



UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

# **Modelamiento integrado de la sostenibilidad de la cacería en el sector oriental del PNN Tuparro (Vichada)**

**Mónica del Pilar Martínez Salas**

Universidad Nacional de Colombia  
Facultad de Ciencias, Biología  
Bogotá, Colombia  
2014



# **Modelamiento integrado de la sostenibilidad de la cacería en el sector oriental del PNN Tuparro (Vichada)**

**Mónica del Pilar Martínez Salas**  
**Código: 190310**

Tesis presentada como requisito parcial para optar al título de:  
**Magister en Ciencias**

Director:  
Ph.D., Hugo Fernando López Arévalo

Línea de Investigación:  
Conservación y Manejo de Vida Silvestre

Grupo de Investigación:  
Conservación y Manejo de Vida Silvestre

Universidad Nacional de Colombia  
Facultad de Ciencias, Biología  
Bogotá, Colombia  
2014



*En memoria de mi padre, quien con todo su amor y apoyo me impulso para iniciar esta maestría, que además de representar un logro importante a nivel profesional, significó muchos cambios y aprendizajes para mi vida.*



## **Agradecimientos**

Nacional de Colombia, al posgrado de Ciencias-Biología por apoyarme en las diferentes etapas de la maestría y al equipo docente que en los primeros semestres fortalecieron mi capacidad académica y analítica.

Al grupo de Conservación y Manejo de Vida Silvestre de la Universidad Nacional de Colombia por su apoyo técnico y logístico. A los biólogos Bibiana Gómez, Carolina Mora, Felipe Suárez y Wendy López quienes me acompañaron en campo para la toma de información del estado poblacional de las especies de caza y me apoyaron en el trabajo realizado con las comunidades indígenas.

A Colciencias por financiar la mayor parte de mi trabajo de tesis por medio del proyecto de Ecología, Uso y Conservación de Ungulados en la Orinoquia y Amazonia colombianas. A la Fundación Alejandro Ángel Escobar por otorgarme la Beca Colombia Biodiversa 2009, como apoyo financiero para el trabajo realizado con las comunidades indígenas del Resguardo Cachicamo, Isla Churuata Isla Peniel.

A Parques Nacionales Naturales de Colombia y al Parque Nacional Natural El Tuparro por facilitar el desarrollo del trabajo en esta importante Área Protegida, con el suministro de recursos humanos logísticos y administrativos. Al equipo del parque conformado por Alex Trujillo (Q.E.P.D), Benicio Alvarado, Zeyda Patiño, Yesid Ruíz, Perla Moreno y al jefe Orlando Patiño quienes aportaron sus valiosos conocimientos y fueron una grata compañía durante mi estancia en el parque. Quiero recordar de manera especial a Gabrielito Trujillo (Q.E.P.D) quien siendo un niño tan pequeño, llenó de alegría y risas el ambiente de trabajo.

A los habitantes de las comunidades indígenas del Resguardo de Cachicamo, Isla Churuata e Isla Peniel por acogerme muy amablemente, compartir su conocimiento y brindarme todo el apoyo necesario para realizar mi trabajo.

Al profesor Pedro Sánchez quien fue mi tutor al inicio de la maestría y me siguió acompañando con sus consejos y recomendaciones a lo largo de este estudio. A la profesora Olga Montenegro por darme la oportunidad de ser parte del proyecto de Ecología, Uso y Conservación de Ungulados en la Orinoquia y Amazonia colombianas bajo el cual realice mi tesis.

A mi director de tesis, el profesor Hugo López por su apoyo moral y académico, por su paciencia y guianza durante el desarrollo de la maestría especialmente en los momentos más críticos, lo cual fue indispensable para culminar este estudio.

Quiero agradecer a mis jurados de sustentación de tesis, Nancy Vargas por sus recomendaciones y suministro de material bibliográfico de apoyo y a Andre Noss por sus observaciones y sugerencias, que en su conjunto permitieron enriquecer el trabajo desarrollado.

A mis compañeras de clase y queridas amigas Bibiana Gómez por su todo su apoyo, motivación y agradable compañía en momentos felices y difíciles, a Carolina Mateus quien día a día estuvo pendiente del desarrollo de mi trabajo y me acompañó hasta su etapa final y a Angélica Ramírez por su colaboración académica. A mis compañeros y compañeras del posgrado con quienes en medio de clases y salidas de campo viví momentos muy gratos.

Quiero agradecer a mi familia como el motor de todo lo que acontece en mi vida. A mi madre y a mi hermana quienes me acompañaron incansablemente y me brindaron su profundo apoyo en cada una de las etapas personales y académicas que viví durante el desarrollo de la maestría. A mis dos amores, Ariel Trujillo quien además de apoyarme con la toma de datos en campo y las visitas a las comunidades indígenas, se convirtió en parte fundamental de mi vida junto con mi bebé Alejandro, quien inició su vida durante este proceso, me acompañó aún en el vientre a la sustentación de la tesis y ahora es mi bendición más grande.



## Resumen

Se estudió la cacería de subsistencia de mamíferos en comunidades indígenas de las etnias Piaroa y Curripaco de la Reserva de Biósfera el Tuparro. En un primer capítulo se estudió el manejo de la cacería de subsistencia lo cual involucró la caracterización de aspectos socio-económicos, culturales y de la descripción de actividad de la cacería por medio de entrevistas realizadas a los cazadores de las comunidades. Se identificó que el manejo de la cacería está dado principalmente por acciones individuales que pueden funcionar a manera de reglas no formales, entre las cuales se encuentra la reducción de la extracción, la cacería en conucos y la preferencia de cazar machos y de evitar cazar hembras con crías. En el capítulo 2 se caracterizó la cacería en un periodo de nueve meses con el empleo de registros de caza. Se encontró que no hay diferencias significativas en cuanto a composición y volumen de caza en las dos etnias, siendo Artyodactyla y Rodentia los órdenes con mayor aporte en cuanto al número de individuos, biomasa y riqueza de especies, lo cual además fue similar a estudios realizados para el Neotrópico. Las etnias estudiadas tienen sus zonas de caza en la RBT, y en ella, los Curripaco están aprovechando directamente los recursos de su zona núcleo, el PNN El Tuparro. Debido a que se desconoce la magnitud total de la cacería en la RBT y en su zona núcleo y a la falta de información sobre la biología de las especies, en el Capítulo 3, se emplearon indicadores poblacionales para evaluar la susceptibilidad de la cacería de 11 especies de mamíferos en el sector oriental del PNN Tuparro. Para ello se comparó la densidad y abundancia entre subzonas con diferentes niveles de caza, dados por su distancia al sitio de ocupación de las comunidades indígenas más cercanas al parque. Se detectó que las especies *Cebus albifrons*, *Dasyprocta fuliginosa*, *Cuniculus paca*, *Pecari tajacu* y *Tapirus terrestris* fueron susceptibles a la presión de cacería bajo el gradiente propuesto, siendo vulnerables a la cacería realizada por las comunidades indígenas más cercanas. Finalmente en el Capítulo 4, se diseñó un modelo conceptual de la cacería de subsistencia en el PNN El Tuparro integrando las dimensiones biológica, social e institucional para el uso de *D. fuliginosa*, *P. tajacu*, *O. virginianus* y *C. paca*. El modelo se enfocó en un manejo

preventivo a favor de la conservación de las poblaciones de mamíferos cinegéticos para garantizar una fuente de recurso proteico para los habitantes de las comunidades indígenas del sector oriental del parque. Se emplearon los modelos de cosecha unificado y producción y se estableció un escenario ideal de la cosecha sostenible, regulada por los acuerdos de uso. Se usó un análisis FODA para identificar limitantes relacionados con la falta de recursos logísticos por parte de Parques Nacionales para controlar la cacería ilegal, como riesgos la falta de información biológica de las especies y como potenciales, la inclusión de las comunidades locales para el funcionamiento del modelo. Se identificaron estrategias para aplicar el modelo como el fortalecimiento de los acuerdos de uso de la fauna silvestre, la inclusión del conocimiento local, reglas de uso no formal y perspectivas de manejo como aspectos fundamentales de participación de los actores locales, el control de la caza ilegal y el apoyo económico para el seguimiento de indicadores de estado y respuesta. El modelo conceptual diseñado y las estrategias propuestas para superar los limitantes, reducir los riesgos y desarrollar su potencial, mostraron gran similitud con otros trabajos sobre sostenibilidad de la fauna silvestre relacionados con el manejo comunitario de recursos. Elementos de los capítulos 1, 2 y 3 fueron empleados como insumo para el desarrollo de este último capítulo.

**Palabras claves.** Piaroa, Curripaco, manejo, densidad, abundancia, acuerdos de uso, Parque Nacional.

## Abstract

Subsistence hunting of mammals in indigenous communities Piaroa and Curripaco ethnic groups in the Biosphere Reserve the Tuparro was studied. In the first chapter the management of subsistence hunting which involved the characterization of socio-economic, cultural aspects and description of activity of hunting through interviews with hunters communities study. It was found that the management of hunting is mainly to individual actions that can operate by way of informal rules, among which is the reduction of extraction, hunting in conucos and preference of males hunt and to avoid hunting females with young. In chapter 2, the hunt was characterized over a period of nine months with the use of hunting records. We found no significant differences in the composition and volume of hunting in the two ethnic groups, being Artyodactyla and Rodentia more orders contribution in terms of the number of individuals, biomass and species richness, which was also similar to studies for the Neotropics. The ethnic groups studied have their hunting grounds in the RBT, and in it, the resources Curripaco are leveraging their core area directly, the PNN Tuparro. Because the total magnitude of the hunt in the RBT and its core area and the lack of information on the biology of the species, in Chapter 3, is unknown population indicators were used to evaluate the susceptibility of the hunt 11 species of mammals in the eastern sector of PNN Tuparro. For this, the density and abundance between subzones with different levels of hunting, given by its distance from the site occupation of the indigenous communities near the park compared. It was found that the species *Cebus albifrons*, *Dasyprocta fuliginosa*, *Cuniculus paca*, *Pecari tajacu* and *Tapirus terrestris* were susceptible to hunting pressure under the proposed gradient, being vulnerable to hunting by indigenous communities closest. Finally in Chapter 4, a conceptual model of subsistence designed for hunting in the PNN Tuparro integrating biological, social and institutional dimensions for use of *D. fuliginosa*, *P. tajacu*, *O. virginianus* and *C. paca*. The model focused on preventive management for the conservation of populations of game mammals to ensure a source of protein resource for the inhabitants of the indigenous communities of the eastern sector of the Park. Unified models and crop production were used and an ideal scenario for sustainable harvest, regulated use agreements established. A FODA analysis was used to identify limitations related to the lack of logistical resources from National Parks to control poaching, and risks the lack of biological information on the species and as potential, the inclusion of local communities for the operation of model. Strategies were

identified to implement the model as strengthening agreements use of wildlife, including local knowledge, rules of nonformal use and management perspectives as fundamental aspects of participation of local actors, the control of hunting illegal and financial support for monitoring status indicators and response. The conceptual model designed and proposed strategies to overcome the constraints, reduce risks and develop their potential, showed great similarity with other work on sustainability of wildlife related to community resource management. Elements of chapters 1, 2 and 3 were used as input for the development of this final chapter.

**Keywords,** Piaroa, Curripaco, management, density, abundance, use agreements, National Park

# Contenido

	Pág.
<b>Resumen .....</b>	<b>IX</b>
<b>Lista de figuras .....</b>	<b>XV</b>
<b>Lista de tablas.....</b>	<b>XVII</b>
<b>Introducción.....</b>	<b>1</b>
<b>1. Manejo de la cacería de subsistencia en comunidades indígenas Piara y Curripaco de la Reserva de Biósfera el Tuparro (RBT) - Vichada, Colombia.....</b>	<b>17</b>
1.1 Introducción .....	18
1.2 Materiales y metodos .....	21
1.2.1 Zona de estudio .....	21
1.2.2 Aspectos sociales y económicos .....	23
1.2.3 Aspectos culturales .....	24
1.2.4 Percepción sobre las tendencias poblacionales de los mamíferos cinegéticos .....	24
1.2.5 Concepciones sobre el manejo de los mamíferos objeto de caza.....	24
1.2.6 Estrategias de regulación de la cacería .....	25
1.2.7 Caracterización de la cacería.....	25
1.3 Resultados.....	26
1.3.1 Aspectos culturales .....	29
1.3.2 Concepciones sobre el manejo de los mamíferos objeto de caza.....	31
1.3.3 Estrategias de regulación de la cacería.....	31
1.3.4 Caracterización de la cacería.....	34
1.3.5 Frecuencia y temporalidad anual de la cacería.....	35
1.3.6 Artes de caza.....	36
1.3.7 Zonas de caza.....	37
1.3.8 Restricciones en la cacería.....	38
1.4 Discusión .....	40
1.4.1 Aspectos sociales y económicos .....	40
1.4.2 Aspectos culturales .....	42
1.4.3 Caracterización de la cacería.....	46
1.5 Bibliografía.....	50
<b>2. Caracterización de la cacería de subsistencia de mamíferos en el sector oriental de la Reserva de Biósfera el Tuparro (RBT) – Vichada .....</b>	<b>61</b>
2.1 Introducción .....	62
2.2 Materiales y métodos .....	63
2.2.1 Zona de estudio.....	63

2.2.2 Comunidades indígenas.....	65
2.2.3 Caracterización de la cacería.....	65
2.3 Resultados.....	67
2.3.1 Composición de la cacería.....	67
2.3.2 Volumen de la cacería.....	67
2.3.3 Temporalidad y frecuencia de la cacería.....	68
2.3.4 Artes de caza.....	70
2.3.5 Zonas de caza.....	71
2.3.6 Sexo.....	75
2.3.7 Clase de edad.....	77
2.4 Discusión.....	78
2.5 Bibliografía.....	82
<b>3. Efecto de un gradiente de caza sobre la densidad y abundancia de las poblaciones de mamíferos cinegéticos en el sector oriental del PNN Tuparro, Vichada.....</b>	<b>91</b>
3.1 Introducción.....	92
3.2 Materiales y métodos.....	93
3.2.1 Zona de estudio.....	93
3.2.2 Densidad y abundancia.....	95
3.2.3 Análisis.....	98
3.3 Resultados.....	99
3.4 Discusión.....	111
3.4.1 Alcances metodológicos.....	111
3.4.2 Presión de cacería.....	112
3.5 Bibliografía.....	120
<b>4. Modelación conceptual de la cacería de subsistencia de mamíferos en el sector oriental del PNN Tuparro: potencial, limitaciones y riesgos.....</b>	<b>135</b>
4.1 Introducción.....	136
4.2 Materiales y métodos.....	138
4.2.1 Zona de estudio.....	138
4.2.2 Modelación de la sostenibilidad de cacería de subsistencia.....	140
4.2.3 Análisis de Fortalezas, Oportunidades, Debilidades y Amenazas (FODA).....	141
4.3 Resultados.....	142
4.3.1 Límites del sistema.....	143
4.3.2 Clasificación de los componentes.....	145
4.3.3 Submodelo biológico.....	147
4.3.4 Submodelo social.....	149
4.3.5 Submodelo institucional.....	152
4.3.6 Relación entre los submodelos.....	155
4.3.7 Presentación formal del sistema.....	155
4.3.8 Patrones esperados del comportamiento del modelo.....	156
4.4 Análisis FODA.....	157
4.5 Discusión.....	165
4.6 Bibliografía.....	177
<b>5. Síntesis.....</b>	<b>199</b>
<b>6. Recomendaciones.....</b>	<b>203</b>
<b>Bibliografía.....</b>	<b>205</b>

## Lista de figuras

	Pág.
<b>Capítulo 1:</b>	
<b>Figura 1.</b> Zona de estudio. Reserva de Biosfera El Tuparro, Resguardo Piaroa de Cachicamo, Isla Churuata e Isla Peniel	22
<b>Figura 2.</b> Zona de estudio. Comunidades indígenas Isla Churuata e Isla Peniel	23
<b>Figura 3.</b> Especies de mamíferos cinegéticos que han disminuido en el sector oriental de la Reserva de Biósfera el Tuparro según las percepciones de habitantes de tres comunidades de las etnias Piaroa y Curripaco	30
<b>Figura 4.</b> Tendencias poblacionales de las especies de mamíferos cinegéticos en el sector oriental de la Reserva de Biósfera el Tuparro según las percepciones de habitantes de tres comunidades de las etnias Piaroa y Curripaco	31
<b>Figura 5 .</b> Herramientas de caza empleadas por las etnias Piaroa y Curripaco en la RBT (N=18)	37
<b>Figura 6.</b> Frecuencia de uso anual de zonas de cacería reportadas por las etnias Piaroa y Curripaco en la RBT	39
<b>Figura 7.</b> Restricciones de cacería reportadas por las etnias Curripaco y Piaroa en la RBT. (N=18)	40
<b>Capítulo 2:</b>	
<b>Figura 1.</b> Zona de estudio. Reserva de Biosfera El Tuparro, Resguardo Piaroa de Cachicamo, Isla Churuata e Isla Peniel	64
<b>Figura 2.</b> Zona de estudio. Comunidades indígenas Isla Churuata e Isla Peniel	64
<b>Figura 4.</b> Frecuencia de uso de zonas de cacería por las comunidades indígenas de las etnias Piaroa y Curripaco, durante los meses de mayo a diciembre del año 2009 y enero del año 2010	72

<b>Figura 5.</b> Zonas de caza reportadas por los cazadores Piaroas de Resguardo Cachicamo durante los meses de mayo a diciembre del año 2009	73
<b>Figura 6.</b> Zonas de caza reportadas por los cazadores Curripaco de Isla Churuata y Peniel durante los meses de junio del año 2009 a enero del año 2010	74
 <b>Capítulo 3.</b>	
<b>Figura 1a.</b> Zona de estudio sector oriental PNN el Tuparro. Ubicación PNN Tuparro	96
<b>Figura 1b.</b> Zona de estudio sector oriental PNN el Tuparro .Transectos de muestreo para estimación de densidad y abundancia, distancia desde el centro de ocupación de las comunidades indígenas hasta cada transecto	96
<b>Figura 2.</b> Tendencia poblacional 1.	107
<b>Figura 3.</b> Tendencia poblacional 2	108
<b>Figura 4.</b> Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) para la densidad de mamíferos en las subzonas de estudio.	109
<b>Figura 5.</b> Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) para la abundancia de los mamíferos en las subzonas de estudio	110
 <b>Capítulo 4:</b>	
<b>Figura 1.</b> Zona de estudio, mapa Base PNN El Tuparro	139
<b>Figura 2.</b> Modelo conceptual de la sostenibilidad de la cacería en el sector oriental del PNN El Tuparro con la delimitación de tres submodelos	145
<b>Figura 3.</b> Modelo dinámico de la sostenibilidad de la cacería de subsistencia, sector oriental PNN Tuparro	151
<b>Figura 4.</b> Biomasa total obtenida en las actividades de caza y pesca, Isla Peniel 2011-2012	156
<b>Figura 5.</b> Patrones esperados de cosecha sostenible a corto y largo plazo, modelo de cacería de subsistencia, sector oriental, PNN Tuparro	157
<b>Figura 6.</b> Estrategias para la aplicación del modelo en el sector oriental del PNN El Tuaprrro	161



## Lista de tablas

	Pág.
<b>Capítulo 1</b>	
<b>Tabla 1.</b> Características sociales de las comunidades indígenas Piaroa y Curripaco de la RBT, año 2009	27
<b>Tabla 2.</b> Actividades de autoconsumo y venta realizadas por las comunidades indígenas de las etnias Piaroa y Curripaco de la RBT, año 2009	28
<b>Tabla 3.</b> Frecuencia de las acciones actuales y futuras para la regulación de la cacería de mamíferos en las comunidades indígenas de las etnias Piaroa y Curripaco en la RBT	33
<b>Tabla 4.</b> Especies, peso, número anual estimado de individuos cazados y biomasa de mamíferos indicados por cazadores de las etnias Piaroa y Curripaco (N=18) de la RBT	35
<b>Tabla 5.</b> Frecuencia anual de eventos o celebraciones que involucran la cacería de subsistencia de mamíferos para las comunidades de las etnias Piaroa y Curripaco en la RBT. (N=18)	36
<b>Capítulo 2</b>	
<b>Tabla 2.</b> Número de individuos y biomasa (kg) por especie cosechados por la comunidad Piaroa durante los meses de mayo a diciembre del 2009	69
<b>Tabla 3.</b> Número de individuos y biomasa (kg) por especie cosechados por las comunidades Curripaco durante los meses de junio del 2009 a enero del 2010	70
<b>Tabla 4.</b> Número de individuos, peso promedio (kg) y biomasa (kg) obtenidos por arte de caza en las comunidades de las etnias Piaroa y Curripaco de la RBT, durante los meses de mayo a diciembre del año 2009 y enero del año 2010	71
<b>Tabla 5.</b> Área (km <sup>2</sup> ) de las zonas de caza empleadas por las comunidades indígenas Piaroa y Curripaco, durante los meses de mayo a diciembre del año 2009 y enero del año 2010	72

<b>Tabla 6.</b> Biomasa (kg) e intensidad de caza de mamíferos (Ind/ km <sup>2</sup> ) obtenidos por la comunidad Piaroa de Cachicamo, durante los meses de mayo a diciembre del año 2009	75
<b>Tabla 7.</b> Biomasa (kg) e intensidad de caza de mamíferos (Ind/ km <sup>2</sup> ) obtenidos por las comunidades Curripaco de Isla Churuata y Peniel durante los meses de junio del año 2009 a enero del año 2010	76
<b>Tabla 8.</b> Número de individuos y biomasa (kg) obtenidos por sexo, para las especies de mamíferos cazadas por las comunidades de las etnias Piaroa y Curripaco de la RBT, durante los meses de mayo a diciembre del año 2009 y enero del año 2010	76
<b>Tabla 9.</b> Biomasa (kg) y porcentaje de biomasa por clase de edad de los mamíferos cazados por las comunidades de las etnias Piaroa y Curripaco de la RBT, durante los meses de mayo a diciembre del año 2009 y enero del año 2010	77
<b>Tabla 10.</b> Tasa de aprovechamiento para las comunidades de las etnias Piaroa y Curripacos de la RBT, durante los meses de mayo a diciembre del año 2009 y enero del año 2010	77
<b>Tabla 11.</b> Tasa de aprovechamiento anual para las especies de mamíferos cazados por las comunidades de las etnias Piaroa y Curripaco	78
<b>Capítulo 3</b>	
<b>Tabla 1.</b> Características de las zonas y subzonas de estudio, según el área del parche boscoso (km <sup>2</sup> ), longitud del transecto de muestreo (km), distancia al centro de ocupación de las comunidades indígenas (km) y tipo de bosque	97
<b>Tabla 2.</b> Esfuerzos de muestreo en las zonas y subzonas de estudio, sector oriental PNN Tuparro	99
<b>Tabla 3.</b> Número de individuos observados por especie y por jornada de muestreo en cada subzona de estudio	100
<b>Tabla 4.</b> Densidad y abundancia relativa de mamíferos en el sector oriental PNN Tuparro	101
<b>Tabla 5.</b> Densidad de mamíferos sector oriental PNN Tuparro por subzonas de estudio	102
<b>Tabla 6.</b> Abundancia relativa de mamíferos en las zonas y subzonas de estudio a partir de la observación directa	103

<b>Tabla 7.</b> Número de visitas por parcela en cada zona y subzona de estudio	104
<b>Tabla 8.</b> Índice de abundancia por medio del registro de huellas para los mamíferos	105

#### **Capítulo 4**

<b>Tabla 1.</b> Clasificación de los componentes de los submodelos Biológico, Social e Institucional de la sostenibilidad de cacería de subsistencia, sector oriental PNN El Tuparro	146
<b>Tabla 2.</b> Límite de cosechas sostenible de mamíferos	
<b>Tabla 3.</b> Porcentaje de biomasa anual cosechada de mamíferos para dos comunidades de Curripacos en el sector oriental del PNN El Tuparro	148
<b>Tabla 4.</b> Biomasa (kg) de caza y pesca mensual de dos comunidades indígenas Curripaco, sector oriental PNN El Tuparro	151
<b>Tabla 5.</b> Número de observaciones totales de mamíferos en el PNN El Tuparro, durante los meses de abril, mayo y junio del año 2009 de cuatro especies de mamíferos cinegéticos y número de días requeridos para estimar su densidad poblacional según el método de transectos lineales	153
<b>Tabla 6.</b> Distancia de las unidades de manejo a los puntos de control del PNN El Tuparro	154
<b>Tabla 7.</b> Priorización de los elementos FODA	158



## Introducción

La fauna silvestre ha sido un recurso de gran importancia para las comunidades humanas que habitan los bosques Neotropicales (Ojasti 1993, Bodmer 1995). La cacería de subsistencia supe o complementa las necesidades proteicas de las comunidades indígenas, colonos y campesinos. Sin embargo, este recurso puede ser fácilmente sobre-explotado y las especies pueden agotarse o extinguirse rápidamente (Robinson y Redford 1994 y Robinson y Bodmer 1999). Los patrones de cacería han sido estudiados en diversos bosques del Neotropico con el fin de conocer la forma en que los pobladores utilizan los recursos faunísticos y poder implementar acciones de manejo que permitan prevenir las situaciones de riesgo para las poblaciones de mamíferos cinegéticos. Además, aportan información básica para la definición de la cosecha sostenible de las diferentes especies de interés (Rubio *et. al.*, 2000).

Estos estudios sobre los patrones de cacería, que pueden variar considerablemente de una etnia o de un grupo a otro (Bodmer *et. al.*, 2000), requieren tener un conocimiento de los grupos humanos que involucra el contexto sociocultural y económico de la caza (Robinson y Bodmer 1999 y Campos y Ulloa 2003). El contexto sociocultural abarca el conocimiento de las percepciones de los grupos humanos respecto a la fauna, y por tanto las posibilidades de lograr un manejo sostenible de fauna silvestre (Rubio *et. al.*, 2000). Así mismo incluye las raíces culturales, míticas y religiosas y los valores intangibles de las comunidades. El contexto económico involucra los ingresos de la comunidad local, la generación de empleo, el nivel de organización de la comunidad y el sistema productivo (Barbarán 2000).

Se han realizado varios estudios donde se caracteriza la cacería de comunicades indígenas en bosques Neotropicales (Jorgenson 1993, Kaplan y Kopischke 1993, Stearman 1993, Rubio 1996, Townsend 1996), al igual que en Colombia (De la Hoz 1998, Bedoya 1999, Rubio *et. al.*, 2000, Mendoza 2004, Montero 2004, Guzmán 2005 y Vlassova 2005). Estos trabajos se hacen aún más relevantes en áreas protegidas, donde

se deben cumplir con los objetivos de conservación y garantizar la seguridad alimentaria y continuidad cultural de las comunidades que allí habitan (Rubio *et. al.*, 2000). En Colombia, se han realizado estudios de cacería de subsistencia en estas áreas con el objetivo de buscar estrategias para un manejo de fauna sostenible: en la Reserva Nacional Natural Puinawai en Guainía (Guzmán 2005 y Tafur 2010), en el Parque Nacional Natural Cahuinarí en Amazonas (Guzman 2001 y Yepes 2002), en el Parque Nacional Natural Tamá en el Norte de Santander (Prada 2008), en el Parque Nacional Natural Utría en el Chocó (Rubio 1996 y Castiblanco 2002) y en la zona de influencia del Santuario de Flora y Fauna Guanentá – Alto Río Fonce en Santander (Castellanos 1999) y del Parque Nacional Natural Paramillo (Racero *et. al.*, 2008).

El estudio de la sostenibilidad de la cacería ha sido abordado por medio de enfoques y modelos para el manejo de la vida silvestre, cuando la información sobre las poblaciones biológicas es pobre (Robinson y Bodmer 1999). Estos enfoques y modelos que dependen principalmente del uso de índices del estado de la población, de modelos simples de sostenibilidad, y de un proceso adaptativo en el cual se monitorean los efectos de manejo (Robinson y Bodmer 1999), han sido empleados en varios bosques Neotropicales (Novaro *et. al.*, 1999), en Ecuador (Zapata 2001), en Perú (Bodmer 1999, Coltrante y Bodmer 1999 y Aquino *et. al.*, 1999), en Bolivia (Noss y Cuéllar 2008 y Aguirre *et. al.*, 1999). Los modelos en los cuales se basaron estos estudios fueron diseñados para especies de las zonas templadas de las cuales se tiene buena información biológica y datos periódicos de extracción. En contraste, la gran variedad de especies neotropicales que son objeto de cacería, principalmente de mamíferos, aves y reptiles (Redford y Robinson 1987, Feer 1993 y Robinson y Bodmer 1999) carecen de información en cuanto a aspectos demográficos, patrones de fecundidad y mortalidad. La mayoría de estudios representan pocos meses de un proceso continuo y dinámico por lo que no permiten concluir si la cacería en el área es o no sustentable a largo plazo (Zapata 2001). Esto conlleva a que la vida silvestre permanezca en gran parte sin manejo por parte de las instituciones encargadas de ello en los trópicos (Robinson y Bodmer 1999).

La sostenibilidad también ha sido evaluada por medio del diseño de un sistema de indicadores que además de evaluar el estado de las especies cinegéticas, consideran otros aspectos diferentes a los puramente biológicos (Moure 2001, Barbarán 2000,

Hidalgo 2005). Otras metodologías proponen el uso de modelos de simulación con los cuales es posible analizar cómo evolucionan los datos observados a lo largo del tiempo (Aracil 1986). Estos planteamientos procuran evaluar la afectación de las poblaciones cinegéticas en las condiciones de la cosecha, ya sea para sustento o para su aprovechamiento comercial. Estos modelos de simulación ofrecen al investigador, manejador o administrador de un recurso natural una mejor oportunidad de comprender o manejar un sistema real (Tipton 1987) y son útiles para ajustar programas de manejo. Además, han permitido llenar vacíos de información biológica de las especies, y se constituyen en una herramienta útil al determinar la magnitud del impacto de caza y la definición de estrategias de conservación adecuadas.

Como ejemplos de estas herramientas dinámicas se puede mencionar el trabajo de Winterhalder y Lu (1997) quienes usaron la dinámica poblacional de cazadores y presas para elaborar un modelo útil para la conservación de los recursos locales en la Amazonía. Wilkie *et. al.*, (1998) realizaron una simulación para establecer los cambios en la sostenibilidad de la cacería con una proyección de 40 años, utilizando el modelo de producción. En Colombia, uno de los primeros modelos de simulación fue elaborado por Mesa (2005), quien exploró el aprovechamiento sostenible del chigüiro (*Hydrochoerus hydrochaeris*) basado en la dinámica de poblaciones en los llanos orientales.

El manejo de la cacería de la vida silvestre debe considerar un contexto biológico, sociocultural y económico de la caza (Robinson y Bodmer 1999). Sin embargo, la información sobre las especies usadas, el contexto humano y ecológico nunca es completa y las condiciones biofísicas, sociales y económicas están cambiando constantemente. La evaluación de la sostenibilidad de uso implica sentar las bases para la adopción de sistemas de manejo adaptativo, los que deben ser flexibles para responder a esos cambios, maximizar la capacidad de aprender de la experiencia y ajustar los niveles de uso, los incentivos de uso y las leyes que regulan el uso consecuentemente (Brown y Wyckoff-Baird 1992, Prescott Allen y Prescott Allen 1996).

La sostenibilidad también puede ser abordada por medio del análisis en los cambios de densidad y abundancia. Se ha demostrado en muchos bosques Neotropicales que la cacería ha incidido negativamente sobre la abundancia de las poblaciones de fauna silvestre (Emmons 1984, Bodmer *et. al.*, 1988, Glanz 1991 y Sánchez y Vásquez 2007),

especialmente en primates y tapires, incluso en áreas poco intervenidas (Freese *et. al.*, 1982, Johns 1986, Peres 1996 y Alvard *et. al.*, 1997). Esta actividad ha reducido drásticamente la fauna silvestre y en algunos casos puede ser considerada como la mayor causa de decline de un tercio de las poblaciones amenazadas de las especies de mamíferos (Rosser y Mainka 2002). La cacería puede influir entonces directa o indirectamente sobre la estructura de la comunidad de mamíferos, causando cambios irreversibles en los ecosistemas si no es manejada adecuadamente (Cullen *et. al.*, 2000, Putz *et. al.*, 1990).

El conocer la situación poblacional de las especies provee una idea sobre que tanto están siendo afectadas por la cacería y cuáles de ellas pueden ser aprovechadas sosteniblemente. Esto ayuda a asegurar el mantenimiento de las poblaciones animales a largo plazo, prevenir la extinción local de la fauna y contribuir con el mantenimiento de los procesos ecológicos (Rubio *et. al.*, 2000). Muchas especies de mamíferos no podrán sobrevivir en un futuro lejano si no quedan aisladas en las reservas y en los parques nacionales, e incluso allí son vulnerables (Robinson y Redford 1997).

La Reserva de Biósfera el Tuparro (RBT) fue declarada por la UNESCO en el año 1982, en reconocimiento a las potencialidades que para la conservación, investigación, desarrollo sostenible y coordinación binacional ofrece el Parque Nacional Natural El Tuparro y su zona de influencia. Además, por proteger paisajes y ecosistemas característicos de las sabanas altas y del Andén Orinoquense, mantener procesos de autorregulación ecológica y conservar hábitats de especies únicas o en peligro de extinción (Morales y Castellanos 2008). Según la Resolución 264 de 1980 del INDERENA, el Parque Nacional Natural el Tuparro fue creado con el objetivo de conservar la flora, la fauna, las bellezas escénicas naturales, los complejos geomorfológicos, las manifestaciones históricas y culturales, con fines científicos, educativos, recreativos y estéticos. En los objetivos de Conservación del parque no se incluye solamente la conservación de la diversidad genética de especies o de ecosistemas sino también bienes y servicios ambientales y valores culturales, aceptando así que las áreas protegidas también tienen una función social global nacional y sobre todo local (Patiño *et. al.*, 2005). La Política de Participación Social en la Conservación (Parques Nacionales Naturales de Colombia 2001) plantea estrategias para el logro de estos objetivos que sobrepasa acciones de control y vigilancia e investigación primaria en



ciencias naturales, para incluir y priorizar acciones que le apuntan a enfrentar, comprender y aproximarse a solucionar la problemática socio-ambiental causante de las amenazas a la conservación.

En el PNN El Tuparro la visión de territorio se basa en la aceptación de su condición como territorio ancestral de diferentes etnias llaneras y en el contexto sociocultural de su zona de influencia inmediata, que también involucra etnias indígenas venezolanas. Además de las comunidades indígenas, el uso del parque está dado por colonos, campesinos y grupos ilegales que en su conjunto generan varias presiones sobre el Área, dadas por la cacería y pesca tanto de subsistencia como comercial, el establecimiento de cultivos de uso no lícito, la extracción de productos del bosque, el incendio de coberturas vegetales y la tala selectiva. También existen otras presiones de carácter regional dadas por el turismo no regulado y el desarrollo sectorial.

La cacería de subsistencia que es una actividad realizada principalmente para la consecución de proteína como fuente de alimento, ha sido ejercida de forma ancestral y tradicional por las comunidades indígenas y colonos que hacen uso de los recursos del parque. Sin embargo cambios sociales, económicos y culturales de dichos grupos humanos, pueden indicar que actualmente no se realice de forma sostenible y por tanto que se estén sobreexplotando los recursos faunísticos. Pobladores locales que han usado los recursos del parque desde hace varios años e incluso décadas han evidenciado la disminución del tamaño poblacional de algunas especies cinegéticas.

La información sobre cacería de fauna silvestre en la RBT se limita a listados de especies cinegéticas. Por ejemplo para uno de los seis grandes resguardos que pertenecen a la Reserva, el Resguardo Piaroa de Cachicamo se mencionan presas de caza como el saino (*Pecari tajacu*), la lapa (*Cuniculus paca*), los venados, el cafuche (*Tayassu pecari*), el aullador (*Alouatta seniculus*) y el chigüiro, las cuales son usadas principalmente para autoconsumo (Gómez *et. al.*, 2009). Se ha descrito para el sector oriental del PNN El Tuparro, especies de uso comercial y de subsistencia como el chigüiro, el saino, el cafuche, la danta (*Tapirus terrestris*), dos especies de venado (*Mazama americana* y *Odocoileus virginianus*), el mico maicero (*Cebus albifrons*), el aullador y el oso hormiguero (*Myrmecophaga tridactyla*) entre otros (Correa *et. al.*, 2005).

Actualmente bajo la reformulación del Plan de Manejo del Parque, se considera que los tamaños poblacionales de las tortugas de río principalmente de *Podocnemis expansa* ha disminuido considerablemente debido a la sobrecacería en las playas de anidamiento en los ríos Tomo, Tuparro y Tuparrito. Dentro de los mamíferos el grupo de los ungulados también ha sido identificado como uno de los más afectados por la cacería comercial y de subsistencia, actividad se ha presentado en todo el parque siendo más notoria en su zona nor-oriental donde existe una mayor cercanía a las comunidades indígenas venezolanas.

Hasta el momento no se tienen cifras de extracción de fauna silvestre de la cacería comercial ni de subsistencia en el Parque, en el primer caso debido a las limitaciones en la coordinación institucional para realizar control y regulación de la caza y a las limitaciones en la capacidad de respuesta del Área Protegida frente a esta amenaza. No hay acciones puntuales de manejo para la cacería de subsistencia debido a la ausencia de acuerdos de uso con las comunidades indígenas usuarias del recurso.

El Parque Nacional Natural El Tuparro, representa una extensa área en la cual los funcionarios del parque realizan recorridos de control y vigilancia esporádicos, pero no se cuenta con un sistema de control y monitoreo de la cacería de fauna silvestre (Patiño *et. al.*, 2005).

En el año 2009 Colciencias apoyo un proyecto liderado por la Universidad Nacional de Colombia para abordar la temática sobre ecología, uso y conservación de ungulados en dos parques nacionales naturales de Colombia, uno de ellos El Tuparro. Siendo un tema de suma importancia para la conservación de las especies cinegéticas y para garantizar la seguridad alimentaria de las poblaciones humanas locales que dependen de ellas, se enfatizó en la necesidad de abordar por primera vez el tema de sostenibilidad de la cacería de subsistencia que incluyera otras especies de mamíferos. Además, se contempló la posibilidad que de la temática se extendiese a otras zonas de la RBT como una figura integradora de la conservación a nivel regional.

Bajo esta iniciativa se consolidó el actual estudio, con el objetivo general de diseñar una herramienta que permitiera abordar el tema de la sostenibilidad de la cacería útil para las acciones de manejo en la RBT, teniendo en cuenta que los aspectos biológicos de las

mayoría de las especies de mamíferos cinegéticos no han sido documentados en la zona y donde conocer la magnitud total de la extracción de la actividad de

En primera instancia se recolectó información derivada del conocimiento local para evaluar el manejo de la cacería de subsistencia de mamíferos considerando una escala regional, por medio de la aplicación de entrevistas a habitantes de una comunidad indígena Piaroa de la zona de desarrollo sostenible de la RBT y a dos comunidades Curripaco de la zona de influencia próxima a la zona núcleo de la Reserva. Esta fase que se presenta en primer capítulo de este documento, generó una aproximación inicial del manejo de la cacería en la RBT y contempló temáticas referidas a las percepciones y perspectivas de manejo de las especies de caza, sus tendencias poblacionales y las características de la cacería. Además del estudio de los aspectos biológicos de las especies con relación a su uso sostenible e incorporación del conocimiento local sobre las mismas, es necesario entender las motivaciones y la racionalidad de los usuarios de la fauna que implica hacer un análisis desde la consideración de elementos culturales, económicos e institucionales (Vargas 2003).

En el capítulo dos se caracterizó la cacería de subsistencia en las mismas comunidades indígenas por medio del uso de los registros de caza durante un periodo de tiempo específico y en el territorio empleado para ello, lo que implicó el uso de una escala local. Se logró caracterizar la cacería de mamíferos de consumo teniendo en cuenta variables como especie, composición, frecuencia, zonas de caza artes de caza y restricciones de cacería entre otros. Esto brindó una información específica sobre la cacería de subsistencia y en conjunto con el primer capítulo se conoció la forma en la que habitantes de la RBT extraen los recursos faunísticos.

Considerando la importancia de conocer el estado de las poblaciones de mamíferos cinegéticos, en el tercer capítulo se estimó la abundancia y densidad poblacional relativas en seis parches de bosque con diferentes grados de cacería ubicados en la zona núcleo de la RBT, trabajando en una escala local y en un periodo de tiempo definido.

Finalmente, con la información obtenida en los capítulos anteriores sobre la oferta y demanda de los mamíferos cinegéticos y con información primaria y secundaria, en el capítulo cuatro se consideró como abordar el tema de sostenibilidad de cacería

enfocándose en la zona núcleo de la RBT a una escala local. Para ello se diseñó un modelo conceptual dinámico con los componentes biológico, social e institucional cuya factibilidad de aplicación en el PNN El Tuparro se evaluó por medio de un Análisis de Fortalezas, Oportunidades, Debilidades y Amenazas y del cual se derivaron estrategias puntuales para el manejo de la cacería de subsistencia en el Parque. El desarrollo de una síntesis general integró los cuatro capítulos e indicó elementos para la conservación del Área Protegida y recomendaciones para enfocarse en un manejo sostenible de la cacería de subsistencia.

### **Bibliografía**

Aguirre, L.F., R. J. Urioste., M. I. Galarza., J.C. Miranda., E. Guayano y D. Vaca. 1999. El monitoreo de aprovechamiento de fauna en la Estación Biológica del Beni: Un análisis crítico. Pp 97-108 En: Fang, T., O. Montenegro y R. Bodmer (editores). Conservación de fauna silvestre en América Latina. Editorial Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia. 495 pp.

Alvard, M.S., Robinson, J.G., Redford, K.H. y Kaplan, H., 1997. The sustainability of subsistence hunting in the Neotropics. *Conservation Biology* 11(4): 977-982.

Aquino, R., Bodmer, R.E., y Pezo, E. 1999. Evaluación de poblaciones del pecarí de collar (*Tayassu tajacu*) y pecarí labiado (*T. pecari*) en la cuenca del Río Pucacuro, Río Alto Tigre. En: Manejo y Conservación de Fauna Silvestre en América Latina. Fang, T, Montenegro, O y Bodmer, R (Eds). Editorial Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia. 495 pp.

Aracil J. 1986. Introducción a la Dinámica de Sistemas, Editorial Alianza. Madrid, España.

Barbarán, F. R. 2000. Análisis de sostenibilidad del uso comercial de tres especies de fauna chaqueña: dimensiones ecológica, económica, social e institucional. Carrera de doctorado en Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta. Argentina. 194 pp.

Bedoya, M. 1999. Patrones de cacería en una comunidad indígena Ticuna en la Amazonia Colombiana. En: Conservación de fauna silvestre en América Latina.

Editores: Fang, T, Montenegro, O y Bodmer, R. Editorial Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia. 495 pp.

Bodmer, R.E. 1995. Managing Amazonian Wildlife: Biological Correlations of Game Choice by Detribalized Hunters. *Ecological Applications* 5(4): 872-877.

Bodmer, R.E. 1999. Uso sustentable de los ungulados amazónicos: implicaciones para las áreas protegidas comunales. En: Manejo y conservación de fauna silvestre en América Latina. Editores: Fang, T, Montenegro, O y Bodmer, R. Editorial Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia. 495 pp.

Bodmer, R.E y Puertas, P. 2000. Community – based management in the Peruvian Amazon. En: Evaluating the sustainability of hunting in tropical forest. J.G. Robinson & E.L. Bennet (Eds), Columbia University Press, New York.

Bodmer, R.E., Fang, T.G., Moya, I., 1988. Primates and ungulates: a comparison of susceptibility to hunting. *Primate Conservation* 9:79-83.

Brown, M y B. Wyckoff-Baird. 1992. El diseño de proyectos integrados de conservación y desarrollo. Programa de Apoyo a la Biodiversidad. WWF. The Nature Conservancy, Instituto de Recursos Mundiales. 79 pp.

Campos-Rozo, C y A. Ulloa (Eds). 2003. Fauna socializada. Tendencias en el manejo participativo de la fauna en América Latina. Fundación Natura, MacArthur Foundation, Instituto Colombiano de Antropología e Historia, Bogotá, Colombia. 373 pp.

Castellanos, L. 1999. Diagnóstico del uso de la fauna silvestre y de la cacería en algunos sectores pertenecientes a la zona del Santuario de Flora y Fauna Guanentá Alto Río Fonce - Santander. Trabajo de grado. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Ciencias Básicas. Bogotá.

Castiblanco, J. 2002. Uso y percepción de fauna de cacería por la comunidad negra de la cuenca del río Valle, Chocó, Colombia. Trabajo de grado en Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.

Coltrante, J y R. Bodmer. 1999. Conservación de las poblaciones de primates en la amazonia peruana a través de la conservación comunal. Pp 369-374 en Fang, T., O. Montenegro y R. Bodmer. Conservación de fauna silvestre en América Latina. Editorial Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia. 495 pp.

Correa, H. D, Ruiz, S. L. y Arévalo, L. M. (Eds) 2005. Plan de acción en biodiversidad de la cuenca del Orinoco – Colombia / 2005 - 2015 – Propuesta Técnica. Bogotá D.C.: Corporinoquia, Cormacarena, I.A.v.H, Unitrópico, Fundación Omacha, Fundación Horizonte Verde, Universidad Javeriana, Unillanos, WWF - Colombia, GTZ – Colombia. 273 pp.

Cullen Jr., L., Bodmer, R.E., Valladares-Padua, C., 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95: 49–56.

De la Hoz, N. 1998. Caracterización de los patrones de cacería en la comunidad de Aduche y en el asentamiento de Puerto Santander-Araraucara. Medio Caquetá, amazonia colombiana. Trabajo de grado. Carrera de Biología. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia.

Emmons, L.H. 1984. Geographic variation in densities and diversities of non-flying mammals in Amazonia. *Biotropica* 16:210-222.

Feer, F. 1993. The potential for sustainable hunting and rearing of game in tropical forest. Pp 691-708 en C.M. Hladik., O.F. Linares., H. Pagezy., A. Semple y M. Hadley (editores). *Tropical Forest, people and food: Biocultural interactions and applications to development*. UNESCO. Paris.

Freese, C.G., Heltne, P.G., Castro, N., Whitesides, G. 1982. Patterns and determinants of monkey densities in Peru and Bolivia, with notes on distributions. *Int. Journal Primatology* 3(1): 53-90.

Glanz, W.E. 1991. Mammalian densities at protected versus hunted sites in Central Panama. En: Robinson, J.G., Redford, K.H. (Eds.), *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. The University of Chicago Press, Chicago, 163-173 pp.

Gómez, I., Trujillo, F. y Suárez, C. 2009. Plan de Manejo de los Humedales de la Reserva de la Biósfera El Tuparro: Jurisdicción de Puerto Carreño. Fundación Omacha – Fundación Horizonte Verde. Bogotá, Colombia. 97 pp.

Guzmán, J.D. 2005. Actividad de Cacería y Percepciones de la Fauna en la Comunidad de Punta Pava, Reserva Nacional Natural Puinawai, Guainía, Colombia. Tesis de grado para optar el título de Ecólogo. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia. 168 pp.

Hidalgo, F. 2005. Evaluación de factores que inciden en la sostenibilidad de la cacería de subsistencia en el municipio de Encino (Santander). Tesis de grado. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.

Johns, A.D. 1986. Effects of habitat disturbances on rainforest wild-life in Brazilian Amazonia. Report to the World Wildlife Fund. Washington, DC.

Jorgenson, J. P. 1993. Gardens, Wildlife Densities, and Subsistence Hunting by Maya Indians by Quintana Roo México. Ph D. University of Florida, Gainesville.

Kaplan, H y Kopischke, K. 1993. Resource use, traditional technology, and change among native peoples of lowland South America. En Redford, K. & P. Christine (Eds). Conservation of neotropical forest: working from traditional resource use. Columbia.

Mendoza, A. 2004. Seguimiento y monitoreo participativo de la actividad de cacería en la región de Puerto Nariño, Amazonas- Colombia. Trabajo de grado. Carrera de biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.

Mesa, E. 2005. Análisis de la Dinámica de Poblaciones Silvestre de Chiguiros *Hydrochaeris hydrochaeris* (Linneaus, 1766) como herramienta de manejo hacia el aprovechamiento sostenible. Tesis de grado presentada para optar el título de Magister en Manejo y Conservación de Vida Silvestre. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 191 pp.

Montero, C.R. 2004. Elementos de Uso y Manejo de la Fauna Silvestre Asociada a la Actividad de Cacería por parte de Campesinos de la Zona Andina. Estudio de caso

desarrollado en el Municipio de Mogotes, Santander, Colombia. Tesis de Pregrado para optar el Título de Ecólogo. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia. 148 pp.

Morales, M y Castellanos, D. 2008. Reserva Mundial de la Biósfera El Tuparro, Vichada, Colombia. En: Reservas de Biósfera en la Amazonía II. Universidad Federal de Pará y Núcleo de altos estudios Amazónicos. UNESCO. Belem, Pará, Brasil. 101-122 pp.

Moure, A. 2001. Propuesta de indicadores para la evaluación de factores que inciden en la sostenibilidad de la cacería de subsistencia en Colombia. Tesis de Maestría en gestión Ambiental para el Desarrollo Sostenible, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá.

Noss, A. J y R. L. Cuéllar. 2008. La sostenibilidad de la cacería de *Tapirus terrestris* y de *Tayassu pecari* en la tierra comunitaria de origen isoso: El modelo de cosecha unificado. Neotropical, 15(2): 241-252.

Novaro, J.A, R. Bodmer y K. H. Redford. 1999. Sustentabilidad de la caza en el Neotropico: Cuán comunes son los sistemas de fuente sumidero? Pp 27-31. En: Fang, T., O. Montenegro y R. Bodmer (editores). Manejo y conservación de fauna silvestre en América Latina. Editorial Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia. 495 pp.

Ojasti, J. 1993. Utilización de la fauna silvestre en América Latina. Situación y perspectivas para un manejo sostenible. Organización de las Naciones Unidas para la agricultura y alimentación. Guía FAO Conservación N° 25. 239 pp.

Patiño, O., Berman, E., Villarraga, A., Rodríguez, A., Rodríguez, J., Ramírez. R y Alvarado, B. 2005. Línea base para la planeación del manejo Parque Nacional Natural El Tuparro. Informe. Unidad de Parques Nacionales Naturales. Colombia.

Peres, C.A., 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *Tayassu tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forests. Biological Conservation 77:115-123.



Parques Nacionales Naturales de Colombia. 2001. Política de Participación Social en la Conservación. Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia (UAESPNN), Ministerio del medio Ambiente. Bogotá, 83 pp.

Prada, N. P. 2008. Patrones de Cacería y Uso de la Fauna Silvestre en la zona de Amortiguación del Parque Nacional Natural Tamá (Veredas El Retiro, El Azul y Santa Isabel) Municipio de Toledo, Norte de Santander. Tesis de Pregrado para optar por el Título de Ecólogo. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá. Colombia. 121 pp.

Prescott- Allen. R y C. Prescott- Allen. 1996. An initial procedure for assessing the sustainability of uses of wild species. Pp 102-115 en Prescott Allen.R y C. Prescott Allen (editores). Assessing the sustainability of uses of wild species. Case studies and initial assessing procedure. Occasional paper of the IUCN Species Survival Commission No. 12. IUCN.

Putz, F.E., Leigh, E.G. y Wright, S.J. 1990. Solitary confinement in Panamá. Garden: 18-23.

Racero, J., Vidal, C., Ruíz, O y Ballesteros, J. 2008. Percepción y patrones de uso de la fauna Silvestre por las comunidades indígenas Embera-Katios en la Cuenca del Río San Jorge, zona amortiguadora del PNN-Paramillo. Revista de Estudios Sociales 31: 118-131.

Redford, K.H y Robinson, J.G. 1987. The game of choice: Patterns of indian and colonist hunting in the Neotropics. American Anthropologist. 89:412-422.

Robinson, J.G y Bodmer, R. 1999. Hacia el manejo de la vida silvestre en los bosques tropicales. En: Manejo y conservación de fauna silvestre en América Latina. Editores: Fang, T, Montenegro, O y Bodmer, R. Editorial Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia. 495 pp.

Robinson, J. G y Redford, K.H. 1994. Measuring the sustainability of hunting in tropical forest. Oryx 25 (4): 249-256.

Robinson J.G y K.H. Redford. 1997. Cosecha sostenible de mamíferos forestales neotropicales. Pp. 485-501. En J.G.Robinson, K.H Redford y J.E. Rabinovich (eds) 1997. Uso y conservación de vida silvestre neotropical. Sección de obras de ciencia y tecnología. Fondo de Cultura Económica. México.

Rosser, A.M y Mainka, S.A. 2002. Overexploitation and species extinctions. *Conservation Biology* 16: 584–586.

Rubio, H. 1996. Diagnóstico de uso de fauna y de espacios de uso con las comunidades indígenas Embera y la Orewa en la zona de influencia del Parque Nacional Natural Utría, Chocó. Pp 29-58. En: Investigación y manejo de fauna para la construcción de sistemas sostenibles. Osorio, H (Eds). CIPAV, Cali, 239 pp.

Rubio, T. H, Ulloa, C.A, y Campos, R. C. 2000. Manejo de la fauna de caza, una construcción a partir de lo local. Orewa, Fundación Natura, Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá, Colombia. 160 pp.

Stearman, A. 1993. Neotropical indigenous hunters and their neighbors: sirionó, chimane and yuquí hunting on the bolivian frontier. En Redford, K. & P. Christine (ed.). *Conservation of neotropical forest: working from traditional resource use*. Columbia.

Tafur, M. 2010. Evaluación de la sostenibilidad de la cacería de mamíferos en la comunidad de Zancudo, Reserva Nacional Natural Puinawai, Guainía – Colombia. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias. Bogotá, Colombia. 101 pp.

Tipton A. R. 1987. Modelos Matemáticos en la gestión de Vida Silvestre. Pp. 223-232 en R. Rodríguez (editores). *Manual de técnicas de gestión de vida silvestre*. The Wildlife Society. Bethesda, Maryland.

Townsend, W. 1996. Caza y pesca de los Sirionó. Instituto de Ecología, Universidad mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia.

Vlassova, E. 2005. Contribución al diseño de alternativas de manejo de fauna Silvestre con las comunidades indígenas del bajo Apaporis y bajo Caquetá – Amazonía

colombiana. Trabajo de grado. Carrera de ecología. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.

Wilkie, D.S., B. Curran., R. Tshombe., y G. Morelli. 1998. Modeling the Sustainability of Subsistence Farming and Hunting in the Ituri Forest of Zaire. *Conservation Biology* 12:137-147.

Winterhalder, B y Lu, F. 1997. A Forager-Resource Population Ecology Model and Implications for Indigenous Conservation. *Conservation Biology* 11(6): 1354-1364.

Yepes, A. 2002. Caracterización de la Cacería de Subsistencia en la Comunidad Indígena Miraña Parque Nacional Natural Cahuinari, Amazonas, Colombia. Tesis de pregrado para optar el título de Biólogo. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia. 225 pp.

Zapata. R, G. 2001. Sustentabilidad de la cacería de subsistencia: el caso de cuatro comunidades quichuas en la Amazonia nororiental ecuatoriana. *Maztozoología Neotropical* 8 (1): 59-66. En: Campos-Rozo, C & A. Ulloa (Eds). *Fauna socializada. Tendencias en el manejo participativo de la fauna en América Latina*. Fundación Natura, MacArthur Foundation, Instituto Colombiano de Antropología e Historia, Bogotá, Colombia. 373 pp.



# **1. Manejo de la cacería de subsistencia en comunidades indígenas Piaroa y Curripaco de la Reserva de Biósfera el Tuparro (RBT) - Vichada, Colombia**

**Management of subsistence hunting in piaroa and curripaco indigenous communities of the Tuparro biosphere reserve (TRB) - Vichada, Colombia**

## **Resumen**

Las características sociales, culturales y económicas inciden en la forma en la que las comunidades usan los recursos faunísticos. Se realizó la caracterización sociocultural y económica y se caracterizó la cacería de mamíferos en tres comunidades pertenecientes a las etnias Piaroa y Curripaco ubicadas en la Reserva de Biósfera el Tuparro en la Orinoquia colombiana, por medio de entrevistas semiestructuradas. EL objetivo fue describir e identificar pautas de manejo de la fauna cinegética en las comunidades, indagando sobre el manejo actual y las perspectivas de manejo futuro, sobre la percepción del estado actual de las poblacionales de mamíferos cinegéticos y sobre cómo se realiza la actividad de caza para consumo en un recuento anual de la extracción. Estos aspectos son claves, ya que entender la cultura de las comunidades locales y la manera en que toman las decisiones sobre el uso de los recursos, es esencial para la protección y viabilidad futura de las área protegidas. Se encontraron diferencias en las comunidades de las dos etnias en cuanto a tenencia del territorio, densidad poblacional y actividades productivas. Se evidenció la ausencia de un mecanismo de regulación que maneje la cacería al interior de las comunidades, para los Piaroa es la naturaleza quien controla la caza y para los Curripaco no existe un mecanismo de regulación. Sugieren que el PNN El Tuparro y la Fuerza Pública sean los mecanismos reguladores de la actividad. El hecho de que predominantemente los

Curripaco manifiestan que los mamíferos cinegéticos se pueden llegar a agotar, y que por ello se debería reducir el nivel de cacería, genera opciones de manejo sostenible. Entre las especies que consideran más han disminuido en el tiempo y es actualmente más escasa se encuentra *Tapirus terrestris*, mientras que *Dasyprocta fuliginosa* se consideró como una de las más abundantes según la percepción de las comunidades de las dos etnias. Se identificaron reglas de uso no formal como la cacería en los conucos, la preferencia de cazar machos y evitar hembras con crías. El consumo de la fauna silvestre se relacionó con aspectos ecológicos para las comunidades de ambas etnias y además con aspectos culturales en el caso de los Piaroa. Se indicó un mayor volumen de caza, zonas de extracción más dispersas en un territorio de traslape de uso y mayores tasas de aprovechamiento anual de los mamíferos por parte de los Curripaco. La temporalidad de la cacería para las tres comunidades se relacionó con aspectos culturales.

**Palabras claves.** Conocimiento local, mamíferos, Orinoquía, reglas de manejo.

## 1.1 Introducción

Las culturas indígenas basan el manejo de la fauna silvestre en un conjunto de normas relacionadas con su cosmovisión, donde los sabedores se fundamentan en la idea de que la vida y los intereses individuales y grupales son exitosos en la medida en que se consultara y se respetara el querer de la naturaleza (Rodríguez, 2009). Las cosmogonías de las etnias indígenas tienen imágenes espirituales comunes que son el fundamento de la organización social y cultural a partir de la cual el uso de los recursos naturales esta ordenado por el conocimiento de la función ecológica y del uso social del elemento natural usado, por las precauciones en el manejo de la naturaleza expresada a través de los relatos, tabúes, y mitos acerca del origen, de la existencia y del cambio en el universo mediante los cuales se conserva la tradición cultural y por la convicción de que el desarrollo y funcionamiento normal del medio natural son garantía del buen comportamiento pasado y presente de los individuos y grupos (Rodríguez 2009).

Sin embargo, cambios en la cultura, sociedad y economía de las comunidades indígenas hacen que se pierda la tradición, que se violen estos principios y por tanto que se ponga en riesgo el manejo de los recursos naturales ya que pueden ser sobreexplotados. Existe

otro escenario referido a que a pesar de que el uso de los recursos ya no sea parte de la cosmovisión indígena, se establezcan prácticas de manejo que aún puedan conducir a un buen manejo de los recursos. Debido a esto, actualmente existe un creciente interés por conocer la forma en que las diferentes culturas conocen y usan su entorno natural (Racero *et. al.*, 2008).

Las reglas formales se expresan en leyes, acuerdos y normas establecidas por las instituciones encargadas de cuidar el medio ambiente y las no formales, son reglas del comportamiento individual y colectivo que se generan al interior de los usuarios de determinado recurso natural, ambas son necesarias para alinear los comportamientos individuales con el objetivo social de la sostenibilidad en el uso de los recursos (Barry 1995).

La cacería de subsistencia es una actividad que involucra directamente la utilización de los recursos faunísticos con el fin de suplir o complementar las necesidades protéicas de las comunidades (Robinson y Bodmer 1999). Puede variar de una etnia o de un grupo a otro (Redford y Robinson 1987; Bodmer y Puertas 2000), por lo que se requiere tener un conocimiento del contexto social, cultural, económico (Robinson y Bodmer 1999; Campos y Ulloa 2003), político y ecológico de la caza.

El contexto sociocultural incluye las raíces culturales, míticas y religiosas de las comunidades, abarca las percepciones de los grupos humanos respecto a la fauna y por tanto, las posibilidades de lograr un manejo sostenible del recurso (Rubio *et. al.*, 2000). El contexto económico involucra el nivel de ingreso económico de la comunidad local, la generación de empleo, el nivel de organización de la comunidad y el sistema productivo (Barbarán 2000).

El manejo de fauna cinegética ha sido estudiado con comunidades campesinas de Santander por Vargas (2003), donde se analizaron las estrategias de gestión local de la fauna de cacería a partir del análisis de las instituciones económicas, culturales/religiosas y legales/jurídicas. Roa y Naranjo (2004), estudiaron las especies restringidas y permitidas para la cacería en comunidades rurales encontrando reglas de manejo por comunidades rurales en la Selva Lacandona, México. En esta misma zona de estudio,

Guerra y Naranjo (2004), estudiaron los factores que intervienen en el manejo local de las especies de caza en comunidades indígenas y mestizas donde la cacería está regida por la asamblea y el grupo familiar extenso. Ramos (2004) estudio las acciones y estrategias que hombres y mujeres establecen para la conservación de recursos pesqueros de uso comunal en el Parque Nacional Natural Sanquianga en Colombia, con el fin de establecer recomendaciones de políticas públicas que optimicen el uso sostenible de los recursos para su conservación. González (2006) estudió las reglas de manejo, percepciones y estado del recurso piangua (*Anadara tuberculosa*) en Nariño, Colombia.

Las comunidades indígenas de la Reserva de Biósfera El Tuparro (RBT) PNN, han sufrido cambios culturales, políticos y sociales que inciden sobre el manejo de la fauna silvestre. Especialmente para la zona núcleo de la RBT, El Parque Nacional Natural El Tuparro, el libre acceso a los recursos por parte de las comunidades indígenas y otros grupos humanos debido a la carencia de control, hace que sea prioritario identificar las reglas de uso formal y no formal para planificar un manejo realista y exitoso de los recursos.

Se caracterizaron aspectos socioculturales y económicos asociados a la cacería de subsistencia de tres comunidades indígenas de las etnias Piaroa y Curripaco de la RBT, por medio de una visión general que abarcó el conocimiento del territorio y de la historia de vida de sus habitantes. El objetivo fue describir e identificar pautas de manejo de la fauna cinegética en las comunidades, indagando sobre el manejo actual y las perspectivas de manejo futuro, sobre la percepción del estado actual de las poblacionales de mamíferos cinegéticos y sobre cómo se realiza la actividad de caza para consumo en un recuento anual de la extracción. Estos aspectos son claves, ya que entender la cultura de las comunidades locales y la manera en que toman las decisiones sobre el uso de los recursos, es esencial para la protección y viabilidad futura de Área Protegida.

La información se obtuvo por medio del conocimiento local, como fuente de información primaria utilizada en varios estudios sobre cacería con comunidades indígenas en el Neotrópico (Mena *et. al.*, 2000, Zapata 2001, Puertas *et. al.*, 2003, Calvimontes y Marmontel 2004). A partir del conocimiento de las comunidades indígenas se puede obtener información preliminar del estado de conservación de los recursos en sus



territories, ya que poseen un profundo conocimiento acerca del medio en que se viven así como de la diversidad de especies, convirtiéndose en una herramienta valiosa para realizar diagnósticos ambientales (Racero *et. al.*, 2008).

## 1.2 Materiales y metodos

### 1.2.1 Zona de estudio

El estudio se realizó en la Reserva de la Biosfera El Tuparro (RBT) ubicada en la Orinoquía Colombiana, departamento del Vichada, en los municipios de Puerto Carreño, La Primavera y Cumaribo (Figura 1). La RBT, declarada por la UNESCO en el año 1982, es considerada como una zona de transición entre la altillanura, la selva y las sabanas del Escudo Guayanés (Molano 1998). Su paisaje se caracteriza por una matriz de sabanas naturales altas e inundables donde se encuentran inmersos parches de bosque inundables y de tierra firme y afloramientos rocosos (Patiño *et. al.*, 2005). Presenta un régimen de lluvias monomodal con un solo periodo de lluvias entre mayo y septiembre y otro de sequia entre octubre y abril (Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales – UAESPNN- 2003; Gómez *et. al.*, 2009). Su clima se clasifica como Tropical lluvioso de sabana, con una precipitación inferior a 60 mm en el mes más seco y un máximo anual de 2.500 mm (Gómez *et. al.*, 2009).

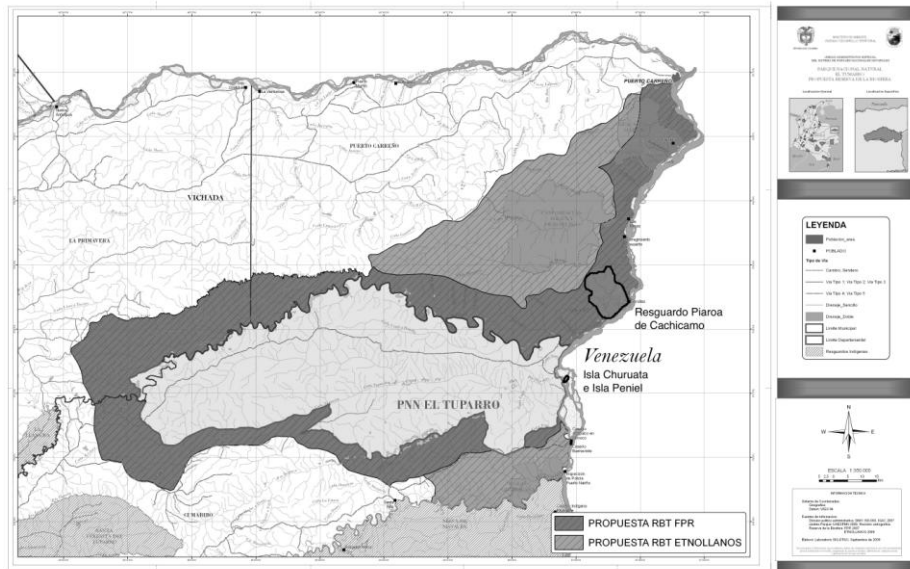
La RBT presenta una extensión de 918.000 hectáreas, que según la zonificación propuesta por la Fundación Puerto Rastrojo (2007), se divide en dos zonas núcleo, dos zonas de amortiguación y cuatro zonas de desarrollo ambiental sostenible. Las zonas núcleo están destinadas para cumplir con los objetivos de conservación de la cuyos objetivos se enmarcan en contribuir a la conservación, protección y recuperación de los paisajes, de los ecosistemas, de las especies y de la variación genética y prestar apoyo a proyectos de investigación y educación (Patrimonio Natural y Fundación Puerto Rastrojo, 2007). Una de ellas corresponde al PNN EL Tuparro (PNNT) (Figura 1) con una extensión de 548.000 ha, el cual fue creado en el año 1980, y declarado Monumento Nacional dos años más tarde (Universidad Nacional de Colombia y UAESPNN 2006).

Las zonas de desarrollo ambiental sostenible tienen una extensión total de 270.000 hectáreas y son dedicadas al fomento y prácticas de formas de explotación

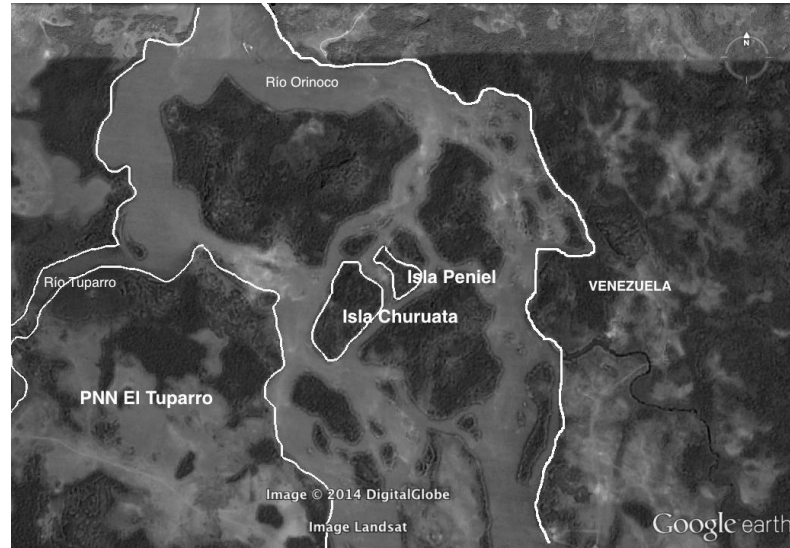
ambientalmente sostenible de los recursos naturales con usos protectores del entorno natural, agrícolas, agroforestales y pecuarios. Las zonas de amortiguación en donde se pueden desarrollar actividades compatibles con los objetivos de conservación de la Reserva, se definieron buscando que fuesen contiguas a las zonas núcleo y que recogiesen la mayor extensión posible de ecosistemas estratégicos y de áreas de Reserva Forestal Protectora de cauces de ríos y caños.

El estudio se realizó en la zona oriental de la RBT, donde se hizo su socialización con cinco comunidades indígenas para identificar aquellas que estuviesen interesadas en abordar el tema de cacería de subsistencia de mamíferos con fines de consumo y que realizaran dicha actividad en alguna zona de la Reserva. Con un 40% de participación de las comunidades, se formalizó el trabajo con el Resguardo Piaroa de Cachicamo (RPC) ubicado en una zona de desarrollo ambiental sostenible (Figura 1) y con dos comunidades indígenas Curripaco denominadas Isla Churuata e Isla Peniel, establecidas en la zona de amortiguación siguiente al sector oriental del PNN El Tuparro (Figura 2).

**Figura 1.** Zona de estudio. Reserva de Biosfera El Tuparro, Resguardo Piaroa de Cachicamo, Isla Churuata e Isla Peniel. Fuente: Parques Nacionales Naturales de Colombia. 2011. (<http://www.parquesnacionales.gov.co>).



**Figura 2.** Zona de estudio. Comunidades indígenas Isla Churuata e Isla Peniel. Fuente: Google Earth 2014.



Se realizaron entrevistas semiestructuradas en los meses de abril, julio y septiembre del año 2009, a los líderes de la comunidad, cabezas de familia o cualquier otro miembro de la comunidad mayor de edad con un tiempo mínimo de permanencia en la zona de un año. La estructura de las entrevistas se dividió en seis temáticas: las dos primeras referidas a la caracterización general de las comunidades, la tercera a la caracterización de la cacería de subsistencia seguida de las percepciones sobre las tendencias poblacionales de los mamíferos, y las dos últimas enfocadas hacia el manejo de la caza (Anexo 1). Las entrevistas fueron empleadas por González (2003) como herramienta metodológica para caracterizar la cacería de comunidades indígenas y de colonos e indagar sobre aspectos útiles para el manejo de la fauna silvestre.

### **1.2.2 Aspectos sociales y económicos**

Se indagó a los capitanes de cada comunidad sobre aspectos referidos a la tenencia y área del territorio, a los años de antigüedad de la comunidad, número de familias y habitantes e identificación de autoridades y cazadores. Con los datos obtenidos del área y número de personas se calculó la densidad poblacional de cada comunidad. Teniendo en cuenta la información suministrada por las cabezas de familia bajo las temáticas uno y dos de las entrevistas (Anexo 1), se conoció el lugar de procedencia y la edad de los habitantes definida

por el porcentaje de menores y adultos. Así mismo se realizó una descripción de los aspectos económicos dados por las actividades productivas de autoconsumo y/o venta y se calculó un porcentaje de ingresos de las familias de las comunidades.

### **1.2.3 Aspectos culturales**

Teniendo en cuenta las respuestas dadas por cualquier miembro de la comunidad, se consideraron las temáticas cuatro, cinco y seis contenidas en las entrevistas (Anexo 1), referidas a las percepciones sobre las tendencias poblacionales de los mamíferos cinegéticos, las concepciones sobre su manejo y a las estrategias de regulación de la cacería respectivamente.

### **1.2.4 Percepción sobre las tendencias poblacionales de los mamíferos cinegéticos**

El conocimiento local que poseen los pobladores acerca de su entorno puede generar una aproximación certera del aumento o disminución de las especies a través del tiempo (Berkes 1999). Se describieron las tendencias poblacionales de acuerdo al número de individuos avistados de las especies cinegéticas en los territorios, siendo las que han disminuido aquellas cuyos individuos eran vistos más frecuentemente hace aproximadamente 30 años que en la época actual. Las especies escasas como aquellas que siempre han sido difíciles o raras de observar y las especies abundantes que pueden ser vistas frecuentemente. Se utilizó la prueba de U de Mann-Whitney para examinar la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las percepciones de tendencias poblacionales de las comunidades de las dos etnias.

### **1.2.5 Concepciones sobre el manejo de los mamíferos objeto de caza**

Se indagó si bajo las condiciones actuales de extracción, los mamíferos podrían agotarse o no en el tiempo.

### **1.2.6 Estrategias de regulación de la cacería**

Se preguntó qué acciones se realizan para evitar que las poblaciones de mamíferos cinegéticos disminuyan y si existen mecanismos de regulación de la cacería internos o externos a la comunidad. Las acciones se definieron como una gestión, trabajo o tarea puntual realizadas para regular la extracción de las especies cinegéticas, mientras que los mecanismos de regulación como la existencia de una persona o institución formal para el mismo fin. Esta temática también se abordó indagando en un tiempo futuro, considerando que acciones y mecanismos de regulación se deberían implementar para regular la cacería.

Para el análisis de las estrategias de regulación de la cacería se empleó el Coeficiente de Contingencia mediante tablas de contingencia de 2x2 que miden el grado de relación o asociación entre dos conjuntos de atributos, dados en este caso por las acciones y mecanismos de regulación. Se realizó una tabla de contingencia para estas variables en tiempo presente y otra en tiempo futuro. El coeficiente de contingencia toma valores cercanos a cero cuando los atributos muestran una baja asociación, mientras que los valores cercanos a uno sugieren una alta asociación (Díaz y Morales 2009).

### **1.2.7 Caracterización de la cacería**

Por medio de la tercera temática contenida en las entrevistas (Anexo 1) se caracterizó la cacería de subsistencia realizando un recuento estimado anual con la información suministrada por los cazadores de cada comunidad. Se consideraron las mismas variables empleadas en otros estudios del Neotrópico para la caracterización de la cacería (Townsend 1999; Ino y Suarez 2001; Moure 2001; Miro *et. al.*, 2001). Se indagó sobre las especies objeto de caza con el apoyo de las guías visuales de Morales *et al.* (2004) y Emmons (1999) para la identificación de mamíferos. Se examinó el número de individuos cazados por especie, las zonas de caza, el número promedio, tipo y época en la cual realizan eventos o celebraciones que motivan la cacería y las artes de caza. También se indagó sobre las restricciones de cacería definidas como los aspectos de la biología y ecología de las especies que pueden limitar la actividad de la cacería tal como edad, sexo, época del año o tipo de hábitat.

Se calculó la biomasa cosechada estimada y biomasa total por cada etnia, a partir del peso promedio de cada especie obtenido en Martínez y López (2014) para las especies cinegéticas en la misma zona de estudio. Para comparar la importancia de las diferentes especies en términos de aportes de biomasa, se dividió la biomasa total aportada por cada especie por el número de individuos capturados de esa especie. Este valor provee una idea de la importancia de las diferentes especies, de acuerdo al esfuerzo en términos del número de animales que tiene que capturar cada grupo humano para obtener una cantidad dada de biomasa (Cueva *et. al.*, 2004).

### 1.3 Resultados

**Aspectos sociales y económicos.** Se observaron diferencias para las comunidades de cada etnia en el tipo de tenencia y tiempo de ocupación del territorio, en la densidad poblacional y en las autoridades tradicionales (Tablas 1 y 2). Mientras que el 100% de los habitantes permanecen siempre en las comunidades de Curripacos, solo el 78% de los habitantes de RPC están de forma permanente en el resguardo.

Como aspectos similares presentados en las comunidades de Piaroas y Curripacos están los procesos de migración poblacional donde señalan la procedencia común de zonas ubicadas hacia el sur de la RBT, como el caso de San Fernando de Atabapo en Venezuela (Tabla 1). Estas migraciones se presentaron debido a que la pesca que es la principal fuente de proteína para las comunidades allí es pobre, comparada con la presencia del recurso en el territorio de ocupación actual, el cual está disponible todo el año. En las tres comunidades se observaron porcentajes de edades similares, siendo el número de menores de edad en cada comunidad levemente superior al de los adultos (Tabla 1).

Respecto a la organización social de cada comunidad, para los Piaroas se continúa con una tradición ancestral en la cual el chamán guía a la comunidad, mientras que para los Curripaco esta guía está dada por un pastor cristiano que evangeliza las dos comunidades y allí el papel del chaman de Isla Churuata queda relegado. Las actividades religiosas son las características más importantes que cohesionan las dos comunidades de Curripacos, además de su proximidad geográfica y vínculos familiares.

**Tabla 1.** Características sociales de las comunidades indígenas Piaroa y Curripaco de la RBT, año 2009.

Variable	Etnia			
	Piara	Curripaco		
	Cachicamo	Isla Churuata	Isla Peniel	
<b>Tenencia del territorio<sup>1</sup></b>	Constituido como resguardo bajo la Resolución 028 de septiembre del año 2005.	Asentamientos en islas fronterizas sin títulos establecidos y cuyo territorio abarca además otras zonas incluidas por ejemplo en el PNN El Tuparro, generando un traslape de uso que es amparado por el derecho de acceso a territorios ancestrales.		
<b>Área del territorio (km<sup>2</sup>)<sup>1</sup></b>	165,6	1,5	0,16	
<b>Años de antigüedad de la comunidad<sup>1</sup></b>	50	22	2	
<b>Número de familias<sup>1</sup></b>	10	6	5	
<b>Número de habitantes<sup>1</sup></b>	92	33	15	
<b>Densidad (No. personas/km<sup>2</sup>)</b>	0,43	22	94	
<b>Procedencia de los habitantes<sup>2</sup></b>	81%: Resguardo 17%: Municipio de Atabapo, estado de Amazonas, Venezuela 2%: Municipio de Cumaribo, Vichada, Colombia.	49%: Municipios de Puerto Inírida y Puerto Colombia, Guainía, Colombia. 36%: Isla Churuata. 12 %: Municipios de Atabapo y Guainía, estado de Amazonas, Venezuela. 3%: Brasil.	73%: Municipio de Atabapo, estado de Amazonas, Venezuela. 27%: Isla Peniel.	
<b>Porcentaje de clases de edad<sup>1</sup></b>	Menores de edad	52	58	53
	Adultos	48	42	47
<b>Identificación de autoridades<sup>1</sup></b>	2 capitanes, 1 promotor, 1 chamán.	1 capitán, 1 promotor, 1 chamán, 1 pastor evangélico.	1 capitán.	
<b>Número de cazadores<sup>1</sup></b>	10	6	5	

1. Información suministrada por los capitanes de cada comunidad. 2. Información suministrada por las cabezas de familia. Piaroas N= 7, Curripacos N=10, N total=17.

Las comunidades de las dos etnias comparten las mismas actividades de subsistencia, pero solo los Curripaco son recolectores de frutos. La agricultura también se desarrolla con fines comerciales por ambas etnias, pero los Piaroa también obtienen beneficios económicos de los animales domésticos y las artesanías, y los Curripaco sólo de la pesca (Tabla 2). Si bien el 83% de las familias de Isla Churuata recibe un subsidio mensual durante todo el año por parte del gobierno venezolano, el 100% de las familias de Isla Peniel y RPC reciben excedentes económicos de las actividades productivas que realizan de una forma más o menos constante a lo largo del año.

**Tabla 2.** Actividades de autoconsumo y venta realizadas por las comunidades indígenas de las etnias Piaroa y Curripaco de la RBT, año 2009 (N=17)

Etnia	Actividad	Auto-consumo	Venta	Descripción
Piaroas	Agricultura	X	X	-Conucos familiares ubicados a aproximadamente dos kilómetros del núcleo poblado, con plantaciones de yuca, topocho y ají. Cada familia se encarga del manejo de su conuco, el cual es visitado 3 veces por semana. -Cultivos comunitarios de maíz y yuca en la vega del Río Orinoco, visitados una vez por semana.- Venta de mañoco y casabe todo el año por el 80% de las familias.
	Pesca	X		Río Orinoco y demás caños del resguardo, actividad realizada todos los meses del año por el 80% de las familias.
	Animales domésticos	X	X	-30 cabezas de ganado. Venta y consumo de forma irregular durante todo el año cuyos ingresos son repartidos en las familias o destinados a mejoras de la comunidad. -En promedio 6 gallinas por núcleo familiar.
	Artesanías		X	Elaboración de artesanías en fibra y madera para ser comercializadas en Puerto



				Ayacucho principalmente a mediados y final de año. Actividad realizada por el 40% de la comunidad.
<b>Curripacos</b>	Agricultura	X	X	-Conucos próximos a la casa de cada familia con plantaciones de maíz, plátano y yuca los cuales son visitados diariamente. -Venta de mañoco y casabe en Puerto Ayacucho e incluso en otras comunidades indígenas cercanas como Pedro Camejo-Venezuela, durante todo el año por el 100% de las familias.
	Pesca	X	X	- Río Orinoco y demás ríos, caños y lagunas ubicados en cercanía de las islas, e incluyendo los del PNN El Tuparro. Actividad realizada todos los meses del año por el 100% de los habitantes. - Venta de peces a pequeña escala principalmente en el Puerto de Samariapo, Venezuela durante todos los meses del año por el 100% de los habitantes.
	Animales domésticos	X		3-5gallinas por familia.
	Recolección de frutos	X		Frutos de ceje, asaí y cucurito que recolectan el 60% de las familias en las matas de monte del sector de Maipures, PNN El Tuparro principalmente en los meses de junio a agosto.

### 1.3.1 Aspectos culturales

Percepción sobre las tendencias poblacionales de los mamíferos cinegéticos

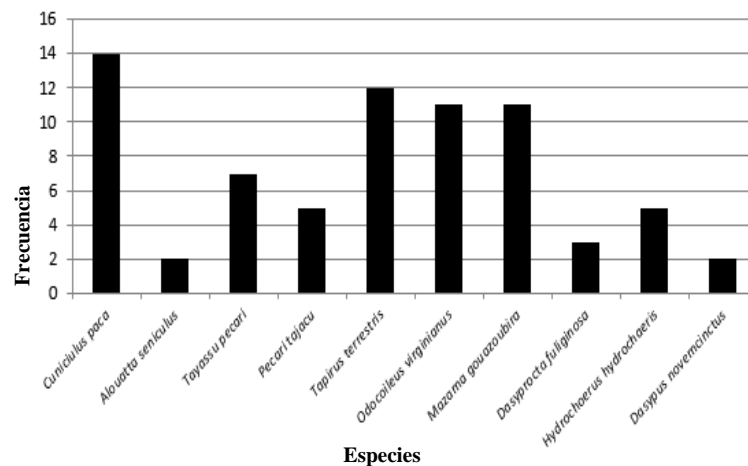
No se encontraron diferencias significativas entre las percepciones de las dos etnias respecto a las especies que han disminuido en el tiempo ( $W=24,5$   $p>0,05$ ). Los resultados indican que para las comunidades objeto de estudio, *C. paca* es la especie que más ha disminuido con el tiempo, seguida de *T. terrestris* y las dos especies de venados *M.*

*gouazoubira* y *O. virginianus*. Especies como *A. seniculus* y *D. novemcinctus* se consideran como las que menos han disminuido en el tiempo (Figura 3).

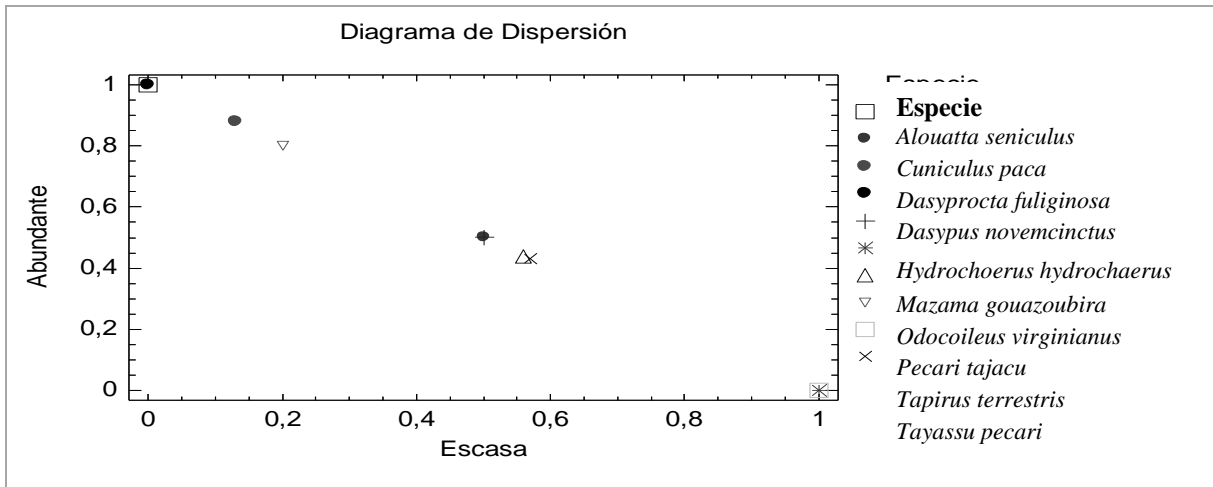
En el caso de las especies abundantes y escasas tampoco se encontraron diferencias significativas entre las percepciones de las comunidades de las dos etnias ( $W=24$   $p>0,05$ ). Según la opinión de las personas entrevistadas, las especies que tienden a ser más abundantes son *D. fuliginosa* y *D. novemcinctus*, mientras que las más escasas son *T. terrestris* y *M. gouazoubira*. De manera especial se manifestó que *T. terrestris* ha disminuido con el tiempo debido a la sobrecacería en los últimos 30 años: ahora es muy difícil encontrarla en zonas boscosas cercanas a la rivera del río Orinoco.

La ubicación de especies en puntos extremos del Diagrama de Dispersión indicó que *A. seniculus*, *D. fuliginosa*, *D. novemcinctus* y *P. tajacu* son abundantes, mientras que *T. terrestris* y *M. gouazoubira* son escasas (Figura 4). Las especies ubicadas en el centro del diagrama como *C. paca*, *H. hydrochaeris*, *O. virginianus* y *T. pecari* fueron tan abundantes como escasas por lo que no se pudo inferir su tendencia poblacional a partir de la percepción dada por los habitantes de las comunidades indígenas (Figura 4).

**Figura 3.** Especies de mamíferos cinegéticos que han disminuido en el sector oriental de la Reserva de Biósfera el Tuparro según las percepciones de habitantes de tres comunidades de las etnias Piaroa y Curripaco (N= 27).



**Figura 4.** Tendencias poblacionales de las especies de mamíferos cinegéticos en el sector oriental de la Reserva de Biósfera el Tuparro según las percepciones de habitantes de tres comunidades de las etnias Piaroa y Curripaco (N= 27).



### 1.3.2 Concepciones sobre el manejo de los mamíferos objeto de caza.

Pocos habitantes de la comunidad Piaroa (29%) y la mayoría de los Curripaco (71%) opinaron que la cacería es una actividad que puede incidir negativamente en las poblaciones silvestres cuando se realiza de forma frecuente y se capturan muchos individuos en poco tiempo, lo que podría provocar el agotamiento de las poblaciones e incluso que se acaben. Sin embargo, la mayoría de los Piaroa (71%), consideran que aunque se haga cacería y algunas especies estén disminuyendo en el tiempo, este recurso nunca se va a agotar porque la naturaleza lo va a proveer de forma ilimitada.

### 1.3.3 Estrategias de regulación de la cacería.

La relación entre la existencia de acciones y mecanismos de regulación formal de la cacería es baja ya que se obtuvo un Coeficiente de Contingencia de 0,5 para los Piaroa y 0,2 para los Curripaco en tiempo actual, y un valor de este coeficiente de cero para ambas etnias en tiempo futuro. El 60 % de los Piaroas entrevistados indican que actualmente no existe una persona o institución como tal que regule la cacería en la comunidad, el 30% señaló que este papel lo realiza el chamán y el 10% que lo realiza

la comunidad en conjunto. Considerando aquellas personas que indicaron que no existe un mecanismo de regulación de la cacería, el 75% opinaron que la naturaleza presenta a los animales en el lugar y número adecuado para que su cacería no afecte las poblaciones naturales.

Dentro de las acciones actuales para regular la actividad de la cacería, cuatro personas consideraron no cazar tanto para evitar el agotamiento del recurso, dos indicaron no realizar quemas en el territorio ya que los incendios inciden negativamente en las poblaciones de mamíferos y respuestas como hacer oración, aumentar la pesca y no vender carne de monte, fueron mencionadas por una persona (Tabla 3). En términos generales, aunque los Piaroa manifiestan que protegen sus recursos faunísticos, indican que alguien debería hacer algo para que las personas de Venezuela no entren a cazar en su territorio.

La mayoría de los Curripacos (82%) consideran que no hay un mecanismo de regulación actual de la cacería; una persona indicó que ésta es regulada por el capitán de la comunidad, una por parte de todos los miembros de la comunidad en su conjunto y otra, por los funcionarios del PNN El Tuparro. Por otra parte, la mayor parte de los Curripacos entrevistados no realizan ninguna acción para la regulación de la caza, cuatro personas indicaron no cazar tanto y respuestas como enriquecimiento del hábitat dado por el mantenimiento de conucos, seguir las recomendaciones del capitán y no cazar hembras con cría, fueron indicadas por una persona respectivamente (Tabla 3).

**Tabla 3.** Frecuencia de las acciones actuales y futuras para la regulación de la cacería de mamíferos en las comunidades indígenas de las etnias Piaroa y Curripaco en la RBT.

<b>Piaroas (N=10)</b>		<b>Curripacos (N=17)</b>	
<b>Acciones actuales</b>	<b>N</b>	<b>Acciones actuales</b>	<b>N</b>
No cazar tanto	4	No cazar tanto	4
Oración	1	Enriquecimiento del hábitat	1
Aumentar la pesca	1	Recomendaciones del capitán	1
No vender carne de monte	1	No cazar hembras con cría	1
No hacer quemas	2	Ninguna	10
Ninguna	1		
<b>Acciones futuras</b>		<b>Acciones futuras</b>	
Más animales domésticos	4	Educación	1
Oración	2	No cazar crías	1
Monitoreo de la cacería	1	Reducir la cacería	8
Criar animales silvestres	1	Cazar solo para autoconsumo	5
Ninguna	2	Tener más animales domésticos	1
		Ninguna	1

N= Número de personas entrevistadas.

De acuerdo a las acciones y mecanismo de regulación de la caza en el futuro, el 70% de los Piaroas y el 88% de los Curripacos consideraron que si debería existir algún mecanismo de regulación de la cacería en las comunidades. La mayoría de los Piaroa indicaron aumentar la tenencia de animales domésticos podría reducir la extracción de fauna silvestre, mientras que otras personas indicaron realizar más oración, monitorear la cacería, criar animales silvestres en cautiverio y dos personas opinaron que no se debe hacer nada (Tabla 3). Esta comunidad propone que el mecanismo externo que regule estas acciones sea el PNN el Tuparro y la Fuerza Pública.

Ocho Curripacos indicaron como acción futura, reducir directamente los niveles de caza, cinco mencionaron realizar la caza solo con fines de autoconsumo y respuestas como hacer más educación en la comunidad, no cazar crías, tener más animales domésticos y no realizar nada fueron indicadas por una sola persona (Tabla 3). Para los Curripaco, los mecanismos de regulación deberían ser los capitanes de las comunidades y el PNN El Tuparro por medio del apoyo en la implementación de las acciones que proponen.

### 1.3.4 Caracterización de la cacería

Se identificó un total de nueve cazadores Piaroas y 12 Curripaco, de los cuales se entrevistó a ocho (88%) y 10 (83%) de ellos respectivamente.

#### Composición

Se reportó un total de 10 especies de caza por parte de las tres comunidades indígenas, donde el orden Artiodactyla representó el mayor número de especies seguido de Rodentia (Tabla 4). La composición de las especies de caza fue similar para las dos etnias, a excepción de *Alouatta seniculus* y *Tapirus terrestris* que no fueron reportadas por los Piaroas. Para la primera especie mencionada existe un tabú debido a la semejanza con el ser humano por lo cual no debe ser cazada, mientras que la segunda especie es muy difícil de encontrar actualmente en el RPC por lo que su cacería allí es muy difícil.

#### Volumen

Se reportó un estimado de 274 individuos cazados al año, de los cuales los Piaroas indicaron que se puede hacer una cacería de 117 individuos y los Curripacos 157 (Tabla 4). En términos generales, para las dos etnias el orden Artiodactyla presentó el mayor número de especies que pueden representar el mayor aporte de biomasa, mientras que el orden Rodentia presentó el mayor número de individuos que se pueden cosechar al año. Para las dos etnias la especie que puede representar un mayor aporte de biomasa fue *Odocoileus virginianus*, mientras que las especies con mayor número de individuos que se pueden capturar fueron *Dasyprocta fuliginosa* para los Piaroas y *Cuniculus paca* para los Curripacos (Tabla 4).

**Tabla 4.** Especies, peso, número anual estimado de individuos cazados y biomasa de mamíferos indicados por cazadores de las etnias Piara y Curripaco (N=18) de la RBT.

ESPECIE	PESO (kg)		NUMERO DE INDIVIDUOS							BIOMASA (kg)		
		D.E	PI	X	D.E	CU	X	D.E	TOTAL	PI	CU	TOTAL
<b>CINGULATA</b>												
<i>Dasyopus novemcinctus</i>	3,58	0,66	1			5	0,5	1,27	6	3,58	17,9	21,5
<b>PRIMATES</b>												
<i>Alouatta seniculus</i>	6,67	1,53	0			2	0,2	0,63	2	0	13,3	13,3
<b>PERISSODACTYLA</b>												
<i>Tapirus terrestris</i>	148,95*	-	0			5	0,5	1,27	5	0	744,8	744,8
<b>ARTIODACTYLA</b>												
<i>Tayassu pecari</i>	25	-	17	2,62	2,06	14	1,5	1,96	31	425,0	350,0	775,0
<i>Pecari tajacu</i>	16,5	1,29	21	2,12	1,96	15	1,4	3,78	36	346,5	247,5	594,0
<i>Mazama gouazoubira</i>	15,75	1,70	4	0,5	0,93	5	0,5	1,27	9	63,0	78,8	141,8
<i>Odocoileus virginianus</i>	33,5	2,12	19	2,38	1,84	25	2,5	2,99	44	636,5	837,5	1474,0
<b>RODENTIA</b>												
<i>Cuniculus paca</i>	7,88	1,09	16	2	2,98	44	4,4	5,64	60	126,1	346,7	472,8
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	4,25	0,97	29	3,73	1,77	40	4,0	1,94	69	123,3	170,0	293,3
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	28,3	10,4	10	1,25	3,53	2	0,2	0,63	12	283,0	56,6	339,6
<b>TOTAL</b>			<b>117</b>	<b>2,34</b>	<b>2,20</b>	<b>157</b>	<b>1,57</b>	<b>2,9</b>	<b>274</b>	<b>2006,9</b>	<b>2863,1</b>	<b>4870,0</b>

Etnias PI: Piaraos y CU: Curripacos, X: Media, D.E: Desviación estándar. \*Peso registrado en Robinson y Redford 1997

### 1.3.5 Frecuencia y temporalidad anual de la cacería.

Los Piaraos indicaron realizar en promedio 31 eventos de caza al año para lo cual se calcula un aporte de biomasa de 2003 kg con un promedio de 64,62 kg por evento. Los Curripacos indicaron un promedio de 50 eventos de cacería al año, representando un aporte de 2863 kg de biomasa con un promedio de 57,26 kg por evento de caza. El tipo de celebración común que requirió de cacería en las dos etnias correspondió a las celebraciones de final de año, para los Piaraos en las vacaciones de mitad de año y los Curripacos en las celebraciones evangélicas (Tabla 5). En cualquier tipo de evento o celebración, se indicó en las tres comunidades que la cacería siempre es acompañada con pescado y eventualmente con animales domésticos como la gallina.

### 1.3.6 Artes de caza.

La escopeta es la herramienta de mayor uso para la obtención de presas para las dos etnias, registrándose una frecuencia de uso anual de más del 75% respecto a los otros métodos reportados que llegaron hasta un 10% (Figura 5). La consecución de municiones se realiza en Venezuela, donde un cartucho calibre 16 que se emplea para cazar mamíferos medianos y pequeños tiene un costo equivalente a \$15.000 pesos colombianos.

**Tabla 5.** Frecuencia anual de eventos o celebraciones que involucran la cacería de subsistencia de mamíferos para las comunidades de las etnias Piaroa y Curripaco en la RBT. (N=18)

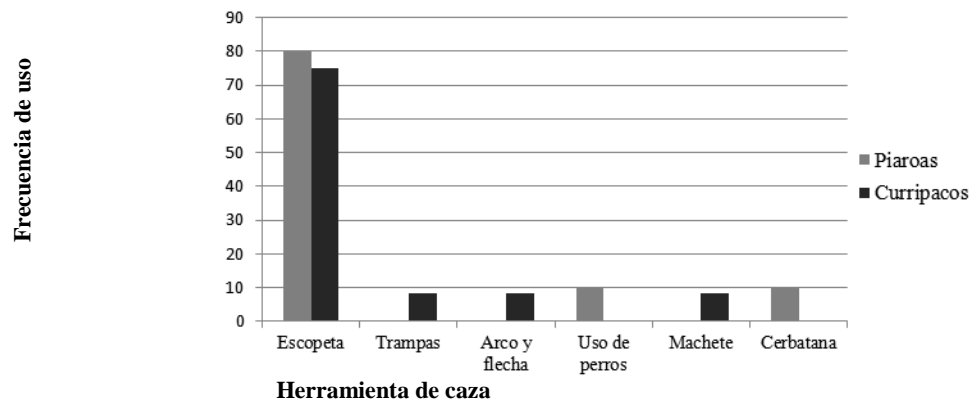
Evento o celebración	Frecuencia anual		Mes	Descripción
	Piara	Curripaco		
Fiestas de fin de año	6	6	Diciembre	Celebración de los días 24 y 31 de diciembre
Viajes		1	Todo el año	Cacería cuando realizan viajes a sus familiares
Reuniones religiosas		9	Todo el año	Celebración de semana santa en abril, reuniones especiales una vez cada dos meses, santa ceba una vez por al mes, culto todos los domingos y viglias dos veces al año.
Ocasional	2	3	Todo el año	Cacería oportunista en los conucos o cuando quieren variar la fuente de proteína en la dieta.
Campeonatos de futbol		1	3 veces al año	Organizado con varias comunidades en cualquier mes de la año.
Celebraciones en general	3		Todo el año	Cumpleaños de algunos de los habitantes de la comunidad.
Vacaciones	4		Junio y Julio	Ingreso de los estudiantes de la ciudad de Puerto Ayacucho y Puerto Carreño.
Jornadas de aseo	1		Enero	Limpieza del caserío de la comunidad.

Sin embargo, solo tres de los cinco cazadores oficiales Piaroa tienen arma propia. Los Curripacos poseen un rifle que se rota en las dos comunidades, y ellos emplean una mayor variedad de herramientas para cazar aun cuando no sean tan eficientes (Figura 5).



El uso de perros de cacería y cerbatana solo fue reportado por los Piaroa; y las trampas, el arco y flecha y el machete por los Curripaco (Figura 5), siendo estos últimos más tradicionales en sus artes de caza. Ellos reportaron el uso de trampas para obtener individuos del orden Rodentia con fines de reproducción en cautiverio y el machete como parte de la cacería oportunista cuando los animales van cruzando el río y son más vulnerables.

**Figura 5 .** Herramientas de caza empleadas por las etnias Piaroa y Curripaco en la RBT (N=18).



### 1.3.7 Zonas de caza.

Los cazadores Piaraos obtienen las presas en los cerros y caños dentro de su Resguardo, donde Cerro Águila y Silla de Cristo representaron los sitios con mayores frecuencias de uso anual del 25% cada uno (Figura 6a). Para acceder a los sitios de caza realizan largas caminatas y eventualmente se transportan en curiaras por el Río Orinoco y por los caños que limitan el resguardo. Los cazadores manifestaron que algunas veces prefieren usar zonas de caza a las cuales pueden acceder por medio de sus embarcaciones, ya que atravesar la sabana en caminata presenta mayor dificultad. Sin embargo cuando requieren de presas para algún evento especial o quieren obtener mayor rendimiento en la cacería prefieren caminar sobre la sabana hasta llegar a las matas de monte como en el caso de Silla de Cristo.

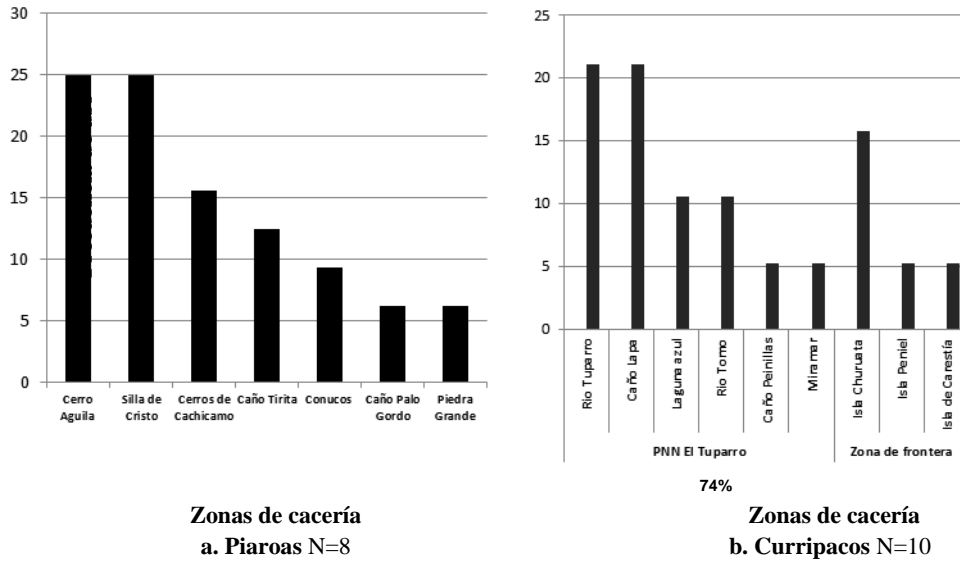
Los Curripacos indicaron realizar el 74% de las faenas de caza dentro del parque, usando con mayor frecuencia el Río Tuparro y Caño Lapa y un bajo porcentaje de uso en sus territorios (Figura 6b). Las vías de comunicación en estas dos comunidades constan de caminos principales que conducen desde el puerto hacia el interior de la comunidad. En época de aguas bajas, los habitantes se pueden desplazar por vía terrestre de una comunidad a otra. La mayoría de las faenas de caza las realizan en ríos y caños por medio de embarcaciones grandes con motores fuera de borda y curiaras, caminando algunos metros hacia el bosque o sabana. Aunque la comunidad de Isla Peniel tiene medios de transporte, en varias ocasiones dependen de la movilización de los habitantes de Isla Churuata para poder viajar a otros sitios de la zona que requieren el paso por los raudales. Sin embargo, los bajos precios y los subsidios con los cuales se consigue la gasolina en Venezuela hacen que la navegación en esta zona oriental del parque sea muy económica.

Ambas etnias manifestaron usar sus conucos para la caza de especies que son atraídas por la oferta alimentaria de estas plantaciones. En el caso de los Piaroas, los conucos están ubicados a aproximadamente dos kilómetros del caserío y son sitios importantes para la cacería de venados y cerdos de monte. Aunque los conucos en las Islas Churuata y Peniel se encuentran próximos a cada casa, sus cazadores también manifestaron la facilidad de obtener presas cerca de ellos.

### **1.3.8 Restricciones en la cacería.**

Los Piaroas indicaron las mismas frecuencias del 25% para cada tipo de restricción de cacería, no existiendo dominancia en alguna de ellas (Figura 7). Manifestaron que la selección del sitio para realizar una faena de caza está regulada por la opinión del chamán quien por medio de la oración sabe a qué lugares se puede ir a cazar para obtener la mayor cantidad de presas sin afectar las poblaciones naturales.

**Figura 6.** Frecuencia de uso anual de zonas de cacería reportadas por las etnias Piaroa y Curripaco en la RBT.

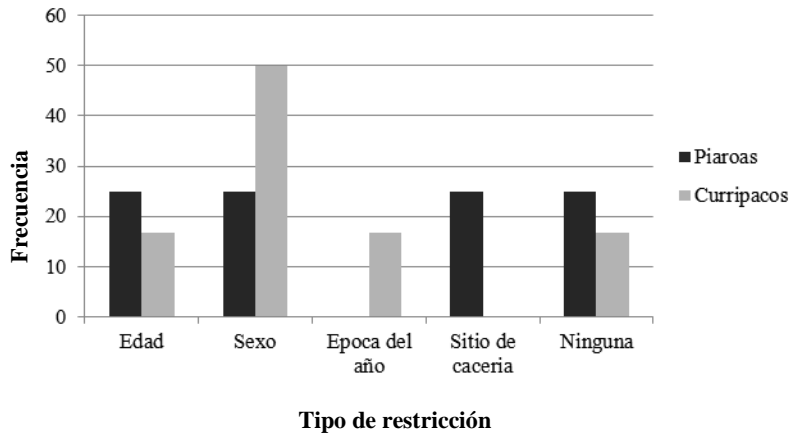


La época del año no fue considerada como un factor importante para realizar la cacería para ninguno de los cazadores Piaroas. En cuanto a la restricción por sexo, manifestaron que debido a que un evento de caza requiere de rapidez para evitar que el animal escape, en muchas ocasiones es difícil tomar una decisión selectiva por los machos.

La mayoría de los Curripacos indicaron la selección de las presas según el sexo de los individuos con una frecuencia del 50% respecto a las demás restricciones (Figura 7). Ellos prefieren no cazar las hembras dada su importancia en la reproducción, cuyo género se puede distinguir por características externas en especies como *O. virginianus* y *A. seniculus*; cuando tienen cría en los roedores, armadillos y *T. terrestris*; y algunas veces por el comportamiento del grupo en los cerdos de monte. Algunos cazadores Curripaco indicaron que prefieren cazar en la época en la cual los animales ya se han reproducido para no afectar negativamente las poblaciones naturales. En el caso de *C. paca* las hembras no se cazan de agosto a septiembre porque están preñadas, siendo los meses de octubre y noviembre donde la lapa está destetando la cría y entonces ya se

puede cazar. Debido a que los adultos aportan mayor biomasa, tanto Piaroas como Curripacos indicaron su preferencia por esta clase de edad.

**Figura 7.** Restricciones de cacería reportadas por las etnias Curripaco y Piaroa en la RBT. (N=18)



## 1.4 Discusión

### 1.4.1 Aspectos sociales y económicos

Las comunidades de las etnias de estudio presentaron diferencias en cuanto al tamaño del territorio, lo que incidió en la posibilidad de RPC de desarrollar más actividades de venta y consumo para abastecer a una población con menor densidad poblacional y para realizar la cacería dentro del resguardo. Para los Curripacos su pequeña isla con una alta densidad poblacional limitó el desarrollo de actividades productivas y direccionó el uso de zonas por fuera de su territorio que complementarían las actividades de caza, recolección de frutos y pesca.

Los Piaroas están presentes en un territorio propio en el cual aunque indican el ingreso no permitido de venezolanos a cazar, saben que ellos son quienes lo administran. Sugieren la Fuerza Pública como institución de regulación formal, debería hacer un control para el ingreso de venezolanos a su territorio.

La mayor parte del territorio que usan los Curripaco para sus actividades de cacería están el PNN El Tuparro, donde el manejo de los recursos depende de dicha institución y a donde ingresan otras comunidades y grupos humanos sin ninguna restricción, por ser un territorio de libre acceso. Ellos indican que debería haber un mecanismo de control para el acceso al Parque, tal como lo sugirieron los campesinos de Mogotes y Encino en Santander en Vargas (2003), quienes estaban ubicados en una zona próxima a un área protegida donde había uso de recursos comunales y donde personas externas se estaban beneficiando de la caza sin contribuir al correcto manejo de las especies. Así mismo opinaron habitantes del PNN Sanquianga (Ramos 2004), quienes consideraron de gran relevancia la existencia de normas externas, donde la regulación de la extracción del recurso pesquero estuviese en manos de entidades estatales para establecer vedas, tallas mínimas de captura y uso de artes de pesca.

El pensar en hacer un control efectivo por medio de una institución formal para el territorio de estas comunidades está limitado por unos costos muy elevados, como lo menciona Ostron (2000) refiriéndose al acceso a los recursos comunales. Ante este limitante, principalmente para el PNN El Tuparro, es necesario reconocer las reglas de uso no formal que rigen el manejo de los recursos en las comunidades que usan este territorio, tal como se realizó en el presente estudio con las dos comunidades de Curripacos.

El escenario de indagar sobre la cacería bajo una prohibición institucional sobre dada por el PNN El Tuparro respecto a los Curripaco, también se presentó con comunidades campesinas próximas a áreas protegidas y establecidas en un pequeño territorio insuficiente para la consecución de carne de monte presentado en Vargas (2003). El Parque es reconocido por los Curripacos como una figura no de regulación sino de prohibición, donde no está admitida la caza de ninguna especie de fauna silvestre, semejante a lo documentado por Prada (2008), en el PNN Tamá con comunidades presentes en su zona de influencia. También puede compararse con aquella situación presentada en la Reserva de la Biosfera M'Passa en Gabón, África, en donde restringir la caza mediante el establecimiento de las normas de un área protegida sin tener en cuenta las necesidades de subsistencia de los pobladores locales llevó a estos a infringir las normas de cacería y por ende a ver el área protegida de una forma negativa (Meffe y Carroll 1994). Campesinos de Encino y Mogotes en Santander (Vargas 2003) indicaron

que la prohibición de la caza en áreas protegidas estimulaba más la cacería, entre más la prohibieran más se aumentaba el estímulo para cazar, lo cual incide negativamente en las poblaciones faunísticas e indica que los mecanismos de regulación formal no siempre son efectivos.

### 1.4.2 Aspectos culturales

Tanto los Piaroa como los Curripaco conocen bien el estado de los recursos a los cuales tienen acceso al indicar las tendencias poblacionales de las especies cinegéticas. La información sobre las tendencias poblacionales de las especies fue similar para las tres comunidades indicando un conocimiento similar del territorio. Así, *C. paca*, *M. Gouzoubira*, *O. virginianus* y *T. terrestris* fueron las especies que más han disminuido en el tiempo, de las cuales la última está categorizada como Vulnerable (Rodríguez *et. al.*, 2006). *D. fuliginosa*, *D. novemcinctus*, *A. seniculus* y *P. tajacu* fueron las más abundantes y *M. gouzoubira* y *T. terrestris* las más escasas, esta última por sobrecacería.

Habitantes de la Serranía de Los Paraguas en el Valle del Cauca, citados por Torres (2004) y campesinos de la zona Andina de Colombia en Tovar (2008) reportaron la disminución de la mayoría de las especies de cacería. En Guerra y Naranjo (2003), los pobladores locales de la Reserva de Biósfera Montes Azules en México, también mencionaron la disminución aparente de animales silvestres debido al crecimiento de las poblaciones humanas y a las actividades agropecuarias. Comunidades indígenas del Amazonas de Colombia estudiadas en Vlassova (2005), indicaron ser conscientes de la disminución y agotamiento de los animales siendo cada vez más difíciles de encontrar, debido al crecimiento demográfico humano, al incremento de la demanda de cacería, la tala de bosques, la introducción de armas de fuego, el uso de perros, la pérdida de conocimiento tradicional y a la necesidad de dinero para suplir sus requerimientos. Las percepciones sobre disminución de fauna silvestre cinegética también fue manifestada por comunidades de la Cuenca del Río Valle en el Chocó colombiano en Castiblanco (2002) quienes mostraron gran preocupación e implementaron acciones de manejo sostenible para las especies. Comunidades campesinas del nororiente de Antioquia, Colombia citadas en Ochoa *et. al.*, (2004), reconocieron la disminución de aves objeto de caza y aunque estaban dispuestos a disminuir la cacería, carecían de alternativas de producción que les permitiera reducir la presión sobre la fauna.

Las tendencias poblacionales reportadas por los cazadores Piaroa y Curripaco indicaron que especies abundantes como *D. fuliginosa* fueron las más cazadas, lo cual fue similar a lo encontrado por Altrichter (2004) donde el consumo se relacionó con la abundancia de la fauna en el Chaco Argentino. En contraste, especies como *T. Terrestris* indicadas por los Piaroa y Curripaco como escasas, reportaron una baja o nula captura anual. Los Piaroa manifestaron no cazar esta especie debido a que ha disminuido notablemente por la cacería, similar a lo indicado por comunidades rurales de la Selva Lacandona en México estudiadas por Guerra y Naranjo (2004) donde la caza de *Tapirus bairdii* estaba prohibida por la comunidad debido a la situación de riesgo de la especie.

La percepción sobre la permanencia de las especies de caza en el tiempo de los Piaroa fue similar a la indicada por la mayoría de los campesinos de Encino y Mogotes Santander en Vargas (2003), quienes realizan la cacería en zonas aledañas a la Reserva Biológica de Cachalú o el Santuario de Flora y Fauna Guanentá- Alto Río Fonce e indicaron que aunque la mayoría de las especies han disminuido en el tiempo nunca se acabarán, porque los ciclos naturales siempre van a permitir su existencia.

La percepción de los Piaroa está fundamentada en que aún conservan su cosmovisión sobre la naturaleza y es ella quien por medio del chaman regula la extracción de los recursos. Sin embargo, la percepción de que es un recurso infinito, puede generar que extraigan la mayor cantidad posible y conducir a su sobreexplotación, así como se evidenció en la extracción de piangua (*A. tuberculosa*) por comunidades de Tumaco en Colombia, estudiadas por González (2006).

A pesar de que comunidades de ambas etnias perciben la disminución poblacional de las especies cinegéticas en el tiempo, solo los Curripaco son conscientes de que estas se pueden agotar y más aún, cuando los usan tantas comunidades y grupos humanos que ingresan sin ningún control al área protegida.

Esto direcciona las acciones de manejo que el parque como zona núcleo de la RBT puede considerar, definidas en primer lugar por reivindicar y promover posibles pautas de manejo sostenibles basadas en la cosmovisión de los Piaroa respecto al manejo de la fauna y por hacer un acompañamiento efectivo en el manejo de los recursos no solo por

las comunidades de Curripaco, sino por todas aquellas que ingresan al parque. En este caso puede persistir la esencia misma de respeto a la naturaleza como una ley inherente que permite la racionalidad y el manejo del medio circundante (Castro *et. al.*, 1993).

El manejo de la cacería en las comunidades está dado principalmente por acciones individuales que podrían funcionar a manera de reglas no formales. Vargas (2003) indicó que el reconocer que los cazadores tienen la capacidad de generar reglas no formales que operan de forma individual, pero que al final tiene un beneficio colectivo puede ayudar a evitar la disminución de las poblaciones.

Las comunidades Piaroa y Curripaco indicaron acciones para el manejo de la caza enfocadas en situaciones muy locales dirigidas al manejo de las poblaciones como disminuir la caza, aumentar la pesca, no vender carne de monte, hacer enriquecimiento de hábitat, no cazar hembras con cría ni crías, tener más animales domésticos, hacer educación y monitorear la caza. Otras, referidas a una escala más amplia como evitar las quemadas y algunas relacionadas con aspectos espirituales como hacer más oración para que la naturaleza siga suministrando el recurso o seguir las recomendaciones del capitán.

Las acciones actuales de manejo de los Piaroa son evitar las quemadas, no vender carne de monte, pescar más y hacer más oración. La mayoría de los Curripaco dicen que no se hace nada, otros indican el enriquecimiento hábitat dado en los conucos, no cazar hembras con cría y finalmente, seguir las recomendaciones del capitán, percepción similar a la encontrada por la mayoría de habitantes de una comunidad Curripaco de la Selva del Matavén (Rodríguez 2006).

Las tres comunidades consideraron que dentro de las acciones actuales para el manejo de la cacería está el reducir la caza, lo cual fue similar a lo reportado por Prada (2008) por pobladores de la zona de influencia del PNN Tamá. Dentro de las acciones futuras los Piaroas proponen tener más fuentes de proteína dada por los animales domésticos, continuar realizando oraciones para que la naturaleza siga proporcionando la carne de monte.

Los Curripacos opinan que se reduzca la caza, que se haga cacería solo para



autoconsumo lo cual está indicando la realización de cacería comercial por estas comunidades, que se tengan más animales domésticos, hacer educación y no cazar crías. Comunidades indígenas del Amazonas de Colombia estudiadas en Vlassova (2005), mencionaron la posibilidad de cría de gallinas para satisfacer con su consumo o venta sus necesidades básicas, además realizaron un calendario de caza con el objetivo de evitar la captura de crías y hembras preñadas, al igual que impulsar las actividades productivas paralelas en las épocas de reproducción o de escasez de fauna.

Reglas de uso no formal fueron identificadas en la comunidad de Piaroas, donde el chamán traduce el mensaje de la naturaleza a la comunidad y ésta indica cuando y donde se debe cazar sin afectar las poblaciones naturales. Esto se relaciona con principios culturales sobre el manejo de la fauna de comunidades indígenas del Amazonas colombiano mencionados en Rodríguez y Van der Hammen (2003), donde todos los recursos se deben utilizar con permiso del dueño espiritual y donde el chamán es el encargado de mediar el uso de la naturaleza.

La regla de uso no formal más reconocida por los habitantes de las tres comunidades fue no cazar tanto, refiriéndose a no tomar tantos individuos por evento de caza, lo que se relaciona con aspectos ecológicos de manejo de fauna encontrados en comunidades indígenas amazónicas que indican que se debe evitar el sobreconsumo (Rodríguez y Van der Hammen 2003).

Como se mencionó en los aspectos socio-económicos, se resalta el interés indicado por las comunidades de que el Parque y las autoridades competentes sean la institución controladora en el caso de los Piaroa y reguladora en los Piaroa de la caza en sus territorios. Los campesinos de Mogotes y Encino- Santander, también mencionaron la necesidad de intervención de las autoridades competentes como la Corporación Autónoma de Santander (CAS) y la aplicación de las leyes para el manejo de la cacería. En muchos casos se ha tenido que contar con el apoyo de instituciones externas en la supervisión y cumplimiento de las reglas como se plantea Ostrom (2000).

El manejo tradicional solo se cumple en núcleos indígenas aislados en donde se mantiene un contexto social-cultural bastante tradicional, donde el control de la cacería lo hace el chamán y no existen presiones fuertes de comercialización ni problemas de

sobreexplotación. Una situación distinta se da en asentamientos cercanos a núcleos poblados que presentan cierta demanda por la carne de monte y donde el control de la cacería es bastante limitado. Allí los chamanes tienen poca incidencias sobre las decisiones individuales de los hombres cabezas de familia y a pesar de existir ciertos referentes tradicionales, en la práctica no existe una vigilancia ni control de la cacería (Rodríguez y Van der Hammen 2003). Ambas comunidades objeto de estudio son vulnerables a la demanda de carne de monte en Puerto Ayacucho y siendo esta actividad más fácil para las comunidades venezolanas, hace prioritario la incursión del parque como una guía para el manejo.

### 1.4.3 Caracterización de la cacería

Las personas entrevistadas de las tres comunidades objeto de estudio reconocen las especies de caza, lo cual hace de la cacería de subsistencia una actividad socialmente justificada para la obtención de proteína tal como se planteó en Montiel *et. al.*, (1999), López-Carrera *et. al.*, (2004) e Hidalgo (2005), lo cual es importante para reivindicar este tema en los planes de manejo. Sin embargo diferente a lo encontrado en estos estudios, en el caso de los Curripaco no hay una concepción de legalidad debido a la veda permanente de caza existente en el PNN El Tuparro, su principal territorio de caza. Un caso diferente se presentó con tres comunidades Zapotecas de México, donde luego de indagar sobre las percepciones respecto a la fauna, se encontró que estas comunidades establecieron una veda de caza por decisión propia, es decir, que no estaba permitido cazar (González y Brinones 2004).

Similar a lo indicado por los Piaroa tanto en los aspectos culturales como en la caracterización de la cacería, la restricción de caza hacia los primates también fue documentada en comunidades izoceñas en Bolivia, donde los habitantes no tenían la costumbre de cazarlos por aspectos culturales (Noss 1999). El tabú de caza sobre primates también fue encontrado en comunidades indígenas peruanas donde *Alouatta seniculus* y otra especie de primate no fueron cazados por razones de su cosmogonía (Ríos *et. al.*, 2004).

El mayor tiempo de permanencia en el territorio de los Piaroa con respecto a los Curripaco, no se manifestó en una mayor posibilidad de captura de fauna dada por el

conocimiento local de las especies y territorio. El consumo se relacionó con aspectos culturales y ecológicos para los Piaroa y ecológicos para los Curripaco.

Los Curripaco con casi la mitad del número de habitantes respecto a los Piaroa indicaron cazar más individuos con mayor obtención de biomasa y más eventos de caza al año. Esto se puede deber a una mayor actividad de caza comercial realizada por los Curripaco, dada por una menor fuente de ingresos. La caza comercial de esta comunidad quedó evidenciada en las acciones de manejo que proponen, donde indican como acción futura cazar solo para autoconsumo. Mayores volúmenes de caza también se pueden relacionar con la ausencia de un mecanismo de regulación formal de la caza en las comunidades Curripaco.

Las diferencias en la caza pueden deberse al desarrollo de actividades productivas (Robinson y Redford 1987). La menor presión de caza en los Piaroas se relacionó con la posibilidad de desarrollar más actividades comerciales y con la posibilidad de tener un territorio más amplio para mantener las chagras y ganado vacuno para la venta. Esto se relaciona con lo indicado por Townsend (1996), donde menciona que el volumen de la cacería se relaciona con la intensidad con que una comunidad practica sus actividades como pesca, agricultura o recolección y respecto a la cantidad de los recursos que consume.

Los eventos de caza al año fueron superiores para los Curripaco, cuyas zonas de caza están más dispersas por el territorio y se movilizan con embarcaciones por los cuerpos de agua caminando pocos metros en la sabana o bosque, lo que sugiere un menor esfuerzo de captura. Sin embargo se presentó un mayor rendimiento en términos de biomasa por evento de caza para los Piaroas, quienes tienen que invertir un mayor esfuerzo para acceder a sus zonas de caza. El uso de las zonas de caza para las tres comunidades está determinado por las características naturales del territorio y por su facilidad en la accesibilidad.

Así, el uso de las zonas de caza de los Piaroa está dado principalmente por las características ecológicas de su territorio ya que prefieren usar sitios con presencia de coberturas boscosas asociadas a afloramientos rocosos y matas de monte donde se

pueden encontrar animales de mayor porte. Estas mismas características hacen que también se usen zonas cercanas al río que representan un acceso más fácil comparado con aquellas que se encuentran en medio de la sabana.

Los Curripaco presentan un territorio pequeño que hacen que sus zonas de caza se extiendan hasta el parque y están determinadas por la facilidad de acceso fluvial, relacionándose principalmente con la presencia de caños y ríos, similar a lo encontrado en Prada (2008), donde las zonas de caza se relacionaron con el tipo de paisaje, el tipo de hábitat y la situación geográfica.

La mayor parte del territorio de caza de los Curripaco se encuentra en el PNN El Tuparro, lo cual fue similar a lo documentado en el uso de zonas de amortiguación de otras áreas protegidas. En el Parque Nacional Natural Cordillera Azul en Perú, se realizó un estudio de caza en las comunidades de su zona de amortiguación y se encontró que la quinta parte del área total de caza de 53 comunidades estaba dentro del AP (Watanabe y Gavin 2004). El 16% de las personas ubicadas en zonas próximas a la Reserva Comunal Yanesha en Perú, indicaron realizar allí la actividad de cacería (González 2003).

La caza oportunista de venados y cerdos en los conucos de los Piaroa y otras especies en los de los Curripaco puede considerarse una regla no formal, como se documentó en otros estudios donde se podían cazar animales dañinos para los cultivos (González 2003, Guerra y Naranjo 2003, Guerra y Calmé 2003). La importancia en el uso de los conucos como zona de caza para las dos etnias también fue reportado para los Curripaco del Matavén (Rodríguez 2006).

La escopeta para las comunidades de ambas etnias fue el arte de caza más eficiente, solo que los Curripacos tenían menos acceso a esta herramienta. La facilidad en la consecución de municiones influyó en la mayor frecuencia de uso respecto a las otras herramientas. Robinson y Redford (1987) documentaron la importancia de la consecución de municiones para la actividad de la cacería. Los Curripaco fueron más tradicionales al usar más artes de caza.

La temporalidad de la caza tanto para Piaroas como Curripacos, se guió de forma evidente por aspectos culturales, donde se realizaron más eventos a mitad y final de

año, dados por las celebraciones de cada comunidad. Esto mismo se encontró en comunidades de campesinos estudiadas por Altrichter (2004), donde el consumo de carne respondió a aspectos culturales variando a lo largo del año.

Para las dos etnias de estudio se reportó una mayor cacería de machos que de hembras como regla de uso no formal, lo cual también fue evidenciado en las estrategias de regulación descritas en los aspectos culturales. Esto fue similar a lo encontrado en comunidades izoceñas de Bolivia (Noss 1999), en Curripacos del Matavén (Rodríguez 2006) y en los campesinos de Encino- Santander, quienes preferían cazar además animales viejos, lo cual se facilitó en venados y lapas (Vargas 2003). Algunos cazadores entrevistados de la Serranía de Paraguas (Torres 2004) aseguraron no cazar en las épocas de reproducción de especies como borugo y picure y que en lo posible no sacrificar hembras. En términos de conservación la restricción de cacería de las hembras puede ser beneficioso para especies que se reproducen rápidamente como los armadillos, ya que ellas pueden producir crías y reemplazar a los animales cazados (Noss 1999).

Finalmente, para el manejo de los mamíferos cinegéticos a nivel de RBT, es importante resaltar la importancia del reconocimiento de las posibilidades que existen para la gestión del recurso desde el nivel local, lo cual fue señalada por Vargas (2003). Los Curripaco basan su manejo en aspectos ecológicos y los Piaroa, además de ecológicos, en aspectos culturales. En este caso, se identificaron reglas de uso no formal y la necesidad indicada por las mismas comunidades de que las instituciones formales actúen efectivamente en el control y regulación de la caza en la RBT. Sin embargo, debido a los altos costos que esto implica se puede considerar un acompañamiento de otras instituciones de apoyo como la Corporinoquia, pero el manejo de los recursos siempre va a surgir de las mismas comunidades. El papel del PNN El Tuparro como zona núcleo de la RBT, es reivindicar y apoyar las reglas de manejo no formales de las comunidades buscando la autorregulación de los recursos de acceso comunal. La autorregulación entre los miembros de una comunidad logra una mayor eficiencia en términos de sostenibilidad del uso de los recursos en el tiempo, mientras que la regulación externa tiene efectos erosivos en cuanto a la posibilidad de que los individuos cooperen voluntariamente en la conservación de los recursos (Ostrom 2000).

## 1.5 Bibliografía

Altrichter, M. 2004. Uso de fauna en el chaco argentino y su relación con factores sociales, culturales locales y con políticas económicas nacionales. En: Libro de resúmenes VI Congreso internacional sobre manejo de fauna silvestre en la amazonia y latinoamerica. Iquitos, Perú. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana (UNAP), Durrell Institute of Conservation and Ecology (DICE) y Wildlife Conservation Society (WCS). 125 pp.

Barbarán, F. R. 2000. Análisis de sostenibilidad del uso comercial de tres especies de fauna chaqueña: dimensiones ecológica, económica, social e institucional. Carrera de doctorado en Ciencias Biológicas, Universidad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta. Argentina. 194 pp.

Barry, C. 1995. Economía Ambiental. Una introducción. McGraw Hill. Bogotá.

Berkes, F. 1999. Sacred ecology. Traditional ecological knowledge and resource management. Taylor & Francis, Filadelfia y Londres.

Bodmer, R.E y Puertas, P. 2000. Community – based management in the Peruvian Amazon. En: Evaluating the sustainability of hunting in tropical forest. J.G.Robinson & E.L.Bennet (Eds), Columbia University Press, New York.

Calvimontes, J y Marmontel, M. 2004. Caza tradicional del manatí amazónico en la Reserva de Desarrollo Sostenible Amaña, Amazonas -Brasil. Libro de Resúmenes, VI Congreso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonía y Latinoamérica. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana UNAP, University of Kent, Canterbury y Wildlife Conservation Society (WCS). 125 pp.

Campos, C y Ulloa, A. 2003. Fauna socializada. Tendencias en el manejo participativo de la fauna en América Latina. Fundación Natura, MacArthur Foundation, Instituto Colombiano de Antropología e Historia, Bogotá, Colombia. 373 pp.

Castiblanco, J. 2002. Uso y percepción de fauna de cacería por la comunidad negra de la cuenca del río Valle, Chocó, Colombia. Trabajo de grado en Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.

Castro, L.M., Romero, M.E., y Bejarano, A. 1993. Geografía Humana de Colombia, Región de la Orinoquía, tomo III, Vol. 1; Instituto Colombiano de Cultura Hispánica, Bogotá.

Cueva, R., Ortiz, A y Jorgenson, J. 2004. Cacería de Fauna Silvestre en el Área de Amortiguamiento del Parque Nacional Yasuní, Amazonía Ecuatoriana. Memorias del VI Congreso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonía y Latinoamérica. Iquitos, Perú.

Díaz, L.G. y Morales, M. 2009. Análisis estadísticos de datos categóricos. Editorial Universidad Nacional de Colombia, Departamento de Estadística, Facultad de Ciencias. Bogotá. 357 pp.

Emmons, L. H. 1999. Mamíferos de los bosques húmedos de América Tropical. Una guía de campo. Editorial F.A.N. Bolivia. 298 pp.

Gómez, I., Trujillo, F. y Suárez, C. 2009. Plan de Manejo de los Humedales de la Reserva de la Biósfera El Tuparro: Jurisdicción de Puerto Carreño. Fundación Omacha – Fundación Horizonte Verde. Bogotá, Colombia. 97 pp.

González, J. 2003. Patrones generales de caza y pesca en comunidades nativas y asentamientos de colonos aledaños a la Reserva Comunal Yanasha, Pasco, Perú. En: Polanco-Ochoa, R (Ed). Manejo de Fauna Silvestre en Amazonía y Latinoamérica. Selección de trabajos V Congreso Internacional. CITES, Fundación Natura. Bogotá. Colombia. 446 pp.

González, 2006. Reglas de manejo, percepciones y estado del recurso piangua (*Anadara tuberculosa*): Caso Asconar, Tumaco, Nariño (Colombia). Tesis de Pregrado en Ecología. Pontificia Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Estudios Ambientales y Rurales. Bogotá. Colombia. 89 pp.

González, G y Briones, M. 2004. Uso tradicional histórico de la fauna silvestre por tres comunidades Zapotecas, Sierra Norte, Oaxaca, México. En: Libro de resúmenes VI Congreso internacional sobre manejo de fauna silvestre en la amazonia y latinoamerica. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana (UNAP), Durrell Institute of Conservation and Ecology (DICE) y Wildlife Conservation Society (WCS). Iquitos, Perú. 125 pp.

Guerra, M y Calmé, S. 2004. Uso de la fauna silvestre en comunidades mayas de Quintana Roo y mestizas de Calakmul, Mexico. En: Libro de resúmenes VI Congreso internacional sobre manejo de fauna silvestre en la amazonia y latinoamerica. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana (UNAP), Durrell Institute of Conservation and Ecology (DICE) y Wildlife Conservation Society (WCS). Iquitos, Perú. 125 pp.

Guerra, M y Naranjo, E. 2004. Especies restringidas y permitidas para la cacería de subsistencia al interior de comunidades rurales con diferente origen y su relación con las actividades productivas en la Selva Lacandona. En: Libro de resúmenes VI Congreso internacional sobre manejo de fauna silvestre en la amazonia y latinoamerica. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana (UNAP), Durrell Institute of Conservation and Ecology (DICE) y Wildlife Conservation Society (WCS). Iquitos, Perú. 125 pp.

Hidalgo, F. 2005. Evaluación de factores que inciden en la sostenibilidad de la cacería de subsistencia en el municipio de Encino (Santander). Tesis de grado. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.

Ino, C y Suárez, L. 2001. Conteo de taitetú (*Pecari tajacu*) en el territorio indígena Sirionó. En: W.R. Townsend; K. Rivero; C. Peña & K. Linzer (Eds). Memorias del Primer Encuentro Nacional de manejo de fauna en los territorios indígenas de Bolivia. Publicaciones Proyecto de Investigaciones No. 25. CIDOB-DFID, Santa Cruz, Bolivia.

Martínez, M., y López, H. F. 2014. Caracterización de la Cacería de Subsistencia de Mamíferos en el Sector Oriental de la Reserva de Biósfera el Tuparro (RBT) – Vichada. Capítulo 2. Tesis de grado Maestría en Ciencias, Biología. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 185 pp.

Meffe, G., y Carroll, R. 1994. Principles of Conservation Biology. Sinauer Associates, Inc. USA. 600 pp.



Mena, P., Stallings, R., Regalado, J y Cueva, R. 2000. The sustainability of current practices by the Huaorani. En: J.G. Robinson y E.L. Bennet (Eds), Hunting for Sustainability in Tropical Forest. Columbia University Press. New York.

Miro, E.F., Huallata, F y Caimani, J. 2001. Monitoreo de cacería de Asunción del Quiquibey. En: W.R. Townsend; K. Rivero; C. Peña & K. Linzer (Eds) Memorias del Primer encuentro Nacional de manejo de fauna en los territorios indígenas de Bolivia. Publicaciones Proyecto de Investigaciones No. 25. CIDOB-DFID, Santa Cruz, Bolivia.

Molano B, J. 1998. "Biogeografía de la Orinoquia colombiana". Pp: 96-101. En: Domínguez, C (Eds). Colombia Orinoco, Bogotá. Fondo FEN. Colombia.

Morales, J, A.L., Sánchez, F., Poveda, K & Cadena, A. 2004. Mamíferos Terrestres y Voladores de Colombia, Guía de Campo. Bogotá, Colombia. 248 pp.

Moure, A. 2001. Propuesta de indicadores para la evaluación de factores que inciden en la sostenibilidad de la cacería de subsistencia en Colombia. Tesis de Maestría en Gestión Ambiental para el Desarrollo Sostenible, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá.

Noss, A. 1999. Manejo de fauna comunitario en el Gran Chaco, Bolivia. En: Conservación de fauna silvestre en América Latina. Editores: Fang, T, Montenegro, O y Bodmer, R. Editorial Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia. 495 pp.

Ochoa, J., Vásquez, I., Arévalo, H., Velásques, P. 2004. Evaluación de la cacería de subsistencia de paujil de pico azul, *Crax alberti* en tres municipios del nororiente de Antioquia, Colombia. En: Libro de resúmenes VI Congreso internacional sobre manejo de fauna silvestre en la amazonia y latinoamerica. Iquitos, Perú. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana (UNAP), Durrell Institute of Conservación and Ecology (DICE) y Wildlife Conservation Society (WCS). 125 pp.

Ostron, E. 2000. El gobierno de los bienes comunes. La evolución de las instituciones de acción colectiva. Solar, servicios editoriales. México. 395 pp.

Patrimonio Natural y Fundación Puerto Rastrojo. 2007. Propuesta de Ordenamiento Ambiental Preliminar de la reserva de la Biósfera El Tuparro. Serie Documentos de Trabajo XXIII. Convenio Patrimonio Natural-Fundación Puerto Rastrojo. 33 pp.

Prada, N. P. 2008. Patrones de Cacería y Uso de la Fauna Silvestre en la zona de Amortiguación del Parque Nacional Natural Tamá (Veredas El Retiro, El Azul y Santa Isabel) Municipio de Toledo, Norte de Santander. Tesis de Pregrado para optar por el Título de Ecólogo. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá. Colombia. 121 pp.

Puertas, P. E., Bodmer, R. E., Antúnez, M. & Calle, A. 2003. Consideraciones metodológicas para el desarrollo de planes de manejo con comunidades rurales del nororiente peruano. En: Campos-Rozo, C & A. Ulloa (Eds). Fauna socializada. Tendencias en el manejo participativo de la fauna en América Latina. Fundación Natura, MacArthur Foundation, Instituto Colombiano de Antropología e Historia, Bogotá, Colombia. 373 pp.

Racero, J., Vidal, C., Ruíz, O y Ballesteros, J. 2008. Percepción y patrones de uso de la fauna Silvestre por las comunidades indígenas Embera-Katios en la Cuenca del Río San Jorge, zona amortiguadora del PNN-Paramillo. Revista de Estudios Sociales 31: 118-131.

Ramos, P. 2004. Conservación de recursos de uso comunitario desde la perspectiva de género. Caso Costa Pacífica Nariñense. Parque Nacional Natural Sanquianga. Trabajo de grado en Ecología. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Estudios Ambientales y Rurales. Bogotá. Colombia. 81 pp.

Ríos, C., Puertas, P., Bodmer, R., Escobedo, A y Fang, T. 2004. Uso de la fauna silvestre por los Matsés del Río Gálvez, Perú: Iniciativas de manejo comunal. En: Libro de resúmenes VI Congreso internacional sobre manejo de fauna silvestre en la amazonia y latinoamerica. Iquitos, Perú. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana (UNAP), Durrell Institute of Conservación and Ecology (DICE) y Wildlife Conservation Society (WCS). 125 pp.

Redford, K.H y Robinson, J.G. 1987. The game of choice: Patterns of indian and colonist hunting in the Neotropics. *American Anthropologist* 89:412-422.

Robinson, J.G y Bodmer, R. 1999. Hacia el Manejo de la Vida Silvestre en los Bosques Tropicales. En: Manejo y conservación de fauna silvestre en América Latina. Editores: Fang, T, Montenegro, O y Bodmer, R. Editorial Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia. 495 pp.

Rodríguez, A. 2006. Cacería en la comunidad Guayabal-Anapo a partir del uso indígena del territorio en el gran Resguardo Selva del Matavén, Vichada. Carrera de Ecología, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.

Rodríguez, C y Van der Hammen, M. 2003. Manejo indígena de la fauna en el bajo y medio río Caquetá (Amazonia colombiana). Tradición, transformaciones y desafíos para su uso sostenible. En: En: Polanco-Ochoa, R (Ed). Manejo de Fauna Silvestre en Amazonía y Latinoamérica. Selección de trabajos V Congreso Internacional. CITES, Fundación Natura. Bogotá. Colombia. 446 pp.

Rodríguez, J., Alberico, M., Trujillo, F y Jorgenson, J. (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. 430 pp.

Rodríguez, J. 2009. Etnias y Culturas en el Medio Ambiente de Colombia. Capítulo 10. Pp 408- 445. En: Leyva, P (Editor). El Medio Ambiente en Colombia. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). Bogotá, Colombia.

Rubio, T. H, Ulloa, C.A, y Campos, R. C. 2000. Manejo de la fauna de caza, una construcción a partir de lo local. Orewa, Fundación Natura, Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá, Colombia. 160 pp.

Torres, L. 2004. Percepción y uso de la fauna en la zona norte de la Serranía de los Paraguas (Municipio del El Cairo- Valle del Cauca, Colombia. Tesis de Ecología. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Estudios Ambientales y Rurales. Bogotá, Colombia. 145 pp.

Tovar, N. 2008. Secreteando al zorro: Una vía de reconciliación entre las realidades y ficciones del manejo de fauna silvestre? Fundación Natura. Bogotá. 193 pp.

Townsend, W. 1996. Caza y pesca de los Sirionó. Instituto de Ecología, Universidad mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia.

Townsend, W. 1999. Algunas técnicas para ampliar la participación en el manejo de la fauna silvestre con comunidades rurales. En: Conservación de fauna silvestre en América Latina. Editores: Fang, T, Montenegro, O y Bodmer, R. Editorial Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia. 495 pp.

Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales (UAESPNN), 2003. Dirección Territorial Amazonía Orinoquía. Caracterización preliminar para la formulación del Plan de Manejo Parque Nacional Natural El Tuparro. Bogotá.

Universidad Nacional de Colombia y Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales (UAESPNN), 2006. Plan de Investigaciones Parque Nacional Natural y Reserva de la Biósfera El Tuparro. Convenio de Cooperación Interinstitucional Parques Nacionales Naturales-Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 232 pp.

Vargas, N. 2003. Coevolución de los sistemas cultural, legal y económico alrededor de la cacería: La cacería de Encino y Mogotes, Santander. Tesis de Maestría en Gestión Ambiental. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Estudios Ambientales y Rurales. Bogotá, 136 pp.

Vlassova, E. 2005. Contribución al diseño de alternativas de manejo de fauna Silvestre con las comunidades indígenas del bajo Apaporis y bajo Caquetá – Amazonía colombiana. Trabajo de grado. Carrera de ecología. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.

Zapata, R, G. 2001. Sustentabilidad de la cacería de subsistencia: el caso de cuatro comunidades quichuas en la Amazonia nororiental ecuatoriana. *Maztozoología Neotropical* 8 (1): 59-66. En: Campos-Rozo, C & A. Ulloa (Eds). *Fauna socializada. Tendencias en el manejo participativo de la fauna en América Latina*. Fundación Natura, MacArthur Foundation, Instituto Colombiano de Antropología e Historia, Bogotá, Colombia. 373 pp.

Watanabe, J y Gavin, M. 2004. Uso de la fauna silvestre por las comunidades de la zona de amortiguamiento del Parque Nacional Cordillera Azul (PNCA), Perú. En: Libro de resumen VI Congreso internacional sobre manejo de fauna silvestre en la amazonia y latinoamerica. Iquitos, Perú. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana (UNAP), Durrell Institute of Conservación and Ecology (DICE) y Wildlife Conservation Society (WCS). 125 pp.

## Anexos

### Anexo 1. Formato de entrevista semiestructurada

**Fecha:**

**Comunidad:**

**Nombre del encuestador:**

**Nombre del encuestado:**

**Lugar de nacimiento:**  
**comunidad (años):**

**Tiempo de permanencia en la**

#### 1. Composición familiar

Edad	Número de personas que habitan la vivienda	
	Permanente	Temporal
Bebés (0 a 1 año)		
Niños (1 -11 años)		
Jóvenes (12-17 años)		
Adultos (18-59 años)		
Tercera edad (Más de 60 años)		

#### 2. Actividades productivas

Tipo	Especie	Uso	Zona	Frecuencia de la actividad (Semana, mes, año)	Descripción
Animales domésticos					
Cultivos					
Otros					

### 3. Datos de cacería.

Especie (Nombre común)	Número promedio de individuos cazados al año	Zonas de caza

Frecuencia de los eventos de cacería al año		Festividad o evento que motiva la actividad de cacería	Época del año
Individual	Colectiva		

**Uso de herramientas de caza:** Arma de fuego\_\_\_\_ Cerbatana\_\_\_\_ Trampas\_\_\_\_  
 Cacería con perros\_\_\_\_  
 Otros\_\_\_\_\_

#### Restricciones de cacería:

Edad\_\_\_\_ Genero\_\_\_\_ Lugar\_\_\_\_ Época del año\_\_\_\_  
 Otra\_\_\_\_\_

### 4. **Percepción sobre las tendencias poblacionales de los mamíferos**

Especies que han disminuido, por qué?:

Que animales siempre han sido escasos ?:

Que animales siempre han sido abundantes ?:

### 5. **Concepciones sobre el manejo de los animales**

Es importante para usted que existan los animales? Por qué?

Cree que los animales se pueden acabar para siempre? Por qué?

Que animales considera los más importantes para mantener en su territorio? Por qué ?

Los animales que no son de cacería son importantes? Por qué?

## **6. Diagnóstico sobre las estrategias de manejo**

Quienes se encargan de cuidar los animales?

Que se hacía o se hace para que los animales no se acaben?

Cree que es necesario para su territorio realizar prácticas de manejo de los animales para que no se acaben?

Que practicas considera que se deben hacer?

Considera importante que usted y su comunidad realice proyectos dirigidos al manejo de los animales?





## **2. Caracterización de la cacería de subsistencia de mamíferos en el sector oriental de la Reserva de Biósfera el Tuparro (RBT) – Vichada**

**Characterization of subsistence hunting of mammals in the eastern part of el Tuparro biosphere reserve (RBT) - Vichada**

### **Resumen**

La cacería de subsistencia ha sido una actividad de vital importancia para las comunidades indígenas como fuente de proteína y venta. Se caracterizó la cacería de subsistencia realizada por comunidades de las etnias Piaroa y Curripaco presentes en la Reserva de la Biosfera el Tuparro, por medio de registros de caza durante nueve meses de estudio. Se encontró que no hay diferencias significativas en cuanto a especies y número de individuos cazados en las dos etnias, siendo Artyodactyla y Rodentia los órdenes con mayor aporte en cuanto al número de individuos, biomasa y riqueza de especies, lo cual fue similar a estudios realizados para el Neotrópico. Los Piaroa cazaron un mayor número de individuos (32 de un total de 65) y obtuvieron mayor biomasa (510,3 kg de un total de 868,7 kg). Los Piaroa realizaron más frecuentemente cacería cuando los estudiantes llegan de la ciudad al resguardo, mientras que los Curripacos para las reuniones evangélicas. El arte de caza más usado por las comunidades de las dos etnias fue la escopeta. Las etnias estudiadas tienen sus zonas de caza en la RBT, y en ellas, los Curripaco están aprovechando directamente los recursos de su zona núcleo, el PNN El Tuparro.

**Palabras clave:** Área protegida, Curripaco, Orinoquia, Piaroa.

## 2.1 Introducción

La cacería de subsistencia es una de las actividades más importantes que involucra la utilización de los recursos faunísticos con el fin de suplir o complementar las necesidades proteicas de las comunidades indígenas, colonos y campesinos (Robinson y Bodmer 1999). El estudio de la cacería de subsistencia se realiza con el fin de conocer la forma en que los pobladores utilizan los recursos faunísticos y poder implementar acciones que permitan prevenir las situaciones de riesgo para las poblaciones de mamíferos cinegéticos y es un insumo básico para la definición de las cosechas sostenibles (Rubio *et. al.*, 2000; Puertas *et. al.*, 2003). La presión de caza y el rápido crecimiento del mercado de carne de monte y de otros productos derivados de animales silvestres hace que en muchas regiones su extracción se convierta en una práctica insostenible, lo que ha llevado a ciertas especies al borde de la extinción (Matallana *et. al.*, 2012).

La actividad de la cacería puede variar considerablemente de una etnia o de un grupo a otro (Bodmer y Puertas 2000) y su estudio requiere tener un conocimiento del contexto sociocultural y económico de la caza (Robinson y Bodmer 1999; Campos y Ulloa 2003). La fauna silvestre ha sido ampliamente utilizada como fuente de proteína en los bosques Neotropicales.

La cacería de subsistencia ha sido documentada en Colombia en áreas protegidas como el Parque Nacional Natural Utría (Rubio 1996 y Castiblanco 2002), el Parque Nacional Natural Cahuinarí (Yepes 2002 y Guzmán 2002), la Reserva Nacional Natural Puinawai (Guzmán 2005 y Tafur 2010), el Parque Nacional Natural Tamá (Prada 2008) y en la zona de influencia del Santuario de Flora y Fauna Guanentá– Alto Río Fonde en Santander (Castellanos 1999) y Parque Nacional Natural Paramillo (Racero *et. al.*, 2008).

La Reserva de Biósfera El Tuparro (RBT) es un área de conservación de la Orinoquia Colombiana. Además de estar habitada por colonos y campesinos, alberga Resguardos y comunidades indígenas de las etnias Piaroa, Puinave, Curripaco, Guahibo, Amorua y Sikuni que realizan la actividad de cacería de subsistencia (Universidad Nacional de Colombia y Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales – UAESPNN-2006). La cacería se identifica como una de las mayores presiones para la fauna silvestre especialmente en su zona núcleo. La actividad se realiza principalmente de forma comercial

en la zona nor-oriental del parque con destino a Venezuela, donde existe una significativa demanda de carne de monte (Barona y Berman 2005). Existen listados de especies cinegéticas con fines comerciales y de subsistencia en el sector oriental del PNN El Tuparro (Correa *et. al.*, 2005) y en el Resguardo Piaroa de Cachicamo de la RBT (Gómez *et. al.*, 2009). Adicionalmente, Martínez y López (2014) documentaron aspectos sociales, económicos y culturales asociados al manejo de la cacería de subsistencia por comunidades de las etnias Piaroa y Curripaco de la zona oriental de la RBT.

El propósito del presente trabajo fue caracterizar y comparar mediante registros realizados por los cazadores, la cacería de subsistencia de mamíferos de consumo en comunidades indígenas pertenecientes a las etnias Piaroa y Curripaco ubicadas la RBT. Se buscó responder la pregunta de cómo se realiza la cacería de subsistencia con fines de consumo en un periodo de tiempo determinado por las comunidades indígenas.

Los Piaroa están establecidos como Resguardo indígena oficializado con territorios de caza propios y cuyo manejo es establecido por ellos mismos en una zona destinada al desarrollo sostenible. Los Curripacos están en una zona de amortiguación contigua a una zona núcleo cuyo manejo depende de las directrices de conservación de un área protegida y del uso comunal de recursos con otras comunidades indígenas y grupos humanos.

## **2.2 Materiales y métodos**

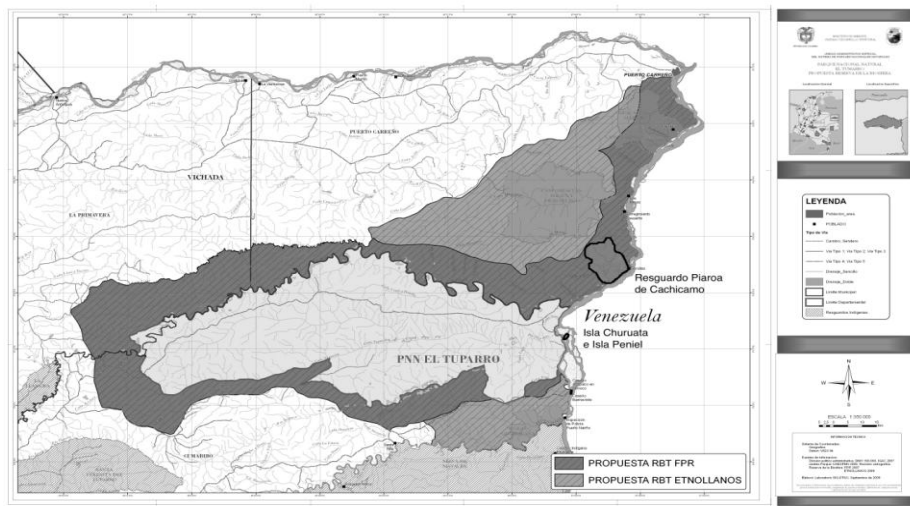
### **2.2.1 Zona de estudio**

El estudio se realizó en la Reserva de la Biosfera El Tuparro (RBT) declarada en el año 1982 por la UNESCO, ubicada en la Orinoquía Colombiana, departamento del Vichada, en los municipios de Puerto Carreño, La Primavera y Cumaribo (Figura 1).

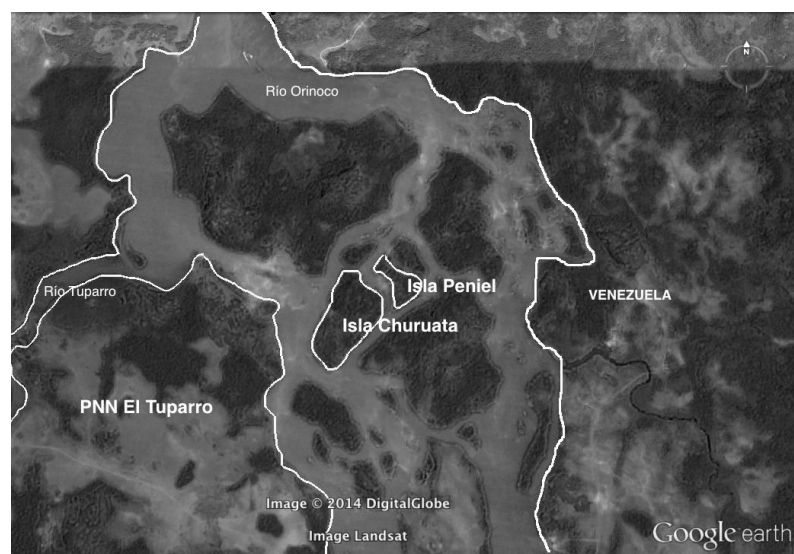
La RBT es considerada como una zona de transición entre la altillanura, la selva y las sabanas del Escudo Guayanés (Molano 1998), cuyo paisaje se caracteriza por una matriz de sabanas naturales altas e inundables donde se encuentran inmersos parches de bosque inundables y de tierra firme y afloramientos rocosos (Patiño *et. al.*, 2005). Presenta un régimen de lluvias monomodal con un solo periodo de lluvias entre mayo y septiembre y otro de sequía entre octubre y abril (UAESPNN 2003; Gómez *et. al.*, 2009). Su clima se clasifica

como tropical lluvioso de sabana, con una la precipitación inferior a 60 mm en el mes más seco y un máximo anual de 2.500 mm (Gómez *et. al.*, 2009).

**Figura 1.** Zona de estudio. Reserva de Biosfera El Tuparro, Resguardo Piaroa de Cachicamo, Isla Churuata e Isla Peniel. Fuente: Parques Nacionales Naturales de Colombia. 2011. (<http://www.parquesnacionales.gov.co>).



**Figura 2.** Zona de estudio. Comunidades indígenas Isla Churuata e Isla Peniel. Fuente: Google Earth 2014.



La RBT Pertenece a la cuenca del Río Orinoco donde se destacan los ríos Bitá, Dagua, Mesetas, Tomo, Tuparro y Vichada, con otros caños menores que conforman una gran red hídrica (Gómez *et. al.*, 2009). Presenta una extensión de 918.000 ha que según la zonificación propuesta por Patrimonio Natural y la Fundación Puerto Rastrojo (2007) se dividen en dos zonas núcleo, dos zonas de amortiguación y cuatro zonas de desarrollo ambiental sostenible.

La población indígena rural de la RBT se encuentra organizada en seis grandes resguardos legalmente constituidos que corresponden a Caño Guaripa, Caño Hormiga, Caño Mesetas-Dagua, Bachaco, Cachicamo y Guacamayas Maipore, donde se encuentran las etnias Sáliva, Amorúa, Sikuaní y Piaroa (Gómez *et. al.*, 2009). En áreas aledañas al PNN El Tuparro, sobre el margen venezolana del río Orinoco, hay presencia de varias comunidades indígenas, principalmente de las etnias Piaroa, Curripaco, Puinave y Guahibo (Universidad Nacional de Colombia y UAESPNN 2006), y actualmente no existen resguardos indígenas ni comunidades dentro de parque.

### **2.2.2 Comunidades indígenas.**

El estudio se realizó con el Resguardo Piaroa de Cachicamo ubicado en la zona de desarrollo sostenible de la RBT (Figura 1) y las comunidades Curripaco de Isla Churuata e Isla Peniel ubicadas en la zona de amortiguación de la RBT, próxima al PNN El Tuparro (Figura 2). Las características socioculturales y económicas de estas comunidades fueron descritas por Martínez y López (2014).

### **2.2.3 Caracterización de la cacería.**

Se realizó la caracterización de la cacería de subsistencia considerando las mismas variables empleadas en otros estudios del Neotrópico (Townsend 1999; Ino y Suárez 2001; Moure 2001; Miro *. al.*, 2001). La información se obtuvo por medio de registros de cacería, herramientas que han sido empleadas como fuentes de información primaria en varios estudios de comunidades indígenas del Neotrópico (Bodmer 1995; Margoluis y Salafsky 1998; Mena *et. al.*, 2000; Townsend 2000; Zapata 2001; De La Ossa *et. al.*, 2001; Puertas *et. al.*, 2003).

Se incluyeron las variables de composición de la cacería referida al número de especies objeto de caza, empleando como ayuda las guías visuales de Morales *et. al.*, (2004) y Emmons (1999) para la identificación de las especies de mamíferos. Se consideró el número de individuos cazados y aporte de biomasa por especie, el número promedio de eventos de caza al mes durante el periodo de estudio, y las artes de caza empleadas para realizar la actividad de cacería. Las zonas de caza se determinaron de acuerdo a la ubicación geográfica de los sitios donde se realizó la actividad de la cacería como ríos, caños, cerros, lagunas y bosques, las cuales fueron ubicadas en mapas topográficos e imágenes satelitales con ayuda de los cazadores y para las cuales se calculó una frecuencia de uso. El área de dichas zonas se definió con base a las distancias promedios de desplazamiento indicadas en cada uno de los eventos de cacería y se estimó la intensidad de cacería tal como se sugiere en Gottdenker y Bodmer (1998), como el número de animales cazados de cada especie por km<sup>2</sup> en cada una de las zonas de cacería. Para cada individuo cazado se registró la fecha de captura, el sexo, el peso total incluyendo huesos y vísceras y la clase de edad siendo adulto, juvenil o cría.

Los registros de cacería se efectuaron en formatos consignados en cuadernos (Anexo 1) los cuales fueron entregados a cada uno de los cazadores de las comunidades. Para su desarrollo, preliminarmente se realizó un taller donde se explicó la elaboración de los mismos y su utilidad para el monitoreo de la cacería por parte de los investigadores y funcionarios del PNN El Tuparro. Los registros se llevaron a cabo durante los meses de mayo a diciembre del 2009 para la comunidad de Piaroas y de junio del 2009 a enero del 2010 para las comunidades de Curripacos.

Se calculó la biomasa cosechada por cada grupo humano y biomasa total a partir del peso promedio de cada especie obtenido de los registros de cacería. Para comparar la importancia de las diferentes especies en términos de aportes de biomasa, se dividió la biomasa total aportada por cada especie por el número de individuos capturados de esa especie. Este valor provee una idea de la importancia de las diferentes especies, de acuerdo al esfuerzo en términos del número de animales que tiene que capturar cada grupo humano para obtener una cantidad dada de biomasa (Cueva *et. al.*, 2004). Se utilizó una prueba de Chi<sup>2</sup> para encontrar diferencias significativas en las dos etnias, respecto a las variables de volumen y temporalidad de la caza.

Se calculó la tasa de aprovechamiento, la cual expresa la importancia de la cacería de consumo en una comunidad durante un periodo de tiempo, definida como el número de individuos cazados sobre el número de consumidores de la comunidad sobre la duración del estudio (Redford y Robinson, 1987). La tasa de aprovechamiento también se expresó anualmente (Cuellar 1999).

## 2.3 Resultados

Se registró un total de nueve cazadores Piaroas de los cuales cuatro registraron las actividades de caza (44%). De los 12 cazadores Curripacos presentes en Isla Churuata y Peniel, nueve realizaron los registros de cacería (75%). Los registros indicaron el peso (kg) para cada especie según su categoría de edad, y se estimó un peso promedio con los resultados obtenidos de las dos etnias para la clase de edad adulta (Anexo 2).

### 2.3.1 Composición de la cacería.

Se registró un total de siete especies cinegéticas para los Piaroa y ocho para los Curripaco, donde los ordenes Artiodactyla y Rodentia fueron los más representativos (Tabla 1). La composición de la cacería fue similar para las dos etnias excepto en el orden Primates y en el grupo de los ungulados, debido a que los Piaroa no cazaron ninguna especie de primate ni de *M. gouazoubira* y los Curripaco de *T. pecari* (Tabla 1).

### 2.3.2 Volumen de la cacería.

No se encontraron diferencias significativas entre el número de individuos cosechados por las comunidades de las dos etnias en el periodo de estudio ( $\chi^2=4,66$  gl=3  $p>0,05$ ). Para las dos etnias el orden Artiodactyla presentó el mayor aporte de biomasa y Rodentia el mayor número de individuos cosechados durante el periodo de estudio (Tabla 1). La especie con mayor número de individuos cazados y aporte de biomasa fue *T. pecari* con 12 ejemplares y un total de 300 kg para los Piaroa, mientras que para los Curripacos la especie con más individuos cazados fue *D. fuliginosa* y *P. tajacu* aportó la mayor biomasa de 82,5 kg (Tabla 1).

### 2.3.3 Temporalidad y frecuencia de la cacería.

No se encontraron diferencias significativas entre el número de individuos cosechados en los diferentes meses de estudio por parte de las comunidades de las dos etnias ( $\chi^2=5,75$  gl=4  $p>0,05$ ). Durante el periodo de estudio los Piaroas realizaron un total de 18 eventos de caza con la obtención de una biomasa promedio de 28,35 kg en cada uno y los Curripacos realizaron 27 eventos de caza obteniendo una biomasa promedio de 13,27 kg.

La mayor intensidad de caza para los Piaroas fue en el mes de julio con siete individuos cazados y con el segundo aporte de biomasa de 115,9 kg en el periodo de estudio dado principalmente por la especie *T. pecari*. En los meses de mayo, junio y noviembre se cazaron cinco individuos por mes y el mayor aporte de biomasa se presentó en mayo con 125 kg (Tabla 2).

**Tabla 1.** Especies, peso (kg), número total de individuos cazados y biomasa cosechada (kg) de mamíferos por las comunidades de las etnias Piaroas y Curripacos de la RBT, durante los meses de mayo a diciembre del año 2009 y enero del año 2010 respectivamente.

Etnias PI: Piaroas y CU: Curripacos, X: Media, D.E: Desviación estándar.

Las mayores capturas de presas de caza en cuanto a número de individuos y biomasa para la comunidad de esta etnia coincidió con la llegada de los estudiantes de Puerto Ayacucho al Resguardo para su periodo de vacaciones en mitad de año.

Los Curripacos cazaron más intensamente en el mes de junio con la captura de siete individuos y la mayor biomasa de 82 kg dada principalmente por las dos especies de venados (Tabla 3), lo cual se relacionó con la celebración de la santa cena y de la vigila en la que las comunidades de Isla Churuata y Peniel recibieron aproximadamente 30 pobladores de otras comunidades indígenas de Venezuela durante dos días.

El segundo mes con mayor intensidad de caza fue noviembre, con seis individuos cazados y una biomasa de 65,48 kg durante el periodo de estudio (Tabla 3).



Para las dos etnias, la especie más cazada durante el periodo de estudio fue *D. fuliginosa* la cual se obtuvo por los Piaroa en cuatro meses y por los Curripaco en cinco de los ocho meses de estudio (Tabla 2 y 3).

**Tabla 2** Número de individuos y biomasa (kg) por especie cosechados por la comunidad Piaroa durante los meses de mayo a diciembre del 2009.

Mes Especie	Número de individuos y biomasa (kg)															
	Mayo		Junio		Julio		Agosto		Septie m.		Octubr		Noviem		Diciem.	
	No	Bio	No	Bio	No	Bio	No	Bio	No	Bio	No	Bio	No	Bio	No.	Bio
<i>Dasytus novemcinctus</i>			2	7,2	1	3,6	2	7,2								
<i>Tayassu pecari</i>	5	125			3	75			4	100						
<i>Pecari tajacu</i>			1	16,5	2	33										
<i>Odocoileus virginianus</i>			1	33,5												
<i>Cuniculus paca</i>							2	15,8			1	7,88	1	7,88		
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>			1	4,25	1	4,25							2	8,5	1	4,25
<i>H. hydrochaeris</i>													2	56,6		
<b>TOTAL</b>	<b>5</b>	<b>125</b>	<b>5</b>	<b>61,45</b>	<b>7</b>	<b>115,9</b>	<b>4</b>	<b>23</b>	<b>4</b>	<b>100</b>	<b>1</b>	<b>7,88</b>	<b>5</b>	<b>72,98</b>	<b>1</b>	<b>4,25</b>

No: Número de individuos. Bio: Biomasa (kg)

**Tabla 3** Número de individuos y biomasa (kg) por especie cosechados por las comunidades Curripaco durante los meses de junio del 2009 a enero del 2010.

Mes Especie	Número de individuos y biomasa (kg)															
	Junio		Julio		Agosto		Septiembre		Octubre		Noviembre		Diciembre		Enero	
	No.	Bio	No.	Bio	No.	Bio	No.	Bio	No.	Bio	No.	Bio	No.	Bio	No.	Bio
<i>Dasyus novemcinctus</i>															1	3,58
<i>Alouatta seniculus</i>			2	13,3	1	6,7										
<i>Pecari tajacu</i>			2	33							1	16,5	2	33		
<i>Mazama gouazoubira</i>	2	31,5					1	15,8	1	15,8						
<i>Odocoileus virginianus</i>	1	33,5													1	33,5
<i>Cuniculus paca</i>					2	15,8			1	7,88	1	7,88	2	15,8		
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	4	17	1	4,25	2	8,5					3	12,8	1	4,25		
<i>H. hydrochaeris</i>											1	28,3				
<b>TOTAL</b>	<b>7</b>	<b>82</b>	<b>5</b>	<b>50,55</b>	<b>5</b>	<b>31</b>	<b>1</b>	<b>15,8</b>	<b>2</b>	<b>23,68</b>	<b>6</b>	<b>65,48</b>	<b>5</b>	<b>53,05</b>	<b>2</b>	<b>37,08</b>

No: Número de individuos. Bio: Biomasa (kg)

### 2.3.4 Artes de caza.

Para las comunidades objeto de estudio, la escopeta fue la herramienta de mayor uso para la obtención de presas y con la cual se obtuvo la mayor proporción de biomasa durante el periodo de estudio (Tabla 4). Los Piaroa, además de esta herramienta, usaron el machete para capturar un individuo de *D. novemcinctus* que estaba cruzando un caño. Los Curripaco usaron trampas Tomahawk para obtener dos individuos de la especie *D. fuliginosa* con fines de reproducción en cautiverio, arco y flecha para cazar un individuo de *C. paca* y otro de *O. virginianus*, y machete con el cual obtuvieron un ejemplar de *M. gouazoubira* que estaban cruzando el río. El limitado número de escopetas en las comunidades de Curripacos se relaciona con el empleo de otras herramientas de caza.

**Tabla 4.** Número de individuos, peso promedio (kg) y biomasa (kg) obtenidos por arte de caza en las comunidades de las etnias Piaroa y Curripaco de la RBT, durante los meses de mayo a diciembre del año 2009 y enero del año 2010.

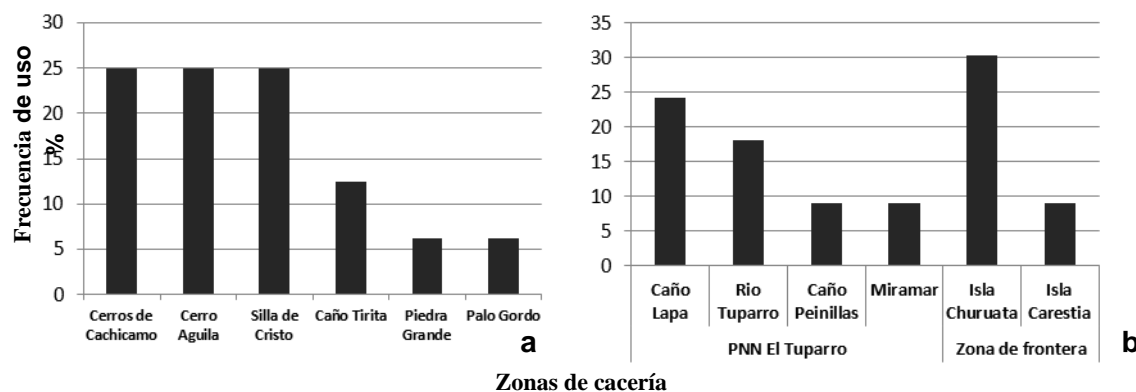
ETNIA HERRAMIENTA	Piaroa			Curripaco		
	Número de individuos	Peso promedio Kg	Biomasa Kg	Número de individuos	Peso promedio Kg	Biomasa Kg
Escopeta	31	16,34	506,66	28	10,45	292,78
Trampas				2	4,25	8,5
Arco y flecha				2	20,69	41,38
Machete	1	3,58	3,58	1	15,75	15,75
<b>TOTAL</b>	<b>32</b>	<b>19,92</b>	<b>510,24</b>	<b>33</b>	<b>38,6</b>	<b>358,41</b>

### 2.3.5 Zonas de caza.

Los Piaroa usaron seis zonas de caza incluidas dentro de su territorio con un área total de 36,23 km<sup>2</sup> (Tabla 5, Figura 4a y Figura 5). Cerros de Cachicamo, Cerro Águila y Silla de Cristo obtuvieron la frecuencia de uso más alta con un 25% cada una, respecto a las demás (Figura 4a). Los sitios con mayores porcentajes de uso proporcionaron los más altos valores de biomasa para los Piaroas representados en los ungulados, donde en Cerro Águila se obtuvo una biomasa de 148,64 kg representada por la especie *T. pecari* y en Silla de Cristo 102,96 kg con el mayor aporte de *P. tajacu* (Tabla 6). Esta última zona además coincidió con ser la de mayor riqueza de especies con cinco cazadas durante el periodo de estudio (Tabla 6). Las dos zonas en mención presentaron las menores áreas de caza. Sus mayores aportes en biomasa se pueden relacionar con características del hábitat y con menores distancias de desplazamiento desde el caserío por parte de los cazadores (Figura 5), lo que facilita su frecuencia de uso. La especie *T. pecari* estuvo presente en cuatro de los seis sitios de caza reportados por los Piaroas, seguida de *D. novemcinctus* cuya cacería se realizó en tres zonas (Tabla 6).

Para los Piaroas el sitio con mayor intensidad de caza y que albergó la especie más intensamente cazada fue Cerro Águila con 8,4 individuos cazados por km<sup>2</sup> y 5,3 ind/km<sup>2</sup> de *T. pecari*. Esta misma especie coincidió para la segunda zona más intensamente cazada, Caño Palo Gordo, con 5 ind/km<sup>2</sup> (Tabla 6). La segunda especie más cazada correspondió a *P. tajacu* en Silla de Cristo con 1,5 ind/km<sup>2</sup> (Tabla 6).

**Figura 4.** Frecuencia de uso de zonas de cacería por las comunidades indígenas de las etnias **a.** Piaroa y **b.** Curripaco, durante los meses de mayo a diciembre del año 2009 y enero del año 2010.



Los Curripacos usaron sitios de caza más dispersos con una frecuencia de uso: el 40% en 2,82 km<sup>2</sup> de zona de frontera donde se ubica su territorio, y un 60% en el PNN El Tuparro con un área de 12,28 km<sup>2</sup>, para un total de 15,1 km<sup>2</sup> de zonas de caza (Tabla 5, Figura 4b y Figura 6). Reportaron seis zona de caza, de las cuales la más usada fue Isla Churuata con un porcentaje del 30%, seguida de Caño Lapa y Río Tuparro con un porcentaje del 24% y 18% respectivamente (Figura 4b).

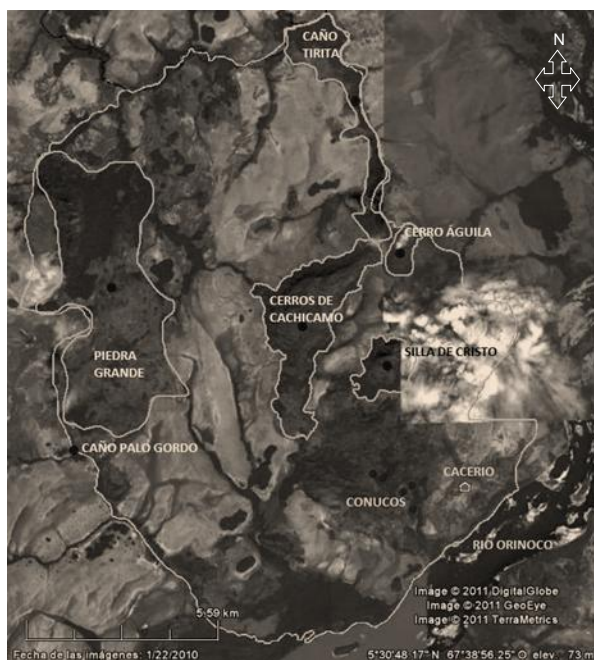
**Tabla 5.** Área (km<sup>2</sup>) de las zonas de caza empleadas por las comunidades indígenas Piaroa y Curripaco, durante los meses de mayo a diciembre del año 2009 y enero del año 2010.

Piaraos		Curripacos	
Zona de cacería	Área (km <sup>2</sup> )	Zona de cacería	Área(km <sup>2</sup> )
Piedra Grande	21,3	Río Tuparro	10,2
Cerros de Cachicamo	7,33	Miramar	1,15
Caño Tirita	4,25	Caño Lapa	0,49
Silla de Cristo	2	Caño Peinillas	0,44
Cerro Águila	0,95	Isla Carestía	1,7
Caño Palo Gordo	0,4	Isla Churuata	1,12
<b>TOTAL</b>	<b>36,23</b>		<b>15,1</b>

Las zonas con mayor aporte de biomasa para los Curripacos correspondieron a Isla Churuata con 86,21 kg obtenidos en 1,7 km<sup>2</sup> y Caño Lapa con 84,43 kg obtenidos en un área de 0,49 km<sup>2</sup> (Tablas 5 y 7). La cacería en Isla Churuata se puede relacionar con la mayor cercanía al caserío y en Caño Lapa porque es un sitio frecuentemente usado para la pesca, lo cual propicia la actividad de la cacería. La mayor riqueza de especies de mamíferos cinegéticos se obtuvo para estas dos zonas, con la cacería de cinco especies en cada una de ellas (Tabla 7). Las especies más frecuentes en el territorio de caza para las comunidades de esta etnia fueron *M. gouazoubira*, *C. paca* y *D. fuliginosa*, las cuales fueron cazadas en tres de las seis zonas registradas (Tabla 7).

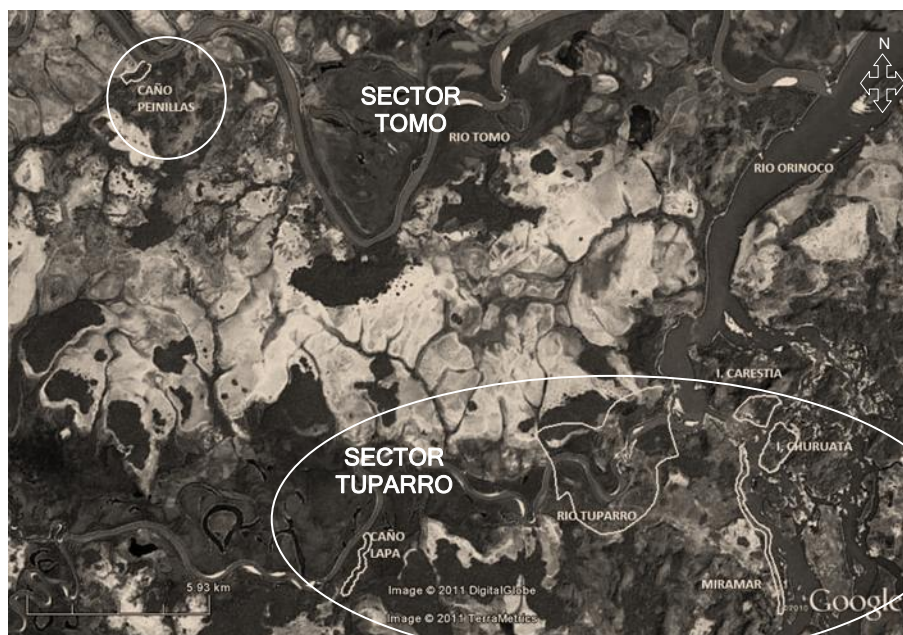
En el caso de los Curripaco, Caño Lapa resultó ser la zona con mayor intensidad de caza con 16,3 ind/km<sup>2</sup> seguido de Isla Churuata con 8,9 ind/km<sup>2</sup> (Tabla 7). La especie con mayor intensidad de caza fue *P. tajacu* con 6,8 ind/km<sup>2</sup> en Caño Peinillas, seguida de *D. fuliginosa* con 6,1 ind/km<sup>2</sup> en Caño Lapa (Tabla 7). Las comunidades de esta etnia ejercieron mayor intensidad de caza en sus zonas comparada con los Piaroas, que tienen un territorio mucho más grande para desarrollar esta actividad.

**Figura 5.** Zonas de caza reportadas por los cazadores Piaroas de Resguardo Cachicamo durante los meses de mayo a diciembre del año 2009. Fuente mapa: Google Earth 2011.



Las zonas de caza de mayor uso, aporte de biomasa y riqueza de especies para las comunidades de las dos etnias se relacionaron con su cercanía a los conucos, los cuales ofrece alimento para las especies cinegéticas y pueden así favorecer la oferta de mamíferos para los cazadores especialmente en el grupo de los ungulados. En el caso de los Piaroas, los conucos están ubicados a aproximadamente dos kilómetros del caserío y se encuentran muy próximos a Silla de Cristo (Figura 5). Los conucos de Isla Churuata y Peniel se encuentran próximos a cada casa, o en lugares muy cercanos en las mismas islas.

**Figura 6.** Zonas de caza reportadas por los cazadores Curripaco de Isla Churuata y Peniel durante los meses de junio del año 2009 a enero del año 2010. Fuente mapa: Google Earth 2011.



La frecuencia de los eventos de cacería fue menor para los Piaroas debido a que tienen que desplazarse a mayor distancia e invertir un mayor esfuerzo de cacería para obtener una mayor proporción de biomasa. Los cazadores se desplazaron principalmente a pie a través de su reguardo para realizar las faenas de cacería, lo que implicó un mayor esfuerzo físico y por tanto optimización de sus faenas de caza consiguiendo la mayor cantidad de biomasa posible. En el caso de los Curripacos, la existencia de sitios de



TOTAL	80,09	1,1	50	0,1	50	5	78,58	0,9	148,64	8,4	102,96	4
-------	-------	-----	----	-----	----	---	-------	-----	--------	-----	--------	---

**Tabla 7.** Biomasa (kg) e intensidad de caza de mamíferos (Ind/ km<sup>2</sup>) obtenidos por las comunidades Curripaco de Isla Churuata y Peniel durante los meses de junio del año 2009 a enero del año 2010.

Zonas de caza Especie	Isla Carestía		Caño Lapa		Isla Churuata		Miramar		Río Tuparro		Caño Peinillas	
	Bio kg	Ind/k m <sup>2</sup>	Bio kg	Ind/k m <sup>2</sup>	Bio kg	Ind/k m <sup>2</sup>	Bio kg	Ind/k m <sup>2</sup>	Bio kg	Ind/k m <sup>2</sup>	Bio kg	Ind/k m <sup>2</sup>
<i>Dasytus novemcinctus</i>					3,58	0,9						
<i>Alouatta seniculus</i>			6,67	2					13,34	0,2		
<i>Pecari tajacu</i>									33	0,2	49,5	6,8
<i>Mazama gouazoubira</i>			15,75	2	15,75	0,9			31,5	0,2		
<i>Odocoileus virginianus</i>			33,5	2	33,5	0,9						
<i>Cuniculus paca</i>	23,64	1,8	15,76	4,1	7,88	0,9						
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>			12,75	6,1	25,5	5,4	8,5	1,7				
<i>H.hydrochaeris</i>							28,3	0,9				
<b>TOTAL</b>	<b>23,64</b>	<b>1,8</b>	<b>84,43</b>	<b>16,3</b>	<b>86,21</b>	<b>8,9</b>	<b>36,8</b>	<b>2,6</b>	<b>77,84</b>	<b>0,6</b>	<b>49,5</b>	<b>6,8</b>

**Tabla 8.** Número de individuos y biomasa (kg) obtenidos por sexo, para las especies de mamíferos cazadas por las comunidades de las etnias Piara y Curripaco de la RBT, durante los meses de mayo a diciembre del año 2009 y enero del año 2010.

Sexo	HEMBRAS				MACHOS			
	Número de ind.		Biomasa(kg)		Número de ind.		Biomasa(kg)	
	PI	CU	PI	CU	PI	CU	PI	CU
<i>Dasytus novemcinctus</i>	3	0	10,74	0	2	1	7,16	3,58
<i>Alouatta seniculus</i>	0	2	0	13,34	0	1	0	6,67
<i>Tayassu pecari</i>	6	0	150	0	6	0	150	0
<i>Pecari tajacu</i>	1	3	16,5	49,5	2	2	33	33
<i>Mazama gouazoubira</i>	0	2	0	31,5	0	2	0	31,5
<i>Odocoileus virginianus</i>	0	2	0	67	1	0	33,5	0
<i>Cuniculus paca</i>	1	1	7,88	7,88	3	5	23,64	39,4
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	2	5	8,5	21,25	3	6	12,75	25,5
<i>H.hydrochaeris</i>	0	0	0	0	2	1	56,6	28,3



<b>TOTAL</b>	13	15	193,62	190,47	19	18	316,65	167,95	Etnia
--------------	----	----	--------	--------	----	----	--------	--------	-------

s PI:Piaroa, CU:Curripacos

### 2.3.7 Clase de edad.

Las comunidades registraron la cacería de individuos adultos y juveniles pero no de crías (Tabla 9). Los registros de caza de los Piaroa indican un mayor aporte de biomasa de 335.87 kg proveniente de individuos juveniles comparado con los adultos, mientras que los Curripacos cazaron una mayor biomasa de 288,4 kg representada por los adultos (Tabla 9).

**Tabla 9.** Biomasa (kg) y porcentaje de biomasa por clase de edad de los mamíferos cazados por las comunidades de las etnias Piaroa y Curripaco de la RBT, durante los meses de mayo a diciembre del año 2009 y enero del año 2010.

Clase de edad	Biomasa kg			
	Piaroas	%	Curripacos	%
<b>Adulto</b>	174,37	34,2	288,4	80,5
<b>Juvenil</b>	335,87	65,8	70,01	19,5
<b>TOTAL</b>	<b>510,24</b>		<b>358,41</b>	

**Tasa de aprovechamiento.** Se obtuvo similares tasas para las comunidades indígenas siendo de 0,48 individuos consumidos por persona por año en el caso de los Curripaco y 0,43 para los Piaroas (Tabla 10).

Para los Piaroas, *T. pecari* fue la especie con mayor tasa de aprovechamiento anual con 0,375 individuos y 9,38 kg de biomasa consumidos por persona por año. En el caso de los Curripacos fue *D. fuliginosa* la más consumida en cuanto al número de individuos con un valor de 0,344 y *P. tajacu* en respecto a la biomasa con 2,57 kg aprovechados por persona al año (Tabla 11).

**Tabla 10.** Tasa de aprovechamiento para las comunidades de las etnias Piaroa y Curripacos de la RBT, durante los meses de mayo a diciembre del año 2009 y enero del año 2010.

ETNIA	PIAROAS	CURRIPACOS
<b>Número de individuos</b>	32	33

<b>cazados</b>		
<b>Número de consumidores</b>	52	48
<b>Duración (Años)</b>	0,7	0,7
<b>Tasa de aprovechamiento</b>	<b>0,43</b>	<b>0,48</b>

**Tabla 11.** Tasa de aprovechamiento anual para las especies de mamíferos cazados por las comunidades de las etnias Piaroa y Curripaco.

Etnia Especie	Piaroas		Curripacos	
	Ind/persona/año	kg/persona/año	Ind/persona/año	kg/persona/año
<i>Dasypus novemcinctus</i>	0,10	0,36	0,02	0,94
<i>Alouatta seniculus</i>	0	0,00	0,07	5,25
<i>Tapirus terrestris</i>	0	0,00	0	0,00
<i>Tayassu pecari</i>	0,24	6,06	0	0,00
<i>Pecari tajacu</i>	0,06	1,00	0,11	21,66
<i>Mazama gouazoubira</i>	0	0,00	0,09	16,54
<i>Odocoileus virginianus</i>	0,02	0,68	0,04	17,59
<i>Cuniculus paca</i>	0,08	0,64	0,13	12,41
<i>Dasypsecta fuliginosa</i>	0,10	0,43	0,24	12,27
<i>H. hydrochaeris</i>	0,04	1,14	0,02	7,43

## 2.4 Discusión

Las especies de mamíferos reportadas por las etnias de estudio en el sector oriental de la RBT coinciden con las especies objeto de caza en el Neotrópico y fueron cercanas a lo encontrado para comunidades indígenas de la Orinoquia (Plata 2006; Vanegas 2006; Rangel 2006 y Rodríguez 2006). Las especies más cazadas por las etnias de estudio y con mayores aportes de biomasa pertenecieron al grupo de los ungulados, lo cual ha sido reportado en otros patrones de cacería de Curripacos en el Vichada (Rodríguez 2006), Piaroas en el Vichada (Vanegas 2006), y en otras comunidades Neotropicales (Noss 1999). El segundo grupo correspondió a los roedores, lo cual también se documentó para los Curripacos en Rodríguez (2006) y en otros estudios neotropicales (Rubio 1996; Bedoya 1999, Redford y Robinson 1987, Robinson y Bodmer 1997).

Al igual que para los Curripacos de Isla Churuata y Peniel, se encontró un bajo aprovechamiento de primates, a pesar de que fueron el orden más representativo a nivel

de número de especies cosechadas en comunidades Curripacos de la selva del Matavén (Rodríguez 2006). Según Vanegas (2006), los Piaroas del Vichada cazaron *A. seniculus* y *C. apella*, mientras que los Piaroas de Cachicamo no registraron la caza de ninguna especie de primate. En comunidades ticuna del Amazonas (Bedoya 1999), la baja tasa de aprovechamiento se relacionó con la sobreexplotación de las especies, y en comunidades izoceñas en Bolivia porque no tenían la costumbre de cazarlos o los veían como adornos (Noss 1999). Sin embargo, se obtuvo un resultado diferente para 16 comunidades de la Amazonía, donde fue el grupo más cazado (Rubio 1996, Redford y Robinson 1987). En este caso, el poco aprovechamiento de las especies se relacionó con un tabú en las comunidades indígenas, tal como lo documentaron Cullen *et. al.*, (2000).

Las cuatro especies con mayor número de capturas como *T. pecari* y *D. fuliginosa* y con mayores aportes de biomasa como *T. pecari* y *P. tajacu*, para los Piaroas y Curripacos respectivamente, coincidieron con resultados obtenidos en los Curripacos del Vichada (Rodríguez 2006), en los Piaroas del Vichada (Vanegas 2006) y otros estudios neotropicales (Bedoya 1999; Robinson y Bodmer 1997). Las tendencias poblacionales indicaron que especies abundantes como *D. fuliginosa* fueron más cazadas, y especies escasas como *T. terrestris* reportaron bajas o ninguna captura anual, lo cual fue similar al estudio de Martínez y López (2014) quienes documentaron estos aspectos para las mismas comunidades a partir del conocimiento local.

La biomasa obtenida por Piaroas y Curripacos y la frecuencia de caza fue menor que lo encontrado en estudios en el Vichada con comunidades de las mismas etnias y en aproximadamente el mismo tiempo de muestreo (Rodríguez 2006; Vanegas 2006). Esto puede deberse a la disponibilidad de otras fuentes de proteína como animales domésticos y pescado.

El volumen de caza se relaciona con la intensidad con la que una comunidad practica sus actividades como pesca, agricultura, recolección o caza; y también influye en la cantidad de los recursos que la comunidad consume (Townsend 1996). La obtención de un volumen similar para las dos etnias de estudio, considerando que los Curripacos son comunidades con mayor densidad poblacional, indica que la cacería es más importante

para esta etnia. Para los Piaroas la tenencia de más fuentes de proteína puede suplir la carne de monte.

Las diferencias encontradas en la composición y volumen entre las etnias de estudio, y lo encontrado en otras investigaciones, puede deberse a que no todas las especies son aprovechadas todos los años, o se encuentran distribuidas en espacios naturales diferentes a lo largo del año (Walshburger 1990). Una mayor cantidad de eventos de caza en los Curripacos respecto a los Piaroas se pueden relacionar con menores distancias de desplazamiento a los sitios de caza que permiten una mayor frecuencia de la cacería y mayor número de cazadores. La estacionalidad del nivel del agua influyó en la captura de mamíferos de las dos etnias. Se evidenció un mayor número de capturas en los meses de junio y julio, lo cual corresponde a la temporada de lluvias. En primer lugar, la estacionalidad de nivel del agua influye en la forma en la cual se realiza la cacería. La época de lluvias altas produce inundaciones que reducen los espacios para la fauna principalmente terrestre haciendo que se represe (Reyes *et. al.*, 1997) y dificultando la detección de huellas (Bedoya 1997, Rodríguez 2006). Además la inundación de zonas boscosas y de sabana permite a los cazadores ingresar en sus embarcaciones a zonas más lejanas y menos accesibles (Rodríguez 2006). Por su parte, en temporada seca los animales se dispersan, sus densidades bajan y es más difícil cazarlos (Aquino *et. al.*, 1999), y la cacería disminuye significativamente. Los periodos hidrobiológicos también influyen en la pesca como fuente de proteína alternativa a la cacería, ya que en aguas altas los peces tienen más área para desplazarse y se dispersan más por zonas inundadas lo cual disminuye las capturas y propicia la caza de animales de monte (Reyes *et. al.*, 1997).

En cuanto a las artes de caza, la escopeta también fue la más usada y la más eficiente (Hames 1979, Yost y Kelly 1983, Alvard 1995, González 2003) para los ticuna en la amazonia colombiana (Bedoya 1999 y Campos 1987). El uso de esta técnica ajena a las herramientas de caza tradicionales de las comunidades indígenas puede ocasionar extinciones locales rápidamente (Bodmer *et. al.*, 1997). Sin embargo, si la tenencia de armas permanece igual en cuanto al número de rifles por cazador para las etnias de estudio, quizás no sea una herramienta tan nociva para las poblaciones de mamíferos de la RBT.

Los resultados obtenidos para los Curripacos indicaron su preferencia por capturar individuos adultos y no se cazó ninguna cría durante el periodo de estudio, similar a lo estudiado en comunidades Curripacos del Vichada (Rodríguez 2006). La cacería en el caso de los Piaroas presentó la misma proporción para juveniles y adultos, diferente a lo que se ha encontrado en comunidades de la misma etnia en el Vichada, donde se cosecharon más adultos que juveniles (Vanegas 2006). Para las dos etnias de estudio se reportó una mayor cacería de machos que de hembras, lo cual también fue similar a los estudios de Rodríguez (2006) para la etnia Curripacos del Matavén. En términos de conservación la restricción de cacería de las hembras puede ser beneficioso para especies que se reproducen rápidamente como los armadillos, ya que ellas pueden producir crías y reemplazar a los animales cazados (Noss 1999).

Similar a lo encontrado en Prada (2008), las zonas de caza se relacionaron con el tipo de paisaje, el tipo de hábitat y la situación geográfica. No es lo mismo realizar la cacería en una selva continua que en una selva con sabana, bosques y afloramientos rocosos. Especialmente para los Piaroas, la presencia de extensas sabanas entre el caserío y los parches boscosos de caza representaba un mayor esfuerzo físico, por realizar caminatas muchas veces a pleno sol. Este aspecto influyó en la utilización del río como vía de acceso a los parches boscosos. Por otra parte, el tipo de hábitat ofrece diferentes especies de fauna. La caza en quebradas favoreció la captura de especies como *C. paca* y otras especies que requieren de cuerpo de agua en su hábitat.

El bosque proporcionó la mayor cantidad de presas de todas las especies siendo un refugio para la fauna en medio de las sabanas e incluyendo los afloramientos rocosos, mientras que las sabanas propiciaron la captura de venados principalmente. La situación geográfica fue importante para los Curripacos. Su ubicación en el raudal actúa como barrera para el intercambio de fauna respecto a las islas. Además del reducido tamaño de dichas islas, los cazadores deben buscar otros sitios de caza. Los Curripacos emplearon zonas de caza asociadas a caños y ríos, similar a las zonas de caza reportadas para Curripacos del Matavén, donde estuvieron asociadas a un cuerpo de agua y parte de tierra firme (Rodríguez 2006).

Las etnias estudiadas presentaron una baja tasa de aprovechamiento, comparado con los 2,2 mamíferos cazados al año por comunidades Curripacos del Matavén (Rodríguez 2006). La tasa de aprovechamiento de mamíferos por los Piaroas en la selva del Matavén fue de 0,84 (Vanegas, 2006), más cercano a lo obtenido con las dos etnias de estudio. Se han reportado tasas de aprovechamiento de 6,20 incluyendo aves, reptiles y mamíferos en comunidades Ticunas (Bedoya 1997), 7,1 para los Puinave (Guzmán 2005) y 1,48 para los Sikuaní (Plata 2006). Comparando la tasa de aprovechamiento entre las etnias de estudio, la cacería es una actividad más importante para los Curripacos que para los Piaroa. Estos últimos dedican más tiempo a otras actividades como la agricultura y poseen más fuentes de proteína diferente a la carne de monte.

## 2.5 Bibliografía

- Alvard, M. 1995. Shotguns and Sustainable Hunting in the Neotropics. *Oryx* 29 (1):58-66.
- Aquino, R., Bodmer, R.E., y Pezo, E. 1999. Evaluación de poblaciones del pecarí de collar (*Tayassu tajacu*) y pecarí labiado (*T. pecari*) en la cuenca del Río Pucacuro, Río Alto Tigre. En: Manejo y Conservación de Fauna Silvestre en América Latina. Fang, T, Montenegro, O y Bodmer, R (Eds). Editorial Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia. 495 pp.
- Barona, A.B y Berman, E. 2005. Proceso de Consolidación de la Reserva de Biósfera El Tuparro. Unidad de Parques Nacionales Naturales de Colombia.
- Bedoya, M. 1997. Patrones de cacería en una comunidad Ticuna en la Amazonia colombiana. Trabajo de grado carrera de Biología. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá.
- Bedoya, M. 1999. Patrones de cacería en una comunidad indígena Ticuna en la Amazonia Colombiana. En: Conservación de fauna silvestre en América Latina. Editores: Fang, T, Montenegro, O y Bodmer, R. Editorial Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia. 495 pp.

Bodmer, R.E. 1995. Managing Amazonian Wildlife: Biological Correlations of Game Choice by Detribalized Hunters. *Ecological Applications* 5(4): 872-877.

Bodmer, R.E y Puertas, P. 2000. Community – based management in the Peruvian Amazon. En: *Evaluating the sustainability of hunting in tropical forest*. J.G.Robinson & E.L.Bennet (Eds), Columbia University Press, New York.

Bodmer, R.E., Eisenberg , J.H., Redford, K.H. 1997. Hunting and the Likelihood of Extinction of Amazonian Mammals. *Conservation Biology* 11(2): 460-466.

Campos, C. 1987. Aspectos etnofisiológicos relacionados con la actividad de caza de los indígenas Ticuna, San Martín de Amacayacu (Amazonas). Tesis de Biología. Pontificia Universidad Javeriana. Santafé de Bogotá. 463 pp.

Campos, C y Ulloa, A. 2003. Fauna socializada. Tendencias en el manejo participativo de la fauna en América Latina. Fundación Natura, MacArthur Foundation, Instituto Colombiano de Antropología e Historia, Bogotá, Colombia. 373 pp.

Castellanos, L. 1999. Diagnóstico del uso de la fauna silvestre y de la cacería en algunos sectores pertenecientes a la zona del Santuario de Flora y Fauna Guanentá Alto Río Fonce - Santander. Trabajo de grado. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Ciencias Básicas. Bogotá.

Castiblanco, J. 2002. Uso y percepción de fauna de cacería por la comunidad negra de la cuenca del río Valle, Chocó, Colombia. Trabajo de grado en Biología. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.

Correa, H. D, Ruiz, S. L. y Arévalo, L. M. (Eds) 2005. Plan de acción en biodiversidad de la cuenca del Orinoco – Colombia / 2005 - 2015 – Propuesta Técnica. Bogotá D.C.: Corporinoquia, Cormacarena, I.A.v.H, Unitrópico, Fundación Omacha, Fundación Horizonte Verde, Universidad Javeriana, Unillanos, WWF - Colombia, GTZ – Colombia. 273 pp.

Cullen Jr., L., Bodmer, R.E., Valladares-Padua, C., 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95:49–56.

Cueva, R., Ortiz, A y Jorgenson, J. 2004. Cacería de Fauna Silvestre en el Área de Amortiguamiento del Parque Nacional Yasuní, Amazonía Ecuatoriana. Memorias del VI Congreso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonía y Latinoamérica. Iquitos, Perú.

De La Ossa, J, Salcedo, E y Perdomo, V. 2001. Diagnóstico de los patrones de utilización de fauna silvestre en los municipios de San Benito Abad y La Unión, Sucre-Colombia. En: Libro de resúmenes V Congreso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre en Amazonia y Latinoamérica. Universidad Nacional de Colombia, Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas -SINCHI, Conservación Internacional, Instituto de Ciencias Naturales. Colombia. 215 pp.

Emmons, L. H. 1999. Mamíferos de los bosques húmedos de América Tropical. Una guía de campo. Editorial F.A.N. Santa Cruz, Bolivia. 298 pp.

Gómez, I., Trujillo, F. y Suárez, C. 2009. Plan de Manejo de los Humedales de la Reserva de la Biósfera El Tuparro: Jurisdicción de Puerto Carreño. Fundación Omacha – Fundación Horizonte Verde. Bogotá, Colombia. 97 pp.

González, J. 2003. Patrones generales de caza y pesca en comunidades nativas y asentamientos de colonos aledaños a la Reserva Comunal Yanasha, Pasco, Perú. En: Polanco-Ochoa, R (Ed). Manejo de Fauna Silvestre en Amazonía y Latinoamérica. Selección de trabajos V Congreso Internacional. CITES, Fundación Natura. Bogotá. Colombia. 446 pp.

Gottdenker, N y Bodmer, R.E. 1998. Reproduction and productivity of white-lipped and collared peccaries in the Peruvian Amazon *Journal of Zoology, London* 245:423-430.

Guzmán, A.Y. 2002. Caracterización de la Cacería de Subsistencia en la Comunidad Indígena Miraña Parque Nacional Natural Cahuinarí, Amazonas, Colombia. Tesis de pregrado para optar el título de Biólogo. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia. 225 pp.



Guzmán, J.D. 2005. Actividad de Cacería y Percepciones de la Fauna en la Comunidad de Punta Pava, Reserva Nacional Natural Punawai, Guainía, Colombia. Tesis de grado para optar el título de Ecólogo. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia. 168 pp.

Hames, R. 1979. A comparison of the efficiencies of the shotgun and the bow in Neotropical forest hunting. *Human Ecology* 7:219-252.

Ino, C y Suárez, L. 2001. Conteo de taitetú (*Pecari tajacu*) en el territorio indígena Sirionó. En: W.R. Townsend; K. Rivero; C. Peña & K. Linzer (Eds) Memorias del Primer encuentro Nacional de manejo de fauna en los territorios indígenas de Bolivia. Publicaciones Proyecto de Investigaciones No. 25. CIDOB-DFID, Santa Cruz. Bolivia.

Margolis., R y Salafsky., N. 1998. Measures of Success: Designing, Managing and Monitoring Conservation and Development Projects. Island Press. Washington, USA.

Martínez, M., y López, H. F. 2014. Manejo de la Cacería de Subsistencia en comunidades indígenas Piaroa y Curripaco en la Reserva de Biósfera el Tuparro (RBT) – Vichada. Capítulo 1. Tesis de grado Maestría en Ciencias, Biología. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.

Matallana, C., Lasso, C., y Baptiste, M (Comp). 2012. Carne de monte y consumo de fauna silvestre en la Orinoquia y Amazonia (Colombia y Venezuela). Memorias del Taller Regional Inírida, Guainía (Colombia) 2012. Instituto de Investigaciones de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Universidad Nacional de Colombia, Sede Orinoquia, Instituto de Estudios de la Orinoquia y Corporación para el Desarrollo Sostenible del Norte y el Oriente Amazónico. 72 pp.

Mena, P., Stallings, R., Regalado, J y Cueva, R. 2000. The sustainability of current practices by the Huaorani. En: J.G. Robinson y E.L. Bennet (Eds), *Hunting for Sustainability in Tropical Forest*. Columbia University Press. New York.

Miro, E.F., Huallata, F y Caimani, J. 2001. Monitoreo de cacería de Asunción del Quiquibey. En: W.R. Townsend; K. Rivero; C. Peña & K. Linzer (Eds) Memorias del

Primer encuentro Nacional de manejo de fauna en los territorios indígenas de Bolivia. Publicaciones Proyecto de Investigaciones No. 25. CIDOB-DFID, Santa Cruz.

Molano B, J. 1998. "Biogeografía de la Orinoquia colombiana". En: Domínguez, C (Eds). Colombia Orinoco, Bogotá. Fondo FEN. 96-101 pp.

Morales, J, A.L., Sánchez, F., Poveda, K & Cadena, A. 2004. Mamíferos Terrestres y Voladores de Colombia, Guía de Campo. Bogotá. 248 pp.

Moure, A. 2001. Propuesta de indicadores para la evaluación de factores que inciden en la sostenibilidad de la cacería de subsistencia en Colombia. Tesis de Maestría en gestión Ambiental para el Desarrollo Sostenible, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá.

Noss, A. 1999. Manejo de fauna comunitario en el Gran Chaco, Bolivia. En: Conservación de fauna silvestre en América Latina. Editores: Fang, T, Montenegro, O y Bodmer, R. Editorial Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia. 495 pp.

Patiño, O., Berman, E., Villarraga, A., Rodríguez, A., Rodríguez, J., Ramírez, R y Alvarado, B. 2005. Línea base para la planeación del manejo Parque Nacional Natural El Tuparro. Informe. Unidad de Parques Nacionales Naturales. Colombia.

Patrimonio Natural y Fundación Puerto Rastrojo. 2007. Propuesta de Ordenamiento Ambiental Preliminar de la Reserva de la Biósfera El Tuparro. Serie Documentos de Trabajo XXIII. Convenio Patrimonio Natural-Fundación Puerto Rastrojo. 33 pp.

Plata, A. 2006. Uso y percepción de la fauna silvestre en la cultura Sikuni, comunidad de Cumariana, Selva de Matavén, Vichada. Trabajo de grado carrera de Ecología. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.

Prada, N. P. 2008. Patrones de Cacería y Uso de la Fauna Silvestre en la zona de Amortiguación del Parque Nacional Natural Tamá (Veredas El Retiro, El Azul y Santa Isabel) Municipio de Toledo, Norte de Santander. Tesis de Pregrado para optar por el Título de Ecólogo. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá. Colombia. 121 pp.

Puertas, P. E., Bodmer, R. E., Antúnez, M. & Calle, A. 2003. Consideraciones metodológicas para el desarrollo de planes de manejo con comunidades rurales del nororiente peruano. En: Campos-Rozo, C & A. Ulloa (Eds). Fauna socializada. Tendencias en el manejo participativo de la fauna en América Latina. Fundación Natura, MacArthur Foundation, Instituto Colombiano de Antropología e Historia, Bogotá, Colombia. 373 pp.

Racero, J., Vidal, C., Ruíz, O y Ballesteros, J. 2008. Percepción y patrones de uso de la fauna Silvestre por las comunidades indígenas Embera-Katios en la Cuenca del Río San Jorge, zona amortiguadora del PNN-Paramillo. *Revista de Estudios Sociales* 31:118-131.

Rangel, A. M. 2006. Uso y percepción de la fauna Silvestre en la cultura Sicuani. Selva de Matavén, Vichada, Colombia. En: Andrade, C. Gonzalo, J, Aguirre, C & Rodríguez, J.V (Eds). Segundo Congreso Colombiano de Zoología. Libro de resúmenes. Editorial Panamericana Formas e Impresos S.A. 572 pp.

Redford, K.H y Robinson, J.G. 1987. The game of choice: Patterns of indian and colonist hunting in the Neotropics. *American Anthropologist* 89:412-422.

Reyes, C., Bodmer, R.E., García, J., Díaz, D. 1997. Presión de caza y bases para el manejo de fauna con participación comunitaria en la Reserva Nacional Pacaya-Samiria. En: Campos, C., Ulloa, A. & Torgler, H. (Eds). Manejo de Fauna con Comunidades Rurales. Fundación Natura, Organización Regional Indígena Embera Woanana, Orewa. Bogotá, Colombia. 281 pp.

Robinson, J.G. y Bodmer, R. 1997. Hacia un manejo de la vida Silvestre en los bosques tropicales. Pp. 15-26. En: Manejo y conservación de fauna silvestre en América Latina. Editores: Fang, T, Montenegro, O y Bodmer, R. Editorial Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia. 495 pp.

Robinson, J.G y Bodmer, R. 1999. Hacia el manejo de la vida silvestre en los bosques tropicales. En: Manejo y conservación de fauna silvestre en América Latina. Editores: Fang, T, Montenegro, O y Bodmer, R. Editorial Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia. 495 pp.

Rodríguez, A. 2006. Cacería en la comunidad Guayabal-Anapo a partir del uso indígena del territorio en el gran Resguardo Selva del Matavén, Vichada. Carrera de Ecología, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.

Rubio, H. 1996. Diagnóstico de uso de fauna y de espacios de uso con las comunidades indígenas Embera y la Orewa en la zona de influencia del Parque Nacional Natural Utría, Chocó. Pp 29-58. En: Investigación y manejo de fauna para la construcción de sistemas sostenibles. Osorio, H (Eds). CIPAV, Cali, 239 pp.

Rubio, T. H, Ulloa, C.A, y Campos, R. C. 2000. Manejo de la fauna de caza, una construcción a partir de lo local. Orewa, Fundación Natura, Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá, Colombia. 160 pp.

Tafur, M. 2010. Evaluación de la sostenibilidad de la cacería de mamíferos en la comunidad de Zancudo, Reserva Nacional Natural Puinawai, Guainía – Colombia. Tesis de Maestría en Ciencias. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias. Bogotá, Colombia. 101 pp.

Townsend, W. 1999. Algunas técnicas para ampliar la participación en el manejo de la fauna silvestre con comunidades rurales. En: Conservación de fauna silvestre en América Latina. Editores: Fang, T, Montenegro, O y Bodmer, R. Editorial Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia. 495 pp.

Townsend, W. 2000. El monitoreo de la cacería (Registro): Una herramienta para el manejo de fauna silvestre. CIDOB-DFID. Santa Cruz, Bolivia.

Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales (UAESPNN), 2003. Dirección Territorial Amazonía Orinoquía. Caracterización preliminar para la formulación del Plan de Manejo Parque Nacional Natural El Tuparro. Bogotá.

Universidad Nacional de Colombia y Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales (UESAPNN), 2006. Plan de Investigaciones Parque Nacional Natural y Reserva de la Biósfera El Tuparro. Convenio de Cooperación Interinstitucional Parques Nacionales Naturales-Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 232 pp.

Vanegas, M. 2006. Análisis de la importancia de la cacería en la seguridad alimentaria familiar de una comunidad indígena Piaroa en el resguardo unificado Selva de Matavén, Vichada. Trabajo de grado carrera de Ecología. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.

Walshburger, T. 1990. Sistemas Indígenas de uso de la selva, ¿Una alternativa para la amazonia? En: Colombia, ciencia y tecnología. 8(2) 14-16. Colciencias. Bogotá.

Yost, J y Kelly, P. 1983. Shotguns blowguns and spears: the analysis of technological efficiency.

PP 189-224. En: R. Hames & W. Vickers (Eds). Adaptive responses of native Amazonians. Academic Press. New York.

Yepes, A. 2002. Caracterización de la cacería de subsistencia en la comunidad indígena Miraña PNN Cahuinarí, Amazonas, Colombia. Tesis de grado de Biología. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.

Zapata, R, G. 2001. Sustentabilidad de la cacería de subsistencia: el caso de cuatro comunidades quichuas en la Amazonia nororiental ecuatoriana. *Mazozoología Neotropical* 8 (1): 59-66. En: Campos-Rozo, C & A. Ulloa (Eds). Fauna socializada. Tendencias en el manejo participativo de la fauna en América Latina. Fundación Natura, MacArthur Foundation, Instituto Colombiano de Antropología e Historia, Bogotá, Colombia. 373 pp.

## ANEXOS

## Anexo 1. Formato de registros de cacería

Cazador	No	Fecha	Especie	No. Ind.	Sitio de captura	Sexo	Peso (Kg)	Distancia recorrida (Km)	Arte de caza	Duración de faena de caza (Horas)

**Anexo 2.** Peso promedio (kg) registrado por categoría de edad en la actividad de cacería de las comunidades de las etnias Piaroa y Curripaco durante los meses de mayo a diciembre del año 2009 y enero del año 2010.

ESPECIE	PESO PROMEDIO(kg)											
	CHURUATA-PENIEL				CACHICAMO				TOTAL			
	ADUL TO	D. E.	JUVE NIL	D. E.	ADUL TO	D. E.	JUVE NIL	D. E.	ADUL TO	D. E.	JUVE NIL	D. E.
<i>Dasypus novemcinctus</i>	3	-	-	-	3,7	0,	-	-	3,58	0,	-	-
<i>Alouatta seniculus</i>	6,67	1,	-	-	-	-	-	-	6,67	1,	-	-
<i>Tayassu pecari</i>	-	-	-	-	25	-	14,13	2,	25	-	14,13	2,
<i>Pecari tajacu</i>	16,5	1,	12	-	-	-	11	1,	16,5	1,	11,25	1,
<i>Mazama gouazoubira</i>	15,75	1,	-	-	-	-	-	-	15,75	1,	-	-
<i>Odocoileus virginianus</i>	35	-	20	-	32	-	-	-	33,5	2,	20	-
<i>Cuniculus paca</i>	7,625	1,	5,75	1,	8,5	0,	7	-	7,88	1,	6,17	1,
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	4,3	1,	1,5	-	4,3	0,	-	-	4,25	0,	1,5	-
<i>H. hydrochaeris</i>	40	-	-	-	22,5	3,	-	-	28.3	10	-	-

D.E. Desviación estándar

### 3.Efecto de un gradiente de caza sobre la densidad y abundancia de las poblaciones de mamíferos cinegéticos en el sector oriental del PNN Tuparro, Vichada

Effect of a hunting gradient on density and abundance of mammal populations in the eastern sector of PNN Tuparro, Vichada

#### Resumen

Los cambios en la densidad y abundancia de las especies cinegéticas puede indicar la susceptibilidad ante la presión de cacería. Evaluamos los efectos de la cacería de los mamíferos en el sector oriental del PNN El Tuparro. Se tiene poco conocimiento sobre la magnitud de dicha actividad que se realiza con fines de subsistencia y comercio por el ingreso no autorizado de campesinos, colonos y comunidades indígenas de Colombia como de Venezuela. Esto ha limitado establecer el impacto sobre las poblaciones silvestres, especialmente las que son objeto de caza como *Dasyprocta fuliginosa*, *Cuniculus paca* y *Tapirus terrestris* entre otras. Se evaluó la susceptibilidad de 11 especies de mamíferos ante la presión de cacería comparando la densidad y abundancia entre subzonas con diferentes niveles de caza, dados por su distancia al sitio de ocupación de las comunidades indígenas más cercanas al parque. La densidad y abundancia se estimó por medio de transectos lineales y registro de huellas, con observaciones y datos obtenidos en dos meses de trabajo con un esfuerzo total de muestreo de 244 km recorridos. No se encontró correlación ente la densidad y abundancia con el gradiente de cacería propuesto para ninguna especie. Sin embargo se estableció una tendencia que las especies *Cebus albifrons*, *Dasyprocta fuliginosa*, *Cuniculus paca*, *Pecari tajacu* y *Tapirus terrestris* fueron susceptibles a la presión de cacería bajo el gradiente propuesto, mientras que *Ocodocoileus virginianus*, *Dasyopus novemcinctus*, *Mazama gouazoubira* y *Pecari tajacu* respondieron a otro gradiente de presión de cacería. El área de las subzonas influyó sobre la abundancia de *Tapirus terrestris*, *Cuniculus paca* y *Tayassu pecari*.

**Palabras claves.** Abundancia, densidad, presión de caza, rastros.

### 3.1 Introducción

La extirpación de poblaciones locales de fauna silvestre es causada por cambios en su densidad y abundancia, debidos a factores biológicos como procesos demográficos, pérdida de variabilidad genética y efectos de catástrofes locales (Saunders *et. al.*, 1991); a factores climáticos, calidad del hábitat, escasez de alimento, enfermedades y predación no humana (Vickers 1997); y a factores antropogénicos como la deforestación y la cacería (Bodmer *et. al.*, 1997c).

Se ha demostrado en muchos bosques Neotropicales que la cacería ha incidido negativamente sobre la abundancia de las poblaciones de fauna silvestre (Emmons 1984; Glanz 1991, Sánchez y Vásquez 2007), especialmente en primates y tapires incluso en áreas poco intervenidas (Freese *et. al.*, 1982; Johns 1986; Peres 1996; Alvard *et. al.*, 1997). Esta actividad ha reducido drásticamente la fauna silvestre y en algunos casos puede ser considerada como la mayor causa de decline de un tercio de las poblaciones amenazadas de las especies de mamíferos (Rosser y Mainka 2002). La cacería puede influir entonces directa o indirectamente sobre la estructura de la comunidad de mamíferos, causando cambios irreversibles en los ecosistemas si no es manejada adecuadamente (Putz *et. al.*, 1990; Cullen *et. al.*, 2000). El conocer la situación poblacional de las especies sugiere qué tanto están siendo afectadas por la cacería y cuáles de ellas pueden ser aprovechadas sosteniblemente. Esta información ayuda a asegurar el mantenimiento de las poblaciones animales a largo plazo, puede prevenir la extinción local y contribuye con el mantenimiento de los procesos ecológicos (Rubio *et. al.*, 2000).

La mayoría de los estudios sobre el impacto de la cacería en las poblaciones de fauna silvestre se han centrado en los bosques Neotropicales de selvas continuas (Robinson y Redford 1994; Townsend 1995). Se ha evidenciado que cuando los animales se ven presionados por las actividades de caza, tienden a refugiarse en áreas más lejanas y poco accesibles (Aquino *et. al.*, 2009). Entonces la densidad y abundancia puede disminuir en relación con la presencia de asentamientos humanos (Martínez-Morales 1999; Sánchez y Vásquez 2007). En comparación con las selvas continuas, son pocos los estudios realizados en bosques fragmentados, cuyas conformaciones boscosas están inmersas en una matriz de sabana. En este caso los efectos de la cacería pueden ser más drásticos para aquellas especies cuyo rango de dispersión no es muy amplio, y pueden ser más vulnerables a la cacería que en un bosque continuo (Robinson 1996; Turner y Colett 1996).



El Parque Nacional Natural El Tuparro es la única área protegida de la Orinoquia colombiana que representa el ecosistema de sabana natural tropical. Sus recursos faunísticos han sido usados por colonos, campesinos y por las comunidades indígenas que se ubican en su zona de amortiguación. La información sobre cacería del PNN El Tuparro incluye un listado donde se hace referencia a las especies de caza comercial y de subsistencia en el sector oriental del parque (Correa *et. al.*, 2005).

Martínez y López (2014a ) documentaron las tendencias poblacionales derivadas del conocimiento local de las comunidades objeto de estudio donde las más abundantes fueron *D. fuliginosa*, *D. novencinctus* y *C. paca*, y las más escasas, *T. terrestris* y *M. gouazoubira*. Martínez y López (2014b) estudiaron la actividad de la cacería en dos comunidades indígenas presentes en la zona de amortiguación del sector oriental del área protegida. Sin embargo esta información no describe toda la situación de cacería de mamíferos del parque, donde hay un acceso libre a los recursos por más comunidades indígenas y otros grupos humanos.

Debido a esta situación planteamos el estudio de indicadores poblacionales de las especies de mamíferos cinegéticos como la densidad y abundancia, para evaluar si las poblaciones parecen estar sobrecazadas (Peres 1996; Bodmer *et. al.*, 1997d; Aquino *et. al.*,1999). Evaluamos la susceptibilidad de las especies ante un gradiente de presión, propuesto de acuerdo a la distancia de los parches boscosos hacia la zona de ocupación de las comunidades indígenas más cercanas al sector oriental del parque. La densidad y abundancia de las especies reflejan el estado de las poblaciones animales y estas pueden disminuir al aumentar la presión de cacería, indicando su susceptibilidad ante un gradiente de presión de cacería (Cullen *et. al.*, 2000, Lopes y Ferrari 2000, Hurtado y Bodmer 2004, Zapata *et. al.*, 2006, Sánchez y Vásquez 2007).

## **3.2 Materiales y métodos**

### **3.2.1 Zona de estudio**

Realizamos el estudio actual en el Parque Nacional Natural El Tuparro, en el departamento del Vichada, municipio de Cumaribo, entre los 5° 0' y 5° 34' N y 67° 50' y 69° 11' W (Figura 1a). El parque abarca un área total de 548.000 hectáreas con altitudes entre 100 y 330 m y

presenta una temperatura media de 27.4° C (Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales –UAESPNN- 1998). Posee un régimen de lluvia monomodal y una marcada estacionalidad, con una precipitación promedio anual de 2.366 mm, presentándose un periodo máximo de lluvias entre abril y octubre y uno mínimo entre noviembre y marzo-abril (UAESPNN 1998).

El Parque se encuentra en la subregión del andén orinoquense, en la cual predomina un paisaje de altillanura residual (Molano 1998) y se ubica dentro del ecosistema peinobomas de Maipures (Romero *et. al.*, 2004). Posee cinco de los doce ecosistemas de la ecorregión llanos orientales, tales como bosques densos de galería y morichales, sabanas de altillanura muy disectadas, sabanas de altillanura plana, sabanas de altillanura arenosa guayanesa y sabanas hiperestacionales (Correa *et. al.*, 2005). La zona nororiental del parque hace parte del borde occidental del Escudo Guyanés y subregionalmente se denomina como la penillanura del Guainía-Vaupés. Está conformada por estructuras residuales muy antiguas del escudo Guyanés cubiertas parcialmente de arenas eólicas más recientes y por paisajes aluviales recientes (Villareal 1997). Según la clasificación de la vegetación realizada en el PNN El Tuparro por Vincelli (1981), existen varios tipos de bosque y sabana los cuales fueron identificados para el sector oriental del parque por Mendoza (2007). Se pueden encontrar bosques riparios inundables que corresponden a los asociados al río Tomo, bosques no riparios de altillanura representados por las matas de monte y bosques no riparios de *Attalea* que corresponden a aquellos que están asociados a los afloramientos rocosos. Las sabanas se presentan como estacionales no inundables sobre suelos bien drenados e hiperestacionales o inundables representadas en sabanas transicionales sobre suelos húmedos y sabanas con zurales sobre suelos húmedos.

En el sector oriental del PNN El Tuparro, cerca a los Ríos Tomo y Tuparro, seleccionamos seis subzonas de estudio de acuerdo a la presencia de parches de bosque y sabanas altas, poco propensas a la inundación en la temporada de lluvias y con fácil acceso para facilitar el monitoreo de la densidad y abundancia. Utilizamos una imagen satelital Landsat Path 4 Row 56 del 9 de enero de 2001 (<http://www.glcf.uniacs.umd.edu/>) (Figura 1b). El estudio lo llevamos a cabo entre los meses de abril, mayo y junio del 2009, la temporada máxima de lluvias (UAESPNN 2003). El área y la descripción del tipo de bosque en cada subzona fueron descritas por Gómez (2010) y se presentan en la Tabla 1.

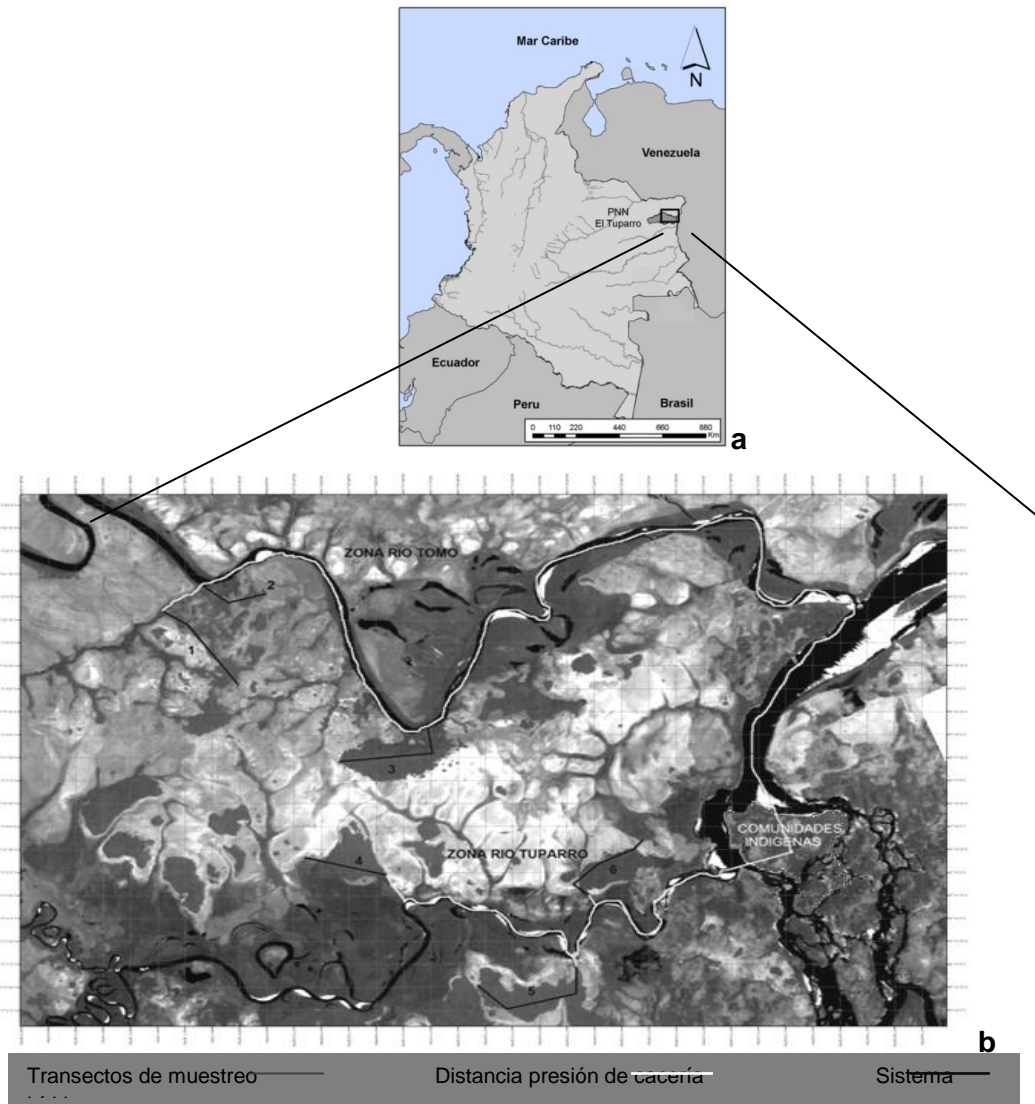
### 3.2.2 Densidad y abundancia.

Estimamos la densidad y abundancia para las especies de mamíferos que han sido reportadas como cinegéticas en el sector oriental del PNN El Tuparro según Martínez y López (2014 a y b) e incluimos dos especies de primates presentes en la zona de estudio y que fueron documentadas en estudios de cacería en comunidades indígenas de las mismas etnias (Plata 2006; Rodríguez 2006; Vanegas 2006). Para estimar los parámetros poblacionales empleamos transectos lineales de muestreo asociados a cada una de las seis subzonas (Figura 1 y Tabla 1), tratando de cubrir toda la extensión del parche boscoso tal como lo realizaron Cullen *et. al.*, (1999) en bosques fragmentados en Brasil.

Estimamos los dos parámetros considerando el conjunto de todas las subzonas de forma simultánea, para el conjunto de las subzonas del Río Tomo y las del Río Tuparro, y de forma independiente para cada una de las seis subzonas. Cada transecto lo georeferenciamos con un GPS Garmin *etrex* y lo señalizamos con cinta flagging cada 50 metros. Realizamos recorridos diarios, caminando a una velocidad de 1km/hora (Emmons 1984) con dos observadores en cada subzona, desde las 4:30 hasta aproximadamente las 12:30 horas.

Estimamos la densidad por medio del método de King (Glanz 1996; Rabinowitz 2003), como el número de observaciones sobre el esfuerzo de muestreo por dos veces el ancho del transecto. Según Mendes (2004) y Gómez (2010), el ancho de transecto puede ser equivalente al ancho de banda efectivo (ESW). Calculamos ESW por medio del software DISTANCE 5 (Buckland *et. al.*, 2001), estimando una densidad para cada especie combinando la información de todas las subzonas (Anexo 1). Registramos en campo la fecha, hora de observación, especie, distancia perpendicular en metros desde el transecto hasta el punto de observación del individuo o centro de grupo (Burnham *et. al.*, 1980; Sutherland 1996; Wilson *et. al.*, 1996), distancia recorrida sobre el transecto en metros y número de individuos. Las observaciones fueron georeferenciadas con GPS y las distancias se midieron con cintas métricas de 30 o 50 metros.

**Figura 1.** Zona de estudio sector oriental PNN el Tuparro, Vichada, Colombia. **a.** Ubicación PNN Tuparro (FUENTE: Gómez 2010). **b.** Transectos de muestreo para estimación de densidad y abundancia, distancia desde el centro de ocupación de las comunidades indígenas hasta cada transecto. Se denotan las subzonas 1, 2 y 3 del Río Tomo y las subzonas 4, 5 y 6 del Río Tuparro. (FUENTE: <http://www.gicf.uniacs.umd.edu/>).



Para las estimaciones de densidad y ancho de banda efectivo se compararon los modelos sugeridos por Thomas *et. al.*, (2010) y se seleccionó el más adecuado de acuerdo al menor valor del criterio de información de Akaike y a las pruebas de bondad de ajustes.

Obtuvimos la abundancia relativa a partir de observaciones directas de individuos sobre los transectos lineales: el número de observaciones sobre el total de kilómetros recorridos en el transecto por 100 (Thoisly *et. al.*, 2008, Gómez 2010). Para la estimación de la abundancia de las especies terrestres nocturnas o difíciles de avistar, se emplearon registros de huellas en parcelas de 0,25 m<sup>2</sup>, dispuestas cada 50 o 100 metros al borde de los transectos lineales y señalizadas con cinta flagging. Las parcelas las realizamos removiendo la hojarasca y las raíces de la vegetación circundante hasta dejar el suelo desnudo, con sustrato de arena o tierra fina para facilitar la impresión de las huellas. Estas se revisaron al finalizar los recorridos de observación directa por los transectos en el recorrido de vuelta, y una vez identificada la especie con la ayuda de los expertos locales, se borró de nuevo la parcela para dejarla lista para nuevas impresiones. Con ello se calculó un índice de abundancia relativa, dividiendo el número de parcelas visitadas sobre el número de parcelas activas x 1000 (Noss y Cuéllar 2008; Gómez 2010).

**Tabla 1.** Características de las zonas y subzonas de estudio, según el área del parche boscoso (km<sup>2</sup>), longitud del transecto de muestreo (km), distancia al centro de ocupación de las comunidades indígenas (km) y tipo de bosque.

Zonas	Subzonas	Área <sup>1</sup> (km <sup>2</sup> )	Longitud de transecto (km)	Distancia a las comunidades (km)	Descripción <sup>1</sup>
Tomo	1	7,03	3,7	50	Bosque de tierra firme asociado a afloramiento rocoso y sabana.
	2	3,76	2,15	48	Bosque de tierra firme asociado a formaciones rocosas, sabana y arbustales.
	3	5,29	4,3	36	Bosque de tierra firme y bosque inundable.
Tuparro	4	31,64	2,2	20	Bosque inundable, cruzado por dos caños y sabana.
	5	15,56	4,5	13	Bosque de tierra firme
	6	2,68	3,5	10	Bosque de tierra firme

<sup>1</sup>Tomado de Gómez 2010.

**Presión de cacería.** El nivel de presión correspondió en forma inversa a la distancia desde el centro del área de ocupación de las comunidades indígenas a los parches de bosque, siendo la subzona uno la de menor presión y la subzona seis la de mayor

presión. Seleccionamos las comunidades más cercanas al sector oriental del parque que están asentadas en la zona del raudal de Maipures (Figura 1b) y que pueden generar la mayor presión de caza en dicho sector. Comparamos la estimación de densidad y abundancia por especie en cada subzona para detectar si la especie fue susceptible a la cacería bajo el gradiente de presión propuesto. En el caso de la abundancia relativa, seleccionamos el método que proporcionó un mayor número de registros en cada una de las especies, fuesen observaciones o huellas. Tanto para densidad como para abundancia tuvimos en cuenta las especies con más de dos observaciones para nuestros análisis.

Los impactos de cacería pueden afectar el comportamiento de algunas especies, haciéndolos más esquivas y consecuentemente disminuyendo la probabilidad de avistarlas (Cullen *et. al.*, 1999; Noss y Cuéllar 2008). Se realizó una prueba-t para hallar diferencias significativas entre las distancias perpendiculares promedio de observación de cada subzona y así analizar este efecto y no atribuir sesgos en las estimaciones de densidad o abundancia.

### 3.2.3 Análisis.

Empleamos la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para encontrar diferencias significativas entre la densidad y abundancia en cada subzona de muestreo para cada especie. Para evaluar el impacto de la cacería sobre las especies de mamíferos, realizamos índices de Correlación de Spearman entre el gradiente de caza dado por la distancia y los parámetros de densidad y abundancia en cada subzona (Cullen *et. al.*, 1999). Estos análisis los realizamos en el software Statgraphics 4 para Windows.

Utilizamos un Análisis de Correspondencias para estudiar la relación del área de parche de bosque de cada subzona con la densidad y abundancia de las especies, con el fin de establecer si existe una relación de estos parámetros con el tamaño de parche boscoso cuyas dimensiones fueron diferentes en cada subzona (Tabla 1). Cruzamos una matriz de variables ambientales incluyendo área y distancia, con una matriz de densidad y abundancia de cada especie de mamífero por medio del software PcOrd (Multivariate Analysis of Ecological Data).

### 3.3 Resultados

Obtuvimos un esfuerzo total de muestreo de 244,4 km recorridos en los seis transectos estudiados, incluyendo jornadas de observación diurna (203,6 Km) y nocturna (40,8 Km). Debido a la facilidad de registrar las huellas de los animales de hábitos nocturnos y a los pocos avistamientos obtenidos para estas especies, los muestreos los realizamos principalmente en las jornadas diurnas. El mayor esfuerzo de muestreo obtenido en la subzona 3 del sector del Río Tomo se relacionó con una de las mayores longitudes de transecto con zonas no inundables (Tabla 2).

**Tabla 2.** Esfuerzos de muestreo en las zonas y subzonas de estudio, sector oriental PNN Tuparro.

JORNADA	ESFUERZO (km)		ZONA RIO TUPARRO		ZONA RIO TOMO		TOTAL				
	ZONA RIO TOMO	TOTAL	ZONA RIO TUPARRO	TOTAL	1	2	3	4	5	6	TOTAL
<b>DIURNA</b>	47,1	27,95	128,15	53,1	17,6	35,4	22,4	75,456	56		<b>203,606</b>
<b>NOCTURNA</b>	3,7	2,15	10,15	4,3	6,6	13,5	10,5	30,6			<b>40,750</b>
<b>TOTAL</b>	50,8	30,1	138,3	57,4	24,2	48,9	32,9	106,06	56		<b>244,356</b>

Aunque la longitud total de los transectos de muestreo asociados a las subzonas del Río Tomo y Río Tuparro solo se diferenció por 32,2 metros (Tabla 1), se realizó un mayor esfuerzo de muestreo por la zona del Río Tomo con 138,3 km recorridos, en comparación con la zona del Río Tuparro donde se muestrearon 106,1 km (Tabla 2).

Se obtuvo un total de 140 observaciones directas en los diferentes parches de bosque para 11 especies de mamíferos de interés cinegético (Tabla 3). El mayor número de avistamientos se obtuvo para la especie *D. fuliginosa*, seguida de *C. albifrons* y *A. seniculus*, con 64, 30 y 15 observaciones respectivamente. Para las especies *C. paca*, *T. terrestris* y *T. pecari* solo obtuvimos de uno a dos avistamientos (Tabla 3). La zona que presentó mayor número de avistamientos en total fue la del Río Tomo, y en ella la

subzona 1 con 33 avistamientos, mientras que se presentó el menor número de avistamientos de individuos en la subzona seis del Río Tuparro (Tabla 3).

**Densidad y abundancia.** Se estimó la densidad para ocho especies de mamíferos y la abundancia relativa para 11 especies, combinando la información de todas las subzonas de estudio (Tabla 4). La especie que presentó una mayor densidad fue *D. novemcinctus* con 42,94 ind/km<sup>2</sup>, seguida de *D. fuliginosa* con 22,45 ind/km<sup>2</sup> y *C. albifrons* con 3,68 ind/km<sup>2</sup> (Tabla 4). Estas tres especies también fueron las más abundantes teniendo en cuenta el índice de individuos observados por cada 100 km: *D. fuliginosa* 31,43 ind/100 km, *D. novemcinctus* 17,18, y *C. albifrons* 13,26 (Tabla 4). La estimación de abundancia relativa a partir del registro de huellas también resultó ser mayor para las dos primeras especies: *D. fuliginosa* 97,84 huellas/1000 parcelas, *D. novemcinctus* 20,71 y *C. paca* 12,34 (Tabla 4).

**Tabla 3.** Número de individuos observados por especie y por jornada de muestreo en cada subzona de estudio.

ESPECIE	SUBZONAS						JORNADA		TOTAL	
	TOMO TUPARRO						DIURNA	NOCTURNA		
	1	2	3	4	5	6				
<i>Alouatta seniculus</i>	3	2	4		2	2	2	15		15
<i>Cebus albifrons</i>	9	12	3		3	2	1	30		30
<i>Cebus apella</i>	2					4		6		6
<i>Cuniculus paca</i>					1			1		1
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	18	11	18		10	3	4	64		64
<i>Dasybus novemcinctus</i>						6	1		7	7
<i>Mazama gouazoubura</i>			2			1,		3	1	4
<i>Odocoileus virginianus</i>		1	2				2,	5	1	6
<i>Tapirus terrestris</i>					1			1		1
<i>Pecari tajacu</i>		2			1	1		4		4
<i>Tayassu pecari</i>	1						1	2		2
<b>TOTAL</b>	<b>33</b>	<b>28</b>	<b>29</b>		<b>18</b>	<b>20</b>	<b>12</b>	<b>131</b>	<b>9</b>	<b>140</b>

N= Avistamientos nocturnos

Se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre las estimaciones de densidad de cada subzona para *Cebus albifrons*, *Cebus apella* y *Dasyprocta fuliginosa* y



*Dasypus novemcinctus* (Anexo 2). Para esta última especie, además de la densidad, también se encontraron diferencias significativas en el índice de abundancia estimado a partir del número de huellas/1000 parcelas (Anexo 2).

**Tabla 4.** Densidad y abundancia relativa de mamíferos en el sector oriental PNN Tuparro.

ESPECIE	DENSIDAD	ABUNDANCIA	
	Ind/km <sup>2</sup>	Obs/100 km	Huellas/1000 parcelas
<i>Alouatta seniculus</i>	<b>2,05</b> EE: 0,23 CV:26,2	<b>7,37</b> EE:0,84 CV:26,2	
<i>Cebus albifrons</i>	<b>3,68</b> EE: 0,87 CV:84,2	<b>13,26</b> EE:4,91 CV:84,31	
<i>Cebus apella</i>	<b>0,82</b> EE: 0,33 CV:177	<b>2,95</b> EE:2,21 CV:158,7	
<i>Dasypus novemcinctus</i>	<b>42,94</b> EE:18,14 CV:197,6	<b>17,18</b> EE:13,51 CV:130,1	<b>20,71</b> EE:4,03 CV:48,7
<i>Cuniculus paca</i>		<b>2,45</b> EE:2,52 CV:244,9	<b>12,34</b> EE:3,89 CV:73,5
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	<b>22,45</b> EE: 4,99 CV:52,8	<b>31,43</b> EE:6,7 CV:52,81	<b>97,84</b> EE:16,81 CV:43
<i>Mazama gouazoubira</i>	<b>0,58</b> EE:0,29 CV:155,7	<b>1,64</b> EE:0,8 CV:155,7	<b>5,29</b> EE:0,92 CV:44,9
<i>Odocoileus virginianus</i>	<b>1,53</b> EE:0,91 CV:134,7	<b>2,46</b> EE:1,45 CV:134,8	<b>0,44</b> EE:0,26 CV:264,5
<i>Tapirus terrestris</i>		<b>0,49</b> EE: 0,94 CV: 244,9	<b>2,2</b> EE:1,47 CV:155,2
<i>Pecari tajacu</i>	<b>0,61</b> EE:0,41 CV:121,9	<b>1,96</b> EE:1,29 CV:121,9	<b>8,37</b> EE:2,41 CV:62,9
<i>Tayassu pecari</i>		<b>0,98</b> EE:0,75 CV:168,9	<b>0,88</b> EE:1,69 CV:245

EE: Error estándar, CV: Coeficiente de variación.

En la zona del Río Tomo la especie con mayor densidad y abundancia relativa fue *D. fuliginosa* con 26,20 ind/km<sup>2</sup> y 36,68 ind/100km respectivamente. En la zona del Río Tuparro fue *D.novemcinctus* con una densidad de 57,19 ind/km<sup>2</sup> y una abundancia relativa de 22,88 ind/100 km (Tabla 5 y 6).

Registramos un total de 337 observaciones de huellas para ocho especies de mamíferos terrestres (Tabla 7), impresas en un total de 2.269 parcelas (Anexo 3). La zona que presentó el mayor registro de huellas fue el Río Tomo y en ella la subzona 3, con 104 registros, mientras que la subzona 6 del Río Tuparro presentó el registro más bajo (Tabla 7).

**Tabla 5.** Densidad de mamíferos sector oriental PNN Tuparro por subzonas de estudio.

ZONAS/ SUBZONAS	Densidad (Ind/km <sup>2</sup> )							
	Subzonas Tomo			Zona Tomo	Subzona Tuparro			Zona Tuparro
ESPECIE	1	2	3		4	5	6	
<i>Alouatta seniculus</i>	<b>1,77</b> EE: 0,91 CV: 190	<b>1,99</b> EE: 1,34 CV: 244	<b>2,09</b> EE: 0,86 CV: 156	<b>1,95</b> EE: 0,094 CV: 8,39	<b>3,16</b> EE: 2,06 CV:185	<b>1,57</b> EE: 1,02 CV:185	<b>2,47</b> EE:1,54 CV:185	<b>2,21</b> EE: 0,46 CV: 33,2
<i>Cebus albifrons</i> *	<b>3,03</b> EE:0,87 CV:106	<b>6,39</b> EE:1,01 CV:57	<b>1,01</b> EE:0,5 CV: 190	<b>2,93</b> EE: 1,57 CV:78,1	<b>3,04</b> EE:0,99 CV: 190	<b>1,01</b> EE:0,58 CV:360	<b>0,8</b> EE:0,39 CV:360	<b>1,42</b> EE: 0,71 CV:76,5
<i>Cebus apella</i> *	<b>0,76</b> EE:0,5 CV:244			<b>0,28</b> EE:0,25 CV: 173,2		<b>2,02</b> EE:0,76 CV:106,9		<b>0,95</b> EE: 0,67 CV: 173,2
<i>Dasyprocta fuliginosa</i> *	<b>27,3</b> EE:5,96 CV:78,9	<b>28,11</b> EE:9,09 CV:116,6	<b>24,21</b> EE:5,16 CV:80,9	<b>26,20</b> EE:1,19 CV:7,75	<b>40,58</b> EE:8,12 CV:56,6	<b>6,05</b> EE:2,95 CV:138	<b>12,72</b> EE:6,42 CV:149	<b>16,09</b> EE: 10,57 CV:92,6
<i>Dasybus novemcinctus</i> *						<b>111,1</b> EE: 55,5 CV:86,6	<b>23,81</b> EE: 23,8 CV:173	<b>57,19</b> EE: 33,77 CV:130
<i>Mazama gouazoubira</i>			<b>1,24</b> EE:0,81 CV:254,1	<b>0,52</b> EE:0,41 CV:173,2		<b>1,46</b> EE:0,97 CV:223		<b>0,67</b> EE: 0,49 CV:173,2
<i>Odocoileus virginianus</i>		<b>2,24</b> EE:2,24 CV:360,5	<b>2,18</b> EE:1,41 CV:254	<b>1,36</b> EE:0,71 CV.86,7			<b>5,69</b> EE:4,15 CV:245	<b>1,77</b> EE:1,89 CV:173,2
<i>Pecari tajacu</i> *		<b>2,24</b> EE:1,51 CV:244		<b>0,49</b> EE:0,75 CV:173,2	<b>3,55</b> EE:2,32 CV:185,	<b>0,88</b> EE:0,87 CV:282,8		<b>0,83</b> EE:0,51 CV:100,3

EE: Error estándar, CV: Coeficiente de variación.\*p<0,05.

**Tabla 6.** Abundancia relativa de mamíferos en las zonas y subzonas de estudio a partir de la observación directa.

ESPECIE	TRANSECTOS-SUBZONA (Individuos observados/100 km)							
	1	2	3	TOMO	4	5	6	TUPARRO
<i>Alouatta seniculus</i>	<b>6,37</b> EE:3,28 CV:190	<b>7,16</b> EE:4,84 CV:244	<b>7,53</b> EE:3,09 CV:156	<b>7,02</b> EE:0,34 CV:8,44	<b>11,36</b> EE:7,43 CV:185	<b>5,65</b> EE:3,68 CV:185,2	<b>8,91</b> EE:5,54 CV:185	<b>7,95</b> EE:1,65 CV:33,15
<i>Cebus albifrons</i>	<b>16,99</b> EE:4,87 CV:106	<b>35,78</b> EE:5,65 CV:57	<b>5,65</b> EE:2,83 CV:190	<b>16,39</b> EE:8,78 CV:78,14	<b>17,05</b> EE:8,32 CV:138	<b>5,65</b> EE:5,5 CV:282,8	<b>4,45</b> EE:3,57 CV:282,8	<b>7,95</b> EE:4,01 CV:76,84
<i>Cebus paella</i>	<b>4,25</b> EE:2,81 CV:244			<b>1,56</b> EE:1,41 CV:173,2		<b>11,3</b> EE:4,24 CV:106,9		<b>5,3</b> EE:3,76 CV:173,2
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	<b>38,22</b> EE:8,36 CV:78,9	<b>39,36</b> EE:12,7 CV:116,7	<b>33,9</b> EE:7,22 CV:80,95	<b>36,68</b> EE:1,27 CV:7,75	<b>56,82</b> EE:11,36 CV:56,5	<b>8,47</b> EE:4,12 CV:138	<b>17,81</b> EE:8,9 CV:149,5	<b>22,53</b> EE:14,81 CV:92,58
<i>Dasybus novemcinctus</i>						<b>44,4</b> EE:22,22 CV:86,6	<b>9,52</b> EE:9,52 CV:173,2	<b>22,88</b> EE:13,51 CV:130,1
<i>Cuniculius paca</i>					<b>5,68</b> EE:5,68 CV:282,8			<b>3,27</b> EE:5,05 CV:173,2
<i>Mazama gouazoubira</i>			<b>3,48</b> EE:2,25 CV:254,2	<b>1,45</b> EE:1,16 CV:173,2		<b>4,09</b> EE:2,71 CV:222,5		<b>1,89</b> EE:1,36 CV:173,2
<i>Odocoileus virginianus</i>		<b>3,58</b> EE:0,34 CV:360,5	<b>3,48</b> EE:2,25 CV:254,2	<b>2,17</b> EE:1,13 CV:86,7			<b>9,10</b> EE:6,64 CV:245,4	<b>2,83</b> EE:3,03 CV:173,2
<i>Tapirus terrestris</i>					<b>5,68</b> EE:5,68 CV:282,8			<b>1,33</b> EE:1,89 CV:173,2
<i>Tayassu pecari</i>	<b>2,12</b> EE:2,25 CV:346			<b>0,78</b> EE:0,7 CV:173,2			<b>4,45</b> EE:4,31 CV:282,8	<b>1,33</b> EE:1,48 CV:173,2
<i>Pecari tajacu</i>		<b>7,16</b> EE:5,62 CV:199		<b>1,56</b> EE:2,38 CV:173,2	<b>5,68</b> EE:5,68 CV:282,8	<b>2,82</b> EE:2,77 CV:282,8		<b>2,65</b> EE:1,63 CV:100,2

EE: Error estándar, CV: Coeficiente de variación.

La especie más abundante continúa siendo *D. fuliginosa* con 120.34 huellas/1000 parcelas en la zona del Río Tomo y con 68,3 en la zona del Río Tuparro (Tabla 8).

**Tabla 7.** Número de visitas por parcela en cada zona y subzona de estudio.

ESPECIE	ZONA - TRANSECTOS									TOTAL
	1	2	3	TOMO	4	5	6	TUPARRO		
<i>Cuniculus paca</i>	6	6	11	23	4	0	1	5		28
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	65	20	70	155	25	27	15	67		223
<i>Dasyopus novemcinctus</i>	4	4	14	22	4	15	6	25		47
<i>Mazama gouazoubira</i>	1	1	5	7	1	2	2	5		12
<i>Odocoileus virginianus</i>	0	0	1	1	0	0	0	0		1
<i>Tapirus terrestris</i>	3	2	0	5	0	0	0	0		5
<i>Tayassu pecari</i>	0	0	0	0	2	0	0	2		2
<i>Pecari tajacu</i>	4	4	3	11	3	5	0	8		19
TOTAL	84	37	104	225	39	49	24	112		337

**Presión de cacería.** El método de huellas empleado para estimar la abundancia poblacional generó más datos para todas las especies de mamíferos terrestres (Tablas 3 y 7). En el caso de *O. virginianus* los resultados de presión de cacería se analizaron por medio del número de individuos observados cada 100 km y sus tendencias en el gradiente de caza resultaron ser similares a las analizadas con la densidad, al igual que las especies de primates.

No encontramos correlación estadísticamente significativa entre el gradiente de presión de cacería y la densidad y abundancia relativa para las especies de mamíferos objeto de estudio (Figuras 2 y 3).

**Tabla 8.** Índice de abundancia por medio del registro de huellas para los mamíferos.

ESPECIE	ZONAS - SUBZONAS							
	No. parcelas visitadas / No. parcelas activas x 1000							
	1	2	3	TOMO	4	5	6	TUPARRO
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	<b>142,54</b> EE:2,76 CV:80,4	<b>73,26</b> EE:1,4 CV:90,4	<b>125,22</b> EE:1,76 CV:65,9	<b>120,34</b> EE:20,8 CV:31,7	<b>126,26</b> EE:3,8 CV:82	<b>66,67</b> EE:1,84 CV:74,5	<b>39,68</b> EE:1,82 CV:123,6	<b>68,3</b> EE:25,7 CV:57,3
<i>Dasypus novemcinctus*</i>	<b>8,77</b> EE:0,41 CV:195,5	<b>14,65</b> EE:0,64 CV:204,9	<b>25,04</b> EE:0,52 CV:96,4	<b>17,08</b> EE:4,76 CV:51	<b>20,20</b> EE:0,89 CV:118,6	<b>37,04</b> EE:1,09 CV:79,4	<b>15,87</b> EE:1,47 CV:248,7	<b>25,48</b> EE:6,46 CV:45,9
<i>Cuniculus paca</i>	<b>13,16</b> EE:0,33 CV:104,4	<b>21,98</b> EE:0,67 CV:143	<b>19,68</b> EE:0,64 CV:151,3	<b>17,86</b> EE:2,64 CV:25	<b>20,20</b> EE:1,48 CV:198,4		<b>2,65</b> EE:0,29 CV:300	<b>5,10</b> EE:6,34 CV:144,1
<i>Mazama gouazoubira</i>	<b>2,19</b> EE:0,18 CV:346,4	<b>3,66</b> EE:0,28 CV:360,5	<b>8,94</b> EE:0,43 CV:226	<b>5,43</b> EE:2,05 CV:72	<b>5,05</b> EE:0,56 CV:300	<b>4,94</b> EE:0,36 CV:198	<b>5,29</b> EE:0,39 CV:198	<b>5,10</b> EE:0,10 CV:3,51
<i>Odocoileus virginianus</i>			<b>1,79</b> EE:0,14 CV:360,5	<b>0,78</b> EE:0,6 CV:173,2				
<i>Tapirus terrestris</i>	<b>6,58</b> EE:0,29 CV:180,9	<b>7,33</b> EE:0,38 CV:244		<b>3,88</b> EE:2,33 CV:86,98				
<i>Tayassu pecari</i>					<b>10,10</b> EE:1,12 CV:300			<b>2,04</b> EE:3,37 CV:173,2
<i>Pecari tajacu</i>	<b>8,77</b> EE:0,41 CV:195,4	<b>14,65</b> EE:0,87 CV:277,8	<b>5,37</b> EE:0,22 CV:190	<b>8,54</b> EE:2,71 CV:48,9	<b>15,15</b> EE:0,84 CV:150	<b>12,35</b> EE:0,73 CV:158,7		<b>8,15</b> EE:4,65 CV:87,94

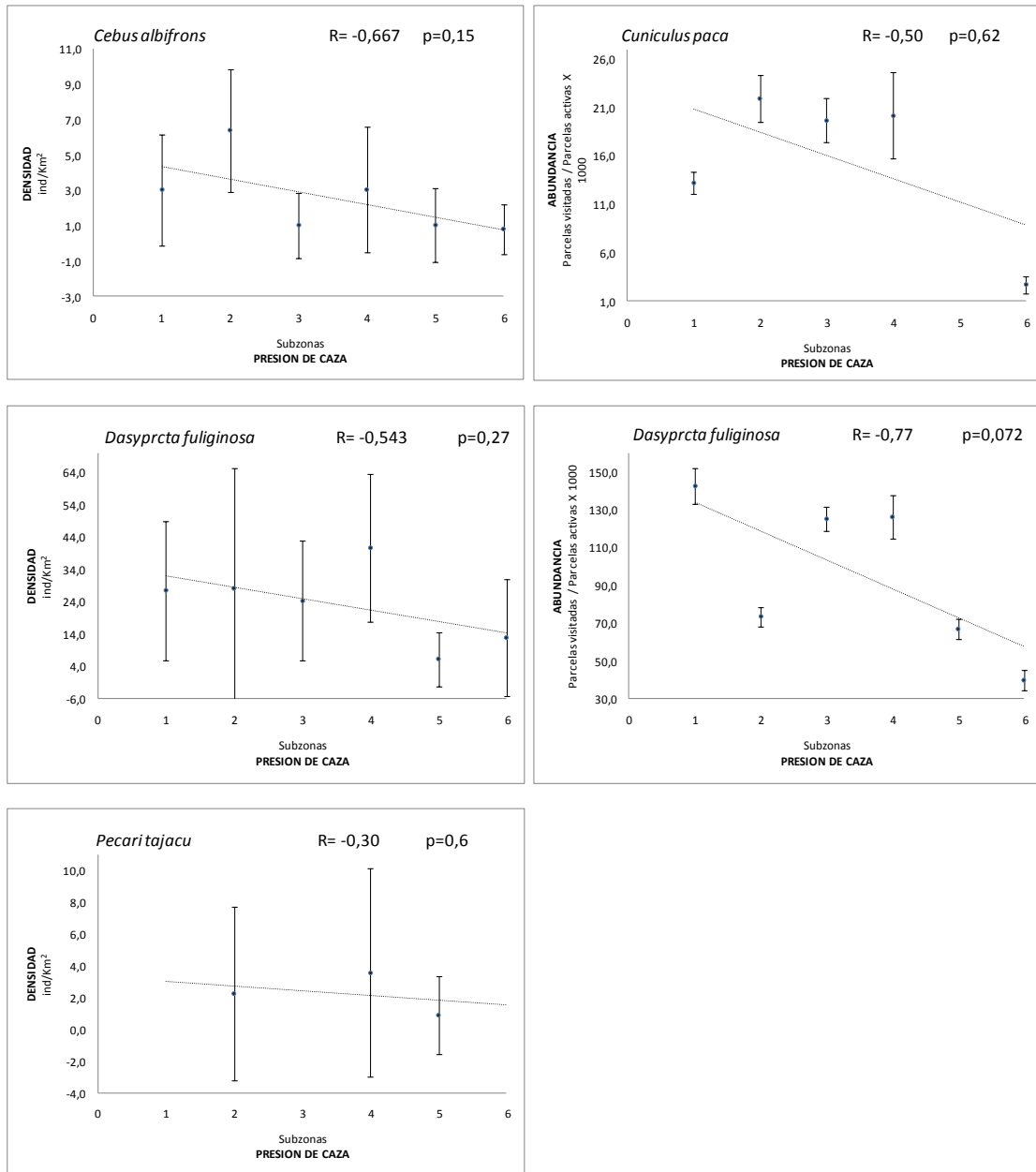
EE: Error estándar, CV: Coeficiente de variación.\*p<0,05.

Analizando los coeficientes de correlación y las tendencias de densidad y abundancia de las especies en el gradiente de caza, se clasificaron los resultados en dos grupos. En primer lugar, se identificaron especies cuya densidad y abundancia disminuyó al aumentar el gradiente de caza, por lo cual estarían siendo afectadas por la actividad de caza principalmente en la zona del Río Tuparro.

Entre las especies cuya densidad respondió al gradiente de cacería se encuentran *C. albifrons* y *D. fuliginosa* (Figura 2a), y esta última junto con *C. paca*, presentaron este mismo comportamiento teniendo en cuenta su abundancia relativa (Figura 2b). La especie que presentó un mayor coeficiente de correlación fue *D. fuliginosa* con un  $R=-0,77$  (Figura 2b), lo que puede indicar un efecto más fuerte de la cacería respecto a las demás especies en esta zona del parque. En el caso de *P. tajacu*, la densidad mostró una muy débil correlación negativa de  $R= -0,30$  respecto al gradiente de presión de caza (Figura 2a). Pero debido a que esta correlación es más fuerte en el siguiente grupo con un  $R=0,4$  (Figura 3b), se incluyó esta especie como más susceptible a la presión de cacería por la zona del Río Tomo.

Un segundo grupo correspondió a las especies que respondieron inversamente al gradiente de presión de caza propuesto, obteniendo coeficientes de correlación positivos (Figura 3). Se observó entonces una tendencia de aumento de la densidad con el aumento del gradiente de presión de caza para la especie *O. virginianus* (Figura 3a); mientras que para *M. gouzoubira*, *D. novemcinctus* y *P. tajacu* aumentó la abundancia relativa (Figura 3b). Las especies *M. gouzoubira* y *D. novemcinctus* mostraron el mayor coeficiente de correlación de  $R=0,60$  (Figura 3b), indicando un mayor efecto de susceptibilidad ante la presión de cacería respecto a las demás especies. *A. seniculus* y *P. tajacu* presentaron un coeficiente de correlación muy bajo de  $R=0,3$  y  $R=0,4$  respectivamente (Figura 3b), indicando una baja susceptibilidad a la presión de cacería.

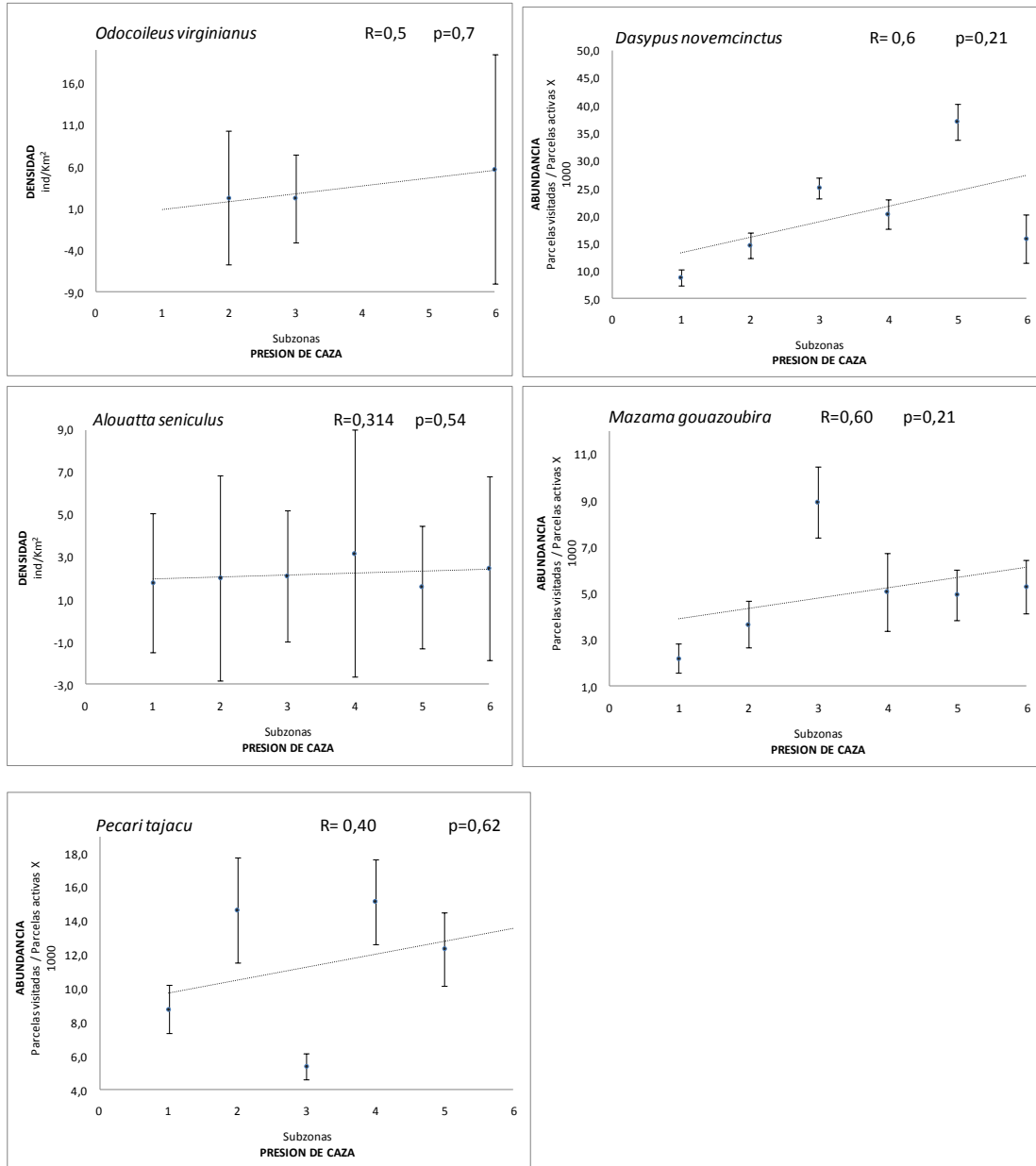
**Figura 2.** Tendencia poblacional 1. Especies susceptibles a la presión de cacería, donde la densidad o abundancia decrecen con el aumento del gradiente de presión e cacería. Columna A: Densidad, columna B: Abundancia. R=Coeficiente de correlación de Spearman, p=probabilidad de correlación.



A

B

**Figura 3.** Tendencia poblacional 2. Especies que responden inversamente al gradiente de presión de cacería, donde la densidad o abundancia aumenta con el aumento del gradiente de presión de cacería. Columna A: Densidad, columna B: Abundancia. R=Coeficiente de correlación de Spearman, p=Probabilidad de correlación.



A

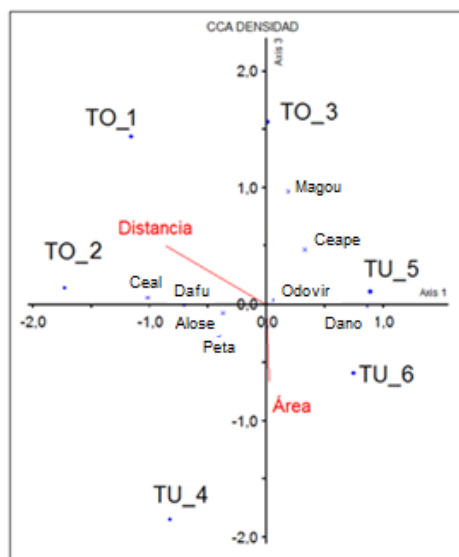
B



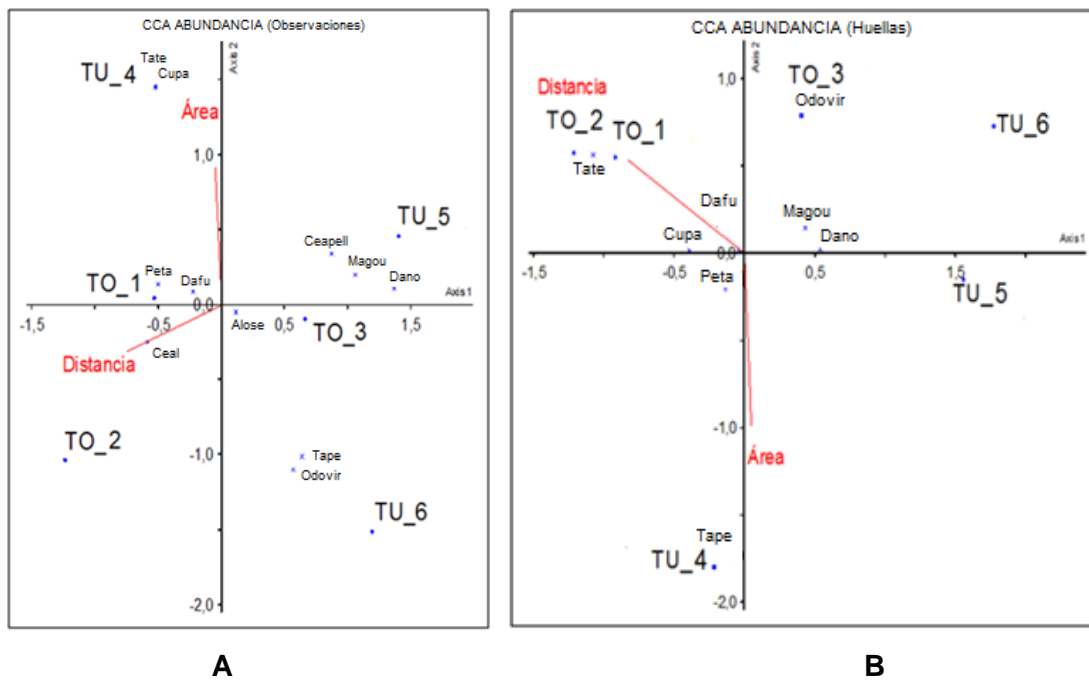
Las especies *C. albifrons* y *D. fuliginosa* mostraron un efecto de la cacería en su comportamiento, con diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre la distancia perpendicular promedio de observación en cada una de las subzonas (Anexo 4).

Finalmente, los Análisis de Correspondencias permitieron identificar a nivel de subzonas la importancia de las variables de distancia o de área de los parches de bosque de las especies de mamíferos respecto a su densidad y abundancia relativa (Figura 4 y 5). Teniendo en cuenta la densidad y las variables de distancia y área (Figura 4), se observó que la primera variable influyó a favor del gradiente sobre las especies *C. albifrons* y *D. fuliginosa*, las cuales presentaron una mayor densidad en las subzonas 1 y 2 del Río Tomo. La densidad de las especies *M. gouazoubira*, *C. apella* y *O. virginianus* se relacionó principalmente con las subzonas 3 y 5. La variable de área del parche de bosque no influyó particularmente sobre la densidad de las especies a las cuales fue posible calcular este parámetro.

**Figura 4.** Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) para la densidad de mamíferos en las subzonas de estudio. TO=Sector Río Tomo, TU=Sector Río Tuparro. Ceal:*Cebus albifrons*, Dafu:*Dasyprocta fuliginosa*, Alose:*Alouatta seniculus*, Odovir:*Odocoileus virginianus*, Dano:*Dasyprocta novemcinctus*, Peta:*Pecari tajacu*.



**Figura 5.** Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) para la abundancia de los mamíferos en las subzonas de estudio. A. Índice de abundancia estimado por medio de observación directa (Observaciones/100 km), B. Índice de abundancia estimado a partir del registro de huellas en las parcelas (No. huellas/1000 parcelas). TO=Sector Río Tomo, TU=Sector Río Tuparro. Ceal:*C. albifrons*, Dafu:*D. fuliginosa*, Alose:*A. seniculus*, Odovir:*O. virginianus*, Ceapell:*C. apella*, Magou:*M. gouazoubira*, Dano:*D. novemcinctus*. Peta:*P. tajacu*. Tate:*T. terrestris*, Tape:*T. pecari*, Cupa: *C. paca*.



Los análisis de ordenación obtenidos a partir de las abundancias relativas (Obs/100 km) indicaron que la variable de distancia fue importante para la especie *C. albifrons*, la cual fue más abundante en la subzona 2 del Río Tomo (Figura 2a y 5a). La variable de área de parche boscoso influyó en la abundancia de las especies *T. terrestris* y *T. pecari*, especies asociadas a las subzona 4 del Río Tuparro (Figura 5a). Las subzonas 5 y 6 que se ubicaron en la zona derecha de la ordenación se relacionaron con la presencia de especies como *C. apella*, *M. gouazoubira* y *D. novemcinctus* cuya abundancia resultó ser mayor en la subzona 5; y *T. pecari* y *O. virginianus* que fueron más abundantes en la subzona 6.

El tercer análisis obtenido a partir del registro de huellas indicó que la variable distancia influyó en la abundancia de la especie *T. terrestris*, asociada a las subzonas 1 y 2 de Río Tomo como las más alejadas de la presión de caza (Figura 5b). Esto indica que la especie es susceptible a la presión de cacería y respondió al gradiente propuesto.

La variable de área fue importante para *T. pecari* cuya abundancia se asoció con la subzona 4 (Figura 5b), la cual presenta la mayor área respecto a las demás subzonas de estudio. La subzona 3 se relacionó con la abundancia exclusiva de *O. virginianus* y la mayor abundancia para *M. gouazoubira* (Grafico 5b).

Teniendo en cuenta los coeficientes de correlación, las tendencias observadas en el gradiente de presión de caza y los análisis espaciales, se encontró un efecto de presión de cacería en la zona del Río Tuparro para las especies *C. albifrons*, *D. fuliginosa*, *C. paca* y *T. terrestris*--representando el 36,36 % de las especies estudiadas.

## 3.4 Discusión

### 3.4.1 Alcances metodológicos.

El método de transectos lineales ha sido utilizado efectivamente para estimar la densidad de mamíferos, especialmente primates y ungulados (Carrillo *et. al.*, 2000; Chiarello 1999). Así mismo, la abundancia relativa obtenida a partir del registro de huellas en las parcelas ha resultado ser efectivo y por tanto recomendado para especies con hábitos nocturnos, inconspicuas, esquivas y difíciles de observar (Carrillo *et. al.*, 2000). El empleo de varios métodos para estimar la densidad y abundancia se realizó entonces con el fin de incrementar el esfuerzo de muestreo y asegurar un registro para la mayoría de especies de mamíferos tal como se ha realizado en otros estudios (Zapata *et al.*, 2006; Gómez 2010).

El bajo número de avistamientos no alcanzó el mínimo recomendado de 40 observaciones por especie (Rabinowitz 1997; White y Edwards 2000; Buckland *et. al.*, 2001) para la mayoría de los mamíferos en las subzonas, al igual que se reportó en el estudio de Zapata *et. al.*,(2006). La muestra pequeña para las estimaciones de densidad y abundancia (Cullen *et. al.*, 2000; Zapata *et al.*, 2006) se reflejaron en altos valores de error estándar y altos porcentajes del coeficiente de variación. Para evitar estos sesgos

en las estimaciones de densidad y abundancia, se requiere entonces de un mayor esfuerzo de muestreo (Cullen *et. al.*, 2000).

Las limitaciones del muestreo que dificultan las observaciones en campo pueden generar que las estimaciones en densidad o abundancia sean más bajas de lo que son en la realidad (Cullen *et. al.*, 2000). Por ejemplo, para la especie *C. paca* se obtuvo un solo avistamiento ya que esta especie de hábitos nocturnos fue muy difícil de detectar, y no se pudo calcular su densidad; sin embargo, fue una de las especies más abundantes según el registro de huellas (Tabla 8). Al igual que lo reportado por Carrillo *et. al.*, (2000), el registro de huellas en parcelas fue efectivo para especies difíciles de avistar, para especies que son muy cautelosas debido a la actividad de cacería, y para especies esquivas que se registran independiente de la hora de actividad como por ejemplo los armadillos, cerdos de monte y venados. Por otro lado, las especies *D. fuliginosa* y *D. novemcinctus* las cuales presentaron los mayores valores de abundancia (Ind/100 km), también fueron las especies más abundantes por medio del registro de huellas, tal como reportaron Zapata *et. al.*, (2006).

De manera general se observa como el patrón de pobreza de suelos influyó sobre las bajas densidades y abundancias de mamíferos cinegéticos encontradas en la zona de estudio. Esto es debido a que los suelos del sector oriental del parque presentan una marcada pobreza de nutrientes evidenciada en una extrema acidez, abundante aluminio de cambio y bajos contenidos de bases, fósforo, materia orgánica y de capacidad de intercambio catiónico. La mineralización de la materia orgánica bajo el clima imperante sin desestimar la pérdida de la misma por quemadas frecuentes que suceden, también influyen en la pobreza de estos suelos (Villareal 2007).

### **3.4.2 Presión de cacería.**

Las etnias Curripaco cazan la especie *C. albifrons* con fines de subsistencia y comerciales en el Vichada (Correa *et. al.*, 2005; Rodríguez 2006) y Sikuni (Plata 2006). Sin embargo, estudios puntuales en comunidades indígenas Curripaco y Piara ubicadas en el sector oriental del parque no registraron esta especie como objeto de caza (Martínez y López 2013 a y b). Es posible que la especie este respondiendo directa o indirectamente a la presión de cacería anterior. En primer lugar, la densidad de esta especie reportada por

Defler (1979) de 30 ind/ km<sup>2</sup> en el sector oriental del PNN Tuparro está muy por encima del valor de 6,39 ind/km<sup>2</sup> en este estudio (Tabla 5). Densidades en zonas con caza en la Amazonia peruana reportaron 6,8 ind/km<sup>2</sup> (Aquino *et. al.*, 2009), más semejantes a los resultados obtenidos. Los primates son un grupo muy susceptible a la caza (Aquino *et. al.*, 2009), y la especie en nuestra zona de estudio puede estar siendo cazada por otros grupos humanos no incluidos en el estudio, causando una respuesta directa de *C. albifrons* ante la presión de la cacería durante las últimas tres décadas.

Por otra parte, si bien la especie no es tan cazada en el sector oriental del parque, puede estar respondiendo indirectamente a la presión de cacería dada por otras especies en las subzonas de estudio. De hecho, se ha documentado que la abundancia de una especie puede disminuir en sitios cazados, incluso para aquellas que no son objeto de cacería (Cullen *et. al.*, 2000); y pueden hacerse más esquivas, cautelosas y menos fáciles de avistar (Cullen *et al.*, 2000; Zapata *et. al.*, 2006). Las diferencias significativas encontradas en las distancias de observación perpendicular a través de las seis subzonas de estudio, donde la especie se avistó a mayor distancia en las subzonas con mayor presión de cacería, comprueba que está siendo directa o indirectamente susceptible a ella (Tabla 11).

*C. paca* y *D. fuliginosa* se ubican entre las dos primeras especies más cazadas por las comunidades de Piaroas y Curripaco de las cuales se tiene información sobre cacería (Martínez y López 2014 a y b). Estas especies mostraron ser susceptibles a la presión de cacería principalmente por la zona del Río Tuparro, lo cual ha sido documentado en otros estudios donde sus abundancias disminuyeron con respecto a la presión de cacería (Chiarello 1999, Carrillo *et. al.*, 2000). Sin embargo, presentaron los mayores valores de abundancia relativa y de densidad en el caso de *D. fuliginosa* (Tabla 4). La densidad de *D. fuliginosa* en las subzonas 5 y 6 con 6,05 ind/km<sup>2</sup> y 12,72 ind/km<sup>2</sup> respectivamente (Tabla 5) se asemeja a la que ha sido reportado para zonas con caza moderada en bosques de la amazonia peruana donde se encontraron 13,38 ind/km<sup>2</sup> (Sánchez y Vásquez 2007). Estas dos especies tienen un ciclo de vida corto, periodos generacionales cortos y altas tasas intrínsecas de crecimiento poblacional, factores que pueden actuar incrementando su abundancia en ambientes dominados por comunidades humanas, en selvas con intervención o incluso en respuesta a la cosecha (Robinson y

Redford 1991; Bodmer *et. al.*, 1997c; Lopes y Ferrari, 2000; Peres 2000). Estas características hacen que estas especies, a pesar de ser las más cazadas, puedan resistir al impacto de la caza (Robinson y Redford 1991).

En contraste, *T. terrestris* fue una de las especies menos cazadas por los Curripacos y de hecho no se registró en la cosecha anual reportada por los Piaroas (Martínez y López 2014a). Según la percepción de los habitantes de estas comunidades dicha especie disminuyó en los últimos 30 años debido a la sobrecacería, siendo una de las más escasas actualmente. La susceptibilidad de *T. terrestris* ante la cacería se documentó en otros estudios (Cullen *et. al.*, 2000). Esta especie se encuentra entre las más susceptibles de cacería en el Neotrópico debido a su baja tasa reproductiva (Bodmer 1995; Bodmer *et. al.*, 1997c), y por ser el mamífero de mayor tamaño es blanco preferido para los cazadores (Robinson y Redford 1991).

*Odocoileus virginianus* fue la tercera especie más cazada por los Piaroas del Resguardo Cachicamo y también por las comunidades de Curripacos (Martínez y López 2014 a y b). Esta especie puede mantener sus niveles poblacionales en zonas con cacería gracias a los desplazamientos y migraciones entre parches boscosos (Naranjo y Bodmer 2007). Sin embargo, los puede reducir en zonas con intensa presión de caza (Marchinton y Hirth 1984, Sánchez *et. al.*, 1997, Galindo y Weber 1998). De hecho Naranjo y Bodmer (2007) documentaron que la especie fue poco común en las áreas de caza en la selva de Lacandona. Las densidades reportadas en las subzonas de estudio (Tabla 5) son similares a las reportadas en la literatura, donde se estimó 2,8 ind/km<sup>2</sup> en el Neotrópico en bosques sin cacería (Robinson y Redford 1986a).

La especie *M. gouazoubira* también fue una de las especies menos cazada por los Piaroas del Resguardo Cachicamo y Curripacos del sector de Maipures (Martínez y López 2014 b). Sin embargo es de esperar que sea cazada por otros grupos humanos que acceden a la zona del Río Tomo, ya que estudios han reportado una disminución de su abundancia en zonas con cacería (Chiarello 1999; Martínez-Morales 1999; Cullen *et. al.*, 2000; Naranjo y Bodmer 2007; Peres y Palacios 2007). Para esta especie se han estimado densidades en la Amazonia ecuatoriana y peruana de 0,32 -1,28 ind/km<sup>2</sup> en zonas con cacería (Bodmer y Brooks 1997; Hurtado y Bodmer 2004), similar a los resultados obtenidos (Tabla 5). Esta especie, a pesar de ser susceptible a la presión de cacería, es más resistente que otras especies debido a sus altas tasas reproductivas y

altas tasas intrínsecas de crecimiento poblacional (Bodmer 1995; Hurtado y Bodmer 2004). Estos factores junto con el comportamiento de la especie, su habilidad de dispersión y dificultad de captura contribuyen a que esta especie sea menos susceptible a la cacería (FitzGibbon *et. al.*, 1995 y Peres 1990).

Según los datos de extracción de la especie *D. novemcinctus*, se cosecharon cinco individuos en el Resguardo Cachicamo y un individuo por las comunidades de Maipures (Martínez y López 2014b). Es la especie con mayor densidad y el segundo valor de abundancia relativa (Tabla 4), y respondió positivamente al gradiente de presión de cacería, lo cual también ha sido reportado por Carrillo *et. al.*, (2000) y Cullen *et. al.*, (2000). Por otra parte, se ha reportado una densidad de 51,45 ind/km<sup>2</sup> en zonas con cacería en la amazonia ecuatoriana (Zapata *et. al.*, 2006), un valor muy similar a los 57,19 ind/km<sup>2</sup> calculado en la zona del Rio Tuparro (Tabla 5).

Si bien *P. tajacu* y *A. seniculus* mostraron ser susceptibles a la cacería por la zona del Rio Tomo, sus bajos valores de coeficiente de correlación de  $R < 0,5$  (Figura 3) indican que esta susceptibilidad fue muy leve, conforme con otros estudios. *P. tajacu*, a pesar de ser cazada es resistente a la presión de cacería y se ha documentado como poco susceptible a ella, cuyas densidades no decrecen con la presión de caza (Cullen *et. al.*, 2000; Bodmer *et. al.*, 1997a). Puede tener niveles poblacionales relativamente altos en áreas con cacería persistente, comparado con *T. pecari* y los tapires, los cuales presentan un bajo nivel poblacional en estas áreas (Naranjo y Bodmer 2007). Por otra parte, Peres (1996) indicó que *P. tajacu* estuvo presente en sitios con cacería y encontró una correlación negativa de la presión de caza con la densidad, pero debida a factores del hábitat. En áreas con caza, los pecaríes de collar son capaces de recuperar sus densidades poblacionales más rápido que los tapires y venados, debido a su mayor productividad reproductiva (Bodmer *et. al.*, 1997c) y tolerancia a la perturbación del hábitat (Sowls 1997, Fragoso 1999). Para esta especie se han reportado en el neotropico densidades en áreas con cacería que van desde los 0,62 – 36,25 ind/km<sup>2</sup> (Bodmer y Brooks 1997, Bodmer *et.al.*, 1997c, Cullen 1997, Aquino *et. al.*, 1999, Keuroghlian *et. al.*, 2004, Altrichter 2005, Zapata *et. al.*, 2006, Sánchez y Vásquez 2007). Las densidades obtenidas en el presente estudio coinciden con los valores más bajos en este rango amplio, siendo 3,55 ind/km<sup>2</sup> la máxima densidad en la subzona 4 (Tabla 5).

Los registros de cacería para la especie *A. seniculus* indican una cosecha de dos individuos al año en las dos comunidades de Curripacos del sector de Maipures y no fue reportada en los registros de caza del resguardo Cachicamo (Martínez y López 2014 a). La débil correlación de su densidad y abundancia en el gradiente de caza (Gráfico 3a) puede deberse a que no sea una especie tan cazada en ninguna zona del sector oriental del parque, tal como lo reportó Cullen *et. al.*, (2000) con primates, por lo que estos parámetros se mantienen constantes en todas las zonas de estudio. Se ha documentado que los primates son muy susceptibles a la cacería, lo cual afectó claramente en forma negativa las poblaciones de monos aulladores en el Amazonas, siendo muy poco avistados en sitios con caza (Zapata *et al.*, 2006). Esto puede respaldar la idea de que no sean tan cazados en el sector oriental del parque, al no presentar ninguna tendencia en cuanto a su densidad y abundancia y por tanto no ser susceptible a la presión de cacería. Para esta especie se han registrado densidades de 20-27 ind/km<sup>2</sup> (Defler 2003) en los llanos Orientales de Colombia y de 25-54 ind /km<sup>2</sup> en los llanos Venezolanos (Braza *et. al.*, 1981), mientras que en bosque de tierra firme de amazonia brasilera se encontró 1,4 ind/km<sup>2</sup> en zonas sin caza (Mendes 2004). En zonas con presión de cacería se han reportado densidades de 0,15 y 6,6 ind/Km<sup>2</sup> (Aquino *et. al.*, 1999, Zapata *et. al.*, 2006). Las densidades reportadas en el sector oriental se asemejan mas a las reportadas en zonas con caza. Sin embargo, debido a que esta especie se ha reportado como susceptible a la caza y su densidad respondió levemente al gradiente de cacería, es posible que de forma natural esta especie presente una menor densidad en las asociaciones boscosas presentes en el PNN Tuparro.

Los métodos de observación directa en transectos lineales para estimar la densidad y abundancia de las especies *D. novemcinctus*, *M. gouazoubira* y *T. terrestris* no generaron la información suficiente para establecer una tendencia en el gradiente de caza y por tanto la susceptibilidad de las especies. Sin embargo esto se logro gracias a la complementariedad de métodos empleados, con el uso de registros de huellas para las dos primeras especies y el análisis espacial para la última especie. Para estas especies se requiere de un mayor esfuerzo de muestreo en las subzonas de estudio.

No se pudo demostrar que la densidad o abundancia de las especies *C. apella* y *T. pecari* estén indicando la susceptibilidad a la cacería debido al bajo número de datos. Esto puede deberse a necesidad de un mayor esfuerzo de muestreo, a que las especies



censadas existen a densidades bajas debido a un impacto de cacería ocurrido en la región en tiempo pasado (Zapata *et. al.*, 2006), o por diferencias de tamaño o composición del hábitat. *Cebus apella* no fue una especie abundante en el sector oriental del parque y, según la información sobre extracción, no es una especie cazada por las comunidades del sector de Maipures ni por los Piaroas de Resguardo Cachicamo. Esta especie ha sido reportada a altas densidades en áreas con persistente caza (Bodmer *et. al.*, 1997c; Aquino y Calle 2003) y en la costa brasilera se ha considerado como no susceptible a la presión de cacería (Cullen *et. al.*, 2000). Esta especie es generalista en términos del uso del hábitat, sin embargo no se desplaza ni forrajea en bosque inundado, prefiriendo bosques más secos y con suelos más diversos y fértiles (Defler 2003). Estas características pueden explicar su ausencia en las subzonas 3 y 4 que corresponden a bosque inundable. En efecto, la densidad poblacional de *Cebus* puede estar relacionada directamente con la disponibilidad de frutos (Robinson y Redford 1986a) que se encuentran más disponibles en suelos fértiles. Por otro lado, estudios en la Amazonia ecuatoriana la catalogaron como muy sensible al impacto de la cacería de subsistencia, y se encontraron a densidades muy bajas o pudieron haber sido extirpadas en tiempos recientes. (Zapata *et. al.*, 2006). Defler (2003) indicó que la especie sobrevive bien en proximidad con los asentamientos humanos si no es cazada. Por otra parte, para esta especie se estimó una densidad de 16-17 ind/km<sup>2</sup> en el PNN Tuparro (Defler y Pintor 1985), mucho mayor a las densidades registradas actualmente en la misma zona (Tabla 5).

Para el Resguardo Cachicamo *T. pecari* fue la cuarta especie más cazada con 17 individuos al año y para los Curripacos del sector de Maipures fue la quinta especie con 14 individuos al año. Esta especie tiene pocas observaciones directas o indirectas, posiblemente por características del hábitat o porque la especie ya fue extirpada en tiempos pasados dada su susceptibilidad a la cacería, como también lo indicó Cullen *et. al.*, (2000) para bosques fragmentados de Brasil. Sin embargo los habitantes de estas mismas comunidades indicaron que esta especie era una de las más abundantes, por lo que su baja abundancia pueda deberse también al método de muestreo. *T. pecari* se ha considerado como una especie notablemente afectada por la presión de cacería en comparación con *P. tajacu* (Peres 1996, Gottdenker y Bodmer 1998, Cullen *et. al.*, 2000, Altrichter 2005 y Naranjo y Bodmer 2007) debido a que las dos especies difieren

considerablemente en su morfología, ecología y estructura de grupo (Terborgh y Kiltie 1976; Kiltie 1981, Bodmer 1990 y Peres 1996).

Aunque las dos especies tienen una productividad reproductiva similar (Gottdenker y Bodmer 1998), el hecho de *Tayassu pecari* forme grupos sociales cohesivos ante un evento de riesgo los hace más vulnerables a la cacería: un grupo entero puede ser eliminado bajo un solo evento de caza, mientras que *P. tajacu* tiende a dispersarse (Fragoso 1994a). Los grandes tamaños corporales de *T. pecari* pueden constituir grupos de más de 200 individuos (Sowls 1984; Mayer y Wetzel 1987), mientras que los pequeños tamaños corporales de *P. tajacu*, forman grupos los cuales raramente exceden de 10 individuos (Kiltie y Terborgh 1983). Además, las poblaciones de *T. pecari* tienen una tasa de crecimiento poblacional más baja que *P. tajacu* (Robinson y Redford 1986a). Lo más importante es que son más sensibles a la perturbación del hábitat y la fragmentación de los bosques que los pecaríes de collar, debido a sus grandes tamaños de grupos, amplios rango de acción, y sus necesidades de mosaicos de diferentes tipos de vegetación en una escala mucho mayor (Fragoso 1999). *T. pecari* se ha reportado como una especie rara o conspicuamente ausente en áreas accesibles dentro del rango de caza de pequeños asentamientos humanos que tienden a concentrarse a través de ríos navegables. También se ha reportado que la especie fue menos abundante en sitios con caza (Carrillo *et. al.*, 2000). En el caso de la caza ligera en bosques de tierra firme continuos con aguas blancas y llanuras de inundación, los avistamientos de *T. pecari* se reportaron por lo general a un ritmo de uno a cuatro grupos por año (Peres 1996).

**Variaciones espaciales.** Para *T. pecari* fue importante la variable de área del parche boscoso para las estimaciones de abundancia relativa, al igual que para *T. Terrestris* (Figura 5). Eso fue similar a otros estudios que reportaron mayores abundancias en grandes fragmentos, mientras que la densidad disminuyó en pequeños fragmentos (Chiarello 1999). Sin embargo en otros casos la abundancia relativa de grandes mamíferos y en ellos los ungulados no varía mucho en relación con el tamaño del parche de hábitat (Cullen *et. al.*, 1999). Los movimientos de *T. pecari*, por ejemplo, se pueden generar en respuesta a los cambios en la disponibilidad de abundancia de frutos de palmas en los bosques neotropicales (Kiltie y Terborgh 1983; Bodmer 1990, Sowls 1984 y Peres 1996), lo cual requiere de grandes desplazamientos, y la búsqueda de zonas

con un tamaño mayor de área que provea un bosque continuo con más de estos recursos (Lovejoy *et. al.*, 1986; Peres 1996; Keuroghlian *et. al.*, 2004).

Se ha documentado que las diferencias en la composición y estructura del hábitat pueden incidir en las estimaciones de densidad y abundancia de las especies de mamíferos (Emmons 1984; Robinson y Redford 1986a; Cullen *et. al.*, 2000). La densidad y abundancia de *A. seniculus* no mostró afinidad especial con alguna de las subzonas de estudio. Es una especie generalista que puede vivir en sitios pequeños y tiene la habilidad de incluir vegetación secundaria en su dieta (Chiarello 1994), siendo más resistente que otras especies de primates frugívoros. De hecho se ha documentado que la densidad de frugívoros arbóreos es mucho menor en suelos pobres, donde los mamíferos más grandes como *M. gouazoubira*, *A. seniculus* y *C. paca* parecen estar menos afectados (Emmons 1984).

La densidad de *C. apella* está relacionada directamente con la disponibilidad de frutos (Robinson y Redford 1986b) que se encuentran más disponibles en suelos fértiles. Esta característica puede afectar su ocupación en los diferentes hábitats, ya que los árboles frutales no se distribuyen uniformemente en el bosque y las estaciones influyen en la cantidad y calidad de frutos disponibles para los consumidores (Gentry y Emmons 1987). Para *C. paca* los cuerpos de agua fueron importantes en la ocupación del hábitat (Boas-Goulart, *et.al.*, 2009), lo cual se refleja en las mayores abundancias relativas obtenidas en la subzona 4 donde se encuentran dos caños (Tabla 6 y 9). *Mazama gouazoubira* y *D. novemcinctus* son consideradas como especies generalistas, con amplia distribución geográfica (Emmons 1990), por lo que no sea tan importante las variaciones locales de abundancia referida a características del hábitat, pero si quizás a la cacería.

*Pecari tajacu* usa áreas más pequeñas que *T. pecari* (Keuroghlian *et. al.*, 2004), y usa una gran variedad de hábitats en el Neotrópico (Castellanos 1983; McCoy *et. al.*, 1990; Suarez 1993; Taber *et. al.*, 1994; Fragoso 1994b y Judas y Henry 1999).

*C. albifrons* se encuentra en una gran variedad de bosques y puede estar presente en hábitats xerofíticos en términos de drenaje, bosques completamente inundados, en bosques de sabana alta desarrollados sobre grava y roca y en bosques de galería (Defler 2003). También se ha documentado su presencia en manchas de bosque rodeados por cerros rocosos (Defler 2003), por lo cual está asociado con las mayores densidades y

abundancias relativas con las subzonas 1 y 2 (Gráfico 4 y 5b) que presentan bosques con afloramientos rocosos.

### 3.5 Bibliografía

Altrichter, M. 2005. The sustainability of subsistence hunting of peccaries in the Argentine Chaco. *Biological Conservation* 126:351–362.

Alvard, M.S., Robinson, J.G., Redford, K.H. y Kaplan, H., 1997. The sustainability of subsistence hunting in the Neotropics. *Conservation Biology* 11(4): 977-982.

Aquino, R. y Calle, A. 2003. Evaluación del estado de conservación de los mamíferos de caza: Un modelo comparativo en comunidades de la Reserva Nacional Pacaya Samiria (Loreto, Perú). *Revista Peruana de Biología* 10 (2): 163-174.

Aquino, R., Bodmer, R.E., y Pezo, E. 1999. Evaluación de poblaciones del pecarí de collar (*Tayassu tajacu*) y pecarí labiado (*T. pecari*) en la cuenca del Río Pucacuro, Río Alto Tigre. En: Manejo y Conservación de Fauna Silvestre en América Latina. Fang, T, Montenegro, O y Bodmer, R (Eds). Editorial Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia. 495 pp.

Aquino, R., Terrones, W., Navarro, R., Terrones, C. y Cornejo, F. 2009. Caza y estado de conservación de primates en la cuenca del río Itaya, Loreto, Perú. *Revista Peruana de Biología* 15(2): 033- 039.

Boas-Goulart. F.V., Cáceres, N.C., Graipel, M.E, Tortato, M.A., Ghizoni Jr, I.R,y Rodríguez, L.G . 2009. Habitat selection by large mammals in a southern Brazilian Atlantic Forest. *Mamm. biol.* 74:182–190.

Bodmer, R.E. 1990. Responses of ungulates to seasonal inundations in the Amazon floodplain. *Journal of Tropical Ecology* 6:191-201.

Bodmer, R.E. 1995. Managing Amazonian wildlife: biological correlates of game choice by detribalized hunters. *Ecological Applications* 5:872-877.

Bodmer R. E y Brooks, D.M.1997. Status and action plan of the lowland tapir (*Tapirus terrestris*). Ch. 6. En: Tapirs: Status Survey and Conservation Action Plan. Brooks, D.M, R.E Bodmer, & S. Matola, (Eds).IUCN, Switzerland.

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

Bodmer, R.E, Aquino, R, Puertas, P, Reyes, C, Fang, T y Gottdenker, N. 1997(c). Manejo y Uso Sustentable de pecaríes en la Amazonía Peruana, UICN. Paper No. 18, Quito, Ecuador.

Braza F, Alvarez F, Azcarate T. 1981. Behaviour of the red howler monkey (*Alouatta seniculus*) in the llanos of Venezuela. *Primates* 22(4):459-73.

Buckland, S.T., Anderson D.R, Burnham K.P., Laake J.L, Borchers D. L y Thomas. L. 2001. Introduction to Distance Sampling. Oxford University Press, London.

Burnham, K.P., Anderson, D.R y Laake, J.L. 1980. Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs* 72:1-202.

Carrillo E, Wong, G y Cuarón, A. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology* 14:1580-1591.

Castellanos, A.H.G., 1983. Aspectos de la organización social del baquiro de collar, *Tayassu tajacu*, en el estado Guarico, Venezuela. *Acta Biológica Venezuela* 11:127-143.

Chiarello, A.G. 1994. Diet of the brown howler monkey *Alouatta fusca* in a semi-deciduous forest fragment of southeastern Brazil. *Primates* 35:25-34.

Chiarello, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation* 89 :71-82.

Correa, H. D, Ruiz, S. L. y Arévalo, L. M. (Eds) 2005. Plan de acción en biodiversidad de la cuenca del Orinoco – Colombia / 2005 - 2015 – Propuesta Técnica. Corporinoquia. Bogotá D.C.

Cullen, L., 1997. Hunting and biodiversity in Atlantic forest fragments, Sao Paulo, Brazil. Tesis M.S., University of Florida, Gainesville, Florida.

Cullen, L., Bodmer, R.E y Valladares-Padua, C. 1999. Caça e biodiversidade nos fragmentos florestais da Mata Atlântica, São Paulo, Brasil. En: Manejo y Conservación de Fauna Silvestre en América Latina. Fang, T, Montenegro, O y Bodmer, R (Eds). Editorial Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia. 495 pp.

Cullen, L., Bodmer, R.E., Valladares-Padua, C., 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation* 95:49–56.

Defler, T.R. 1979. On the ecology and behavior of *Cebus albifrons* in Eastern Colombia: I. Ecology. *Primates* 20:475-490.

Defler, T.R. 2003. *Primates de Colombia*. Conservación Internacional. Serie de Guías Tropicales de Campo. Bogotá, Colombia.

Defler, T y Pintor, D. 1985. Censusing primates by transect in a forest of known primate density. *International Journal of Primatology* 6(3): 243-259.

Emmons, L.H. 1984. Geographic variation in densities and diversities of non-flying mammals in Amazonia. *Biotropica* 16:210-222.

Emmons, L. H. 1990. *Neotropical rainforest mammals . A field guide*. The University of Chicago Press, Chicago. 281 pp.

FitzGibbon, C.D., Mogaka, H. y Fanshawe, J.H., 1995. Subsistence hunting in Arabulo-Soko forests, Kenya and its effects on mammal populations. *Conservation Biology* 9:1116–1126.

Fragoso, J. M. 1994a. The biology and ecological interactions of large mammals and large seeds in Amazonia. PhD dissertation, University of Florida, Gainesville, FL.

Fragoso, J.M. 1994b. Large mammals and the community dynamics of an Amazonian rain forest. PhD dissertation. University of Florida, Gainesville, FL.

Fragoso, J.M., 1999. Perception of scale and resource partitioning by peccaries: behavioral causes and ecological implications. *Journal of Mammalogy* 80: 993–1003.

Freese, C.G., Heltne, P.G., Castro, N., Whitesides, G. 1982. Patterns and determinants of monkey densities in Peru and Bolivia, with notes on distributions. *Int. Journal Primatology* 3(1):53-90.

Galindo, C. y M. Weber. 1998. El Venado de la Sierra Madre Occidental: ecología, manejo y conservación. CONABIO-EDICUSA. Ediciones Culturales SA de CV. México, DF. 272 pp.

Gentry, A.H., Emmons, L.H., 1987. Geographical variation in fertility, phenology, and composition of the understory of Neotropical forests. *Biotropica* 19: 216-227.

Glanz, W.E. 1991. Mammalian densities at protected versus hunted sites in Central Panama. En: Robinson, J.G., Redford, K.H. (Eds.), *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. The University of Chicago Press, Chicago, pp. 163-173.

Glanz, W.E. 1996. The terrestrial mammal fauna of Barro Colorado island: censuses and long-term changes. Pp. 455-468, En: *The ecology of a tropical forest: seasonal rhythms and long-term changes* (EG Leigh, AS Rand y DM Windsor, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington.

Gómez, B. 2010. Densidad y áreas de ocupación del pecarí de collar (*Pecari tajacu*) y su relación con el hábitat en el Parque Nacional Natural Tuparro y la Reserva Natural Puinawai. Tesis de Mestría en Ciencias, Línea Conservación y Manejo de Vida Silvestre. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Bogotá, Colombia. 138 pp.

Gottdenker, N y Bodmer, R.E. 1998. Reproduction and productivity of white-lipped and collared peccaries in the Peruvian Amazon. *Journal of Zoology* 245:423-430.

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

Johns, A.D. 1986. Effects of habitat disturbances on rainforest wild-life in Brazilian Amazonia. Report to the World Wildlife Fund. Washington, DC.

Judas, J., Henry, O., 1999. Seasonal variation of home range of collared peccary in tropical rain forests of French Guiana. *Journal of Wildlife Management* 63:546–555.

Keuroghlian, A., Eaton, D.P., Longland, W.S. 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation* 120:411-425.

Kiltie, R. A. 1981. Stomach contents of rain forest peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*). *Biotropica*, 13:234-6.82.

Kiltie, R.A. y Terborgh, J., 1983. Observations on the behavior of rain forest peccaries in Peru: why do white-lipped peccaries form herds? *Zeitschrift fur Tierpsychologie* 62:241-255.

Lopes, M.A. y Ferrari, S.F., 2000. Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology* 14:1658-1665

Lovejoy, T.E., Bierregaard, R.O., Rylands, A.B., Malcolm, J.R., Quintela, C.E., Harper, L.H., Brown Jr, K.S., Powell, A.H., Powell, G.V.N., Schubart, H.O.R. y Hays, M.B. 1986. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In Solué, ME. ed. *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts. p. 257-285.

Martinez-Morales, M.A., 1999. Conservation status and habitat preferences of the Cozumel Curassow. *Condor* 101:14-20.



Martínez, M., y López, H. F. 2014 (a). Manejo de la Cacería de Subsistencia en comunidades indígenas Piaroa y Curripaco en la Reserva de Biósfera el Tuparro (RBT) – Vichada. Capítulo 1. Tesis de grado Maestría en Ciencias, Biología. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.

Martínez, M., y López, H. F. 2013 (b). Caracterización de la Cacería de Subsistencia de Mamíferos en el Sector Oriental de la Reserva de Biósfera el Tuparro (RBT) – Vichada. Capítulo 2. Tesis de grado Maestría en Ciencias, Biología. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.

Mayer, J. J. y Wetzel, R. M. 1987. *Tayassu pecari*. *Mammalian Species*, 293:1-7.

Marchinton, R. L., y D. H. Hirth. 1984. White-tailed deer: ecology and management. L. K. Halls, (Eds) Stackpole Books, Harrisburg.

McCoy, M.B., Vaughan, C.S. y Rodríguez, M.A., 1990. Seasonal movement, home range, activity and diet of collared peccaries (*Tayassu tajacu*) in Costa Rican dry forest. *Vida Silvestre Neotropical* 2:6-20.

Mendes, A.R. 2004. Ecology of a community of mammals in a seasonally dry forest in Roraima, Brazilian Amazon *Mammalogy Biology* 69(3): 319-336.

Mendoza, H. 2007. Vegetación. 53-83 p. En: Villarreal-Leal, H. y Maldonado-Ocampo J. (comp.). 2007. Caracterización biológica del Parque Nacional Natural El Tuparro (Sector noreste), Vichada, Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C., Colombia. 292 pp.

Molano B, J. 1998. "Biogeografía de la Orinoquia colombiana ". En: Domínguez, C (Eds). Colombia Orinoco, Bogotá. Fondo FEN. pp 96-101.

Naranjo, E.J. y Bodmer, R.E., 2007. Source-sink systems and conservation of hunted ungulates in the Lacandon Forest. *Biological Conservation* 138:412–420.

Noss A. J y Cuellar, R.L. 2008. La sostenibilidad de la cacería de *Tapirus terrestris* y de *Tayassu pecari* en la tierra comunitaria de origen Isoso: el modelo de cosecha unificado. *Mastozoología Neotropical* 15:241-252.

Peres, C.A. 1990. Effects of hunting on Western Amazonian primate communities. *Biological Conservation* 54:47-59.

Peres, C.A., 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *Tayassu tajacu* in hunted and un hunted Amazonian forests. *Biological Conservation* 77:115-123.

Peres, C.A., 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology* 14:240-253.

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

Plata, A. M. 2006. Uso y percepción de La fauna silvestre em La cultura Sikuani, comunidad de Cumariana, selva de Matavén, Vichada, Colombia. Carrera de Ecología, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá. 149 pp.

Putz, F.E., Leigh, E.G. y Wright, S.J. 1990. Solitary confinement in Panamá. *Garden*:18-23.

Rabinowitz, A.R. 1997. *Wildlife field research and conservation training manual*. Wildlife Conservation Society, Bronx, New York, 281 pp.

Rabinowitz, A. R. 2003. *Manual de capacitación para la investigación de campo y la conservación de la vida silvestre*. Editorial FAN (Fundación Amigos de la Naturaleza) Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.

Robinson, J.G., 1996. Hunting wildlife in forest patches: an ephemeral resource. In: Schellas, J., Greenberg, R. (Eds.), *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Island Press, Washington DC. 111-130 pp.

Robinson J.G y Redford, K.H. 1986 (a). Body size, diet, and population density of Neotropical forest mammals. *The American Naturalist* 128 (5):665-680.

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

Robinson, J.G y Redford, K.H. 1991. Sustainable harvest of neotropical forest animals. En: Robinson, J.G., Redford, K.H. (Eds), *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. University of Chicago Press, Chicago. 415–429 pp.

Robinson, J.G y Redford, K.H. 1994. Measuring the sustainability of hunting in tropical forest. *Oryx* 28:249-256.

Rodríguez, A. 2006. Cacería en la comunidad Guayabal-Anapo a partir del uso indígena del territorio en el gran Resguardo Selva del Matavén, Vichada. Carrera de Ecología, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá.

Romero M., Galindo G., Otero J. y Armenteras D. 2004. *Ecosistemas de la Cuenca del Orinoco colombiano*. I.A.v.H., Bogotá. Colombia. 189 pp.

Rosser, A.M y Mainka, S.A. 2002. Overexploitation and species extinctions. *Conservation Biology* 16: 584-586.

Rubio, T. H, Ulloa, C.A, Campos, R. C. 2000. Manejo de la fauna de caza, una construcción a partir de lo local. Orewa, Fundación Natura, Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá, Colombia. 160 pp.

Sánchez, G., Gallina, S y Mandujano, S. 1997. Area de actividad y uso de hábitat de venados cola blanca (*Odocoileus virginianus*) en un bosque tropical caducifolio de la costa de Jalisco, México, *Acta Zoológica Mexicana* 72:39-54.

Sánchez, A y Vásquez, P. 2007. Presión de caza de la comunidad nativa Mushuckllacta de Chipaota, zonas de amortiguamiento del Parque Nacional Cordillera Azul, Perú. *Ecología Aplicada* 6:131-138.

Saunders, D.A., Hoobs, R.J. y Margules, C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* 5:18-32.

Sowls, L.K., 1984. *The peccaries*. University of Arizona Press, Tucson, Arizona.

Sowls, L.K., 1997. *Javelinas and Other Peccaries: Their Biology, Management, and Use*, second ed. Texas A&M University Press, College Station.

Sutherland, W.J. 1996. *Ecological census techniques: a handbook*. Cambridge University Press, Cambridge.

Suarez, I.M.T., 1993. *Ecología de los grupos de sainos (Tayassu tajacu) y daños que ocasionan en los cultivos vecinos a la Estación Biológica La Selva*. M.S. Tesis. Universidad Nacional de Costa Rica, San José, Costa Rica.

Taber, A.B., Doncaster, C.P., Neris, N.N. y Colman, F.H., 1994. Ranging behavior and activity patterns of two sympatric peccaries, *Catagonus wagneri* and *Tayassu tajacu*, in the Paraguayan Chaco. *Mammalia* 58:61-71.

Terborgh, J, y Kiltie, R. A. 1976. Ecology and behavior of rain forest peccaries in southeastern Peru. *National Geographic Research Report*: 873-882.

Thoisy, B. Brosse, S y Dubois, MA. 2008. Assessment of large-vertebrate species richness and relative abundance in Neotropical forest using line-transect censuses: what is the minimal effort required?. *Biodiversity and Conservation* 17:2627-2644.

Thomas, L. Buckland, S.T, Rextand, E.A, Laake, J.L, Strindberg, S. Hedley, S.L, Bishop, J.R, Marques, T.A y Burnham, K.P. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47:5-14.

Townsend, W. 1995. Living on the edge: Sirionó hunting and fishing in lowland Bolivia. Unpublished Ph. D. dissertation. University of Florida. Gainesville, Florida.

Turner, I.M. y Corlett, R.T., 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. *Tree* 11(8):330-333.

Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales (UAESPNN). 1998. El Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia. Ministerio del Medio Ambiente. Bogotá.

Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales (UAESPNN). 2003. Dirección Territorial Amazonía Orinoquía. Caracterización preliminar para la formulación del Plan de Manejo Parque Nacional Natural El Tuparro. Bogotá.

Vanegas, C. 2006. Caracterización de la cacería y su importancia en la seguridad alimentaria familiar de una comunidad indígena Piaroa en el Resguardo Unificado Selva de Matavén, Vichada, Colombia. Carrera de Ecología, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá. 125 pp.

Vickers, W. 1997. Rendimientos y composición de la caza durante diez años en un territorio indígena del Amazonas. En: *Uso y conservación de la vida silvestre Neotropical*. Fondo de Cultura Económica de México. 612 pp.

Villarreal, H. 2007. Contexto y área de estudio. 25-38 p. En: Villarreal-Leal, H. y Maldonado-Ocampo J. (comp.). 2007. Caracterización biológica del Parque Nacional Natural El Tuparro (Sector noreste), Vichada, Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C., Colombia. 292 pp.

Vincelli, P. 1981. Estudio de la vegetación del Territorio Faunístico del Tuparro. *Cespedesia* 10 (37-38): 5-54.

Wilson, D.E, Cole, F.R., Nichols, J.D., Rudran, R, y Foster, M.S. 1996. *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington, 409 pp.

White, L y Edwards, A (Eds.). 2000. Conservation research in the African rainforests: a technical handbook. Wildlife Conservation Society, New York, 454 pp.

Zapáta, G., Araguillin, E., y Jorgenson, J. P. 2006. Caracterización de la comunidad de mamíferos no voladores en las estribaciones orientales de la cordillera del Kutukú, Amazonía Ecuatoriana. *Mastozoología Neotropical* 13(2):227-238.

**Anexos**

**Anexo 1.** Densidad de grupo, tamaño de grupo y densidad para las especies de mamíferos del sector oriental del PNN Tuparro Método de Distancias.

ESPECIE	PARAMETROS	DENSIDAD Ind/km <sup>2</sup>	EE	% CV	INTERVALOS CONFIDENCIAL 95%	ANCHO DE BANDA EFECTIVO (m)
<i>Alouatta seniculus</i>	Grupo/km <sup>2</sup>	2.02	0.53	26.3	1.1713 - 3.4965	<b>18,2</b>
	Tamaño de grupo	11.69	1.91	16.4	8.1684 - 16.716	
	Ind/km <sup>2</sup>	23.65	7.32	30.9	12.69 - 44.053	
<i>Cebus albifrons</i>	Grupo/km <sup>2</sup>	2.24	0.82	36.7	0.9409 - 5.3492	<b>29,65</b>
	Tamaño de grupo	20.22	3.31	16.4	14.453 - 28.282	
	Ind/km <sup>2</sup>	45.36	18.2	40.2	18.777 - 109.57	
<i>Cebus apella</i>	Grupo/km <sup>2</sup>	0.52	0.33	63.8	0.1158 - 2.3395	<b>28,3</b>
	Tamaño de grupo	11.67	2.98	25.6	6.1068 - 22.288	
	Ind/km <sup>2</sup>	6.07	4.18	68.8	1.3673 - 26.985	
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	Ind/km <sup>2</sup>	23.16	5.50	23.8	13.804 - 38.858	<b>6,79</b>
<i>Dasytus novemcinctus</i>	Ind/km <sup>2</sup>	42.72	28.3	66.3	11.066 - 164.94	<b>2,01</b>
<i>Mazama gouazoubira</i>	Ind/km <sup>2</sup>	0,58	0,24	41,0	0,21 - 1,59	<b>14,2</b>
<i>Odocoileus virginianus</i>	Ind/km <sup>2</sup>	1.53	0.56	36,4	0.620 - 3.797	<b>8</b>
<i>Pecari tajacu</i>	Grupo/km <sup>2</sup>	0.61	0.38	61.7	0.1426 - 2.6437	<b>16</b>
	Tamaño de grupo	12.25	4.52	36.9	3.9331 - 38.153	
	Ind/km <sup>2</sup>	7.52	5.40	71.9	1.6744 - 33.779	

EE. Error estándar, CV. Coeficiente de variación.

**Anexo 2.** Prueba de Kruskal Wallis para densidad y abundancia en las subzonas de estudio

Especie	Densidad		Abundancia <sup>1</sup>	
	r	p	r	p
<i>Alouata seniculus</i>	0,48	0,991		
<i>Cebus albifrons</i>	22,10	0,0004*		
<i>Cebus paella</i>	18,8	0,002*		
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	12,49	0,028*	8,51	0,13
<i>Dasyprocta novemcinctus</i>	27,40	0,00004*	15,28	0,009*
<i>Mazama gouazoubira</i>	7,61	0,17	2,18	0,82
<i>Odocoileus virginianus</i>	5,49	0,35	4,0	0,54
<i>Pecari tajacu</i>	5,37	0,37	4,83	0,43
<i>Cuniculus paca</i>	5,62	0,34	7,97	0,15
<i>Tapirus terrestris</i>	6,87	0,23	0,09	0,10
<i>Tayassu pecari</i>	4,48	0,48	6,22	0,28

<sup>1</sup>Abundancia calculada a partir del registro de huellas en parcelas.

\*p<0,05

**Anexo 3.** Longitud de cada sendero, número de parcelas instaladas y número de visitas realizadas a las parcelas en el sector oriental del PNN Tuparro.

SUBZONA	LONGITUD DE MUESTREO (km)	# PARCELAS INSTALADAS	# VISITAS A PARCELAS	TOTAL PARCELAS ACTIVAS
1	3.7	38	12	456
2	2.15	21	13	273
3	4.3	43	13	559
4	2.2	22	9	198
5	4.5	45	9	405
6	3.5	42	9	378
<b>TOTAL</b>	20.35	211	65	2 269



**Anexo 4.** Prueba de significancia para la distancia promedio de observación perpendicular (metros) en las subzonas de estudio.

ESPECIE	Promedio de la distancia perpendicular de observación (metros)						
	SUBZONAS						
	1	2	3	4	5	6	p
<i>Alouata seniculus</i>	<b>23,26</b> DE:25,17	<b>32,75</b> DE:4,59	<b>3</b> DE:4,69		<b>22,05</b> DE:17,04	<b>3,25</b> DE:3,18	(t) 0,053
<i>Cebus albifrons</i>	<b>13,15</b> DE:12,72	<b>15,63</b> DE:14,56	<b>14,46</b> DE:4,22	<b>14,03</b> DE:10,21	<b>32,5</b> DE:3,53	<b>50</b>	(t) 0,01*
<i>Cebus apella</i>	<b>7</b> DE:4,24			<b>18,17</b> DE:8,09			
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	<b>4,4</b> DE:5,45	<b>5,45</b> DE:8,33	<b>10,62</b> DE:8,02	<b>4,28</b> DE:4,63	<b>2,17</b> DE:2,02	<b>2,57</b> DE:1,76	(t) 0,01*
<i>Pecari tajacu</i>		<b>8</b> DE:11,31			<b>6,1</b>		
<i>Cuniculus paca</i>				<b>1</b>			
<i>Tapirus terrestris</i>				<b>2</b>			
<i>Dasypus novemcinctus</i>					<b>1,42</b> DE:2,61		
<i>Mazama gouazoubira</i>			<b>6,65</b> DE:1,90		<b>11,05</b> DE:4,45		
<i>Odocoileus virginianus</i>		<b>8</b>	<b>3,66</b> DE:5,18			<b>2,4</b> DE:2,26	
<i>Tayassu pecari</i>	<b>15</b>					<b>23,4</b>	

DE: Desviación estándar, p=significancia, \*p>0,05



## 4. Modelación conceptual de la cacería de subsistencia de mamíferos en el sector oriental del PNN Tuparro: potencial, limitaciones y riesgos

Modeling of subsistence hunting in the eastern sector of PNN Tuparro: **potential**, limitations and risks

### Resumen

La sostenibilidad de la cacería de subsistencia es un paso clave para asegurar el mantenimiento de las poblaciones de fauna silvestre a largo plazo y para garantizar el bienestar de las comunidades humanas. Realizamos un modelo conceptual de la cacería de subsistencia en el PNN El Tuparro integrando las dimensiones biológica, social e institucional para el uso sostenible de *D. fuliginosa*, *P. tajacu*, *O. virginianus* y *C. paca*. El modelo se enfocó en un manejo preventivo a favor de la conservación de las poblaciones de mamíferos cinegéticos para garantizar una fuente de recurso proteico para los habitantes de las comunidades indígenas del sector oriental del parque. Se emplearon los modelos de cosecha unificada y producción y se estableció un escenario ideal de la cosecha sostenible, regulada por los acuerdos de uso. Se usó un análisis FODA para identificar limitantes relacionados con la falta de recursos logísticos por parte de Parques Nacionales para controlar la cacería ilegal, como riesgos la falta de información biológica de las especies y como potenciales, la inclusión de las comunidades locales para el funcionamiento del modelo. Se identificaron estrategias para aplicar el modelo como el fortalecimiento de los acuerdos de uso de la fauna silvestre, la inclusión del conocimiento local, reglas de uso no formal y perspectivas de manejo como aspectos fundamentales de participación de los actores locales, el control de la caza ilegal y el apoyo económico para el seguimiento de indicadores de estado y respuesta. El modelo conceptual diseñado y las estrategias propuestas para superar los limitantes, reducir los riesgos y desarrollar su potencial, mostraron gran similitud con otros trabajos sobre sostenibilidad de la fauna silvestre relacionados con el manejo comunitario de recursos.

**Palabras claves:** Densidad, modelo social, institucional, biológico.

## 4.1 Introducción

La cacería de fauna silvestre ha sido una actividad histórica desarrollada por pueblos indígenas y colonos en los bosques neotropicales con fines de subsistencia o comercio (Robinson y Bodmer 1999). Sin embargo, debido a cambios sociales, culturales y económicos, los recursos faunísticos y principalmente los mamíferos han sido sobreexplotados en muchos casos, lo que ha puesto en peligro poblaciones silvestres e incluso ocasionando extinciones locales (Ludwig *et. al.*, 1993; Wilkie *et. al.*, 1998; Robinson y Bodmer 1999; Oates *et. al.*, 2000), incluso en áreas protegidas como en Costa Rica (Timm *et. al.*, 2009). Además de afectar el mantenimiento de los procesos ecológicos a largo plazo (Terborgh 1988; Dirzo y Miranda 1990; Bennett y Robinson 2000), la sobreexplotación está poniendo en riesgo la alimentación humana y la integridad de las comunidades que habitan las selvas del Neotrópico (Ulloa *et. al.*, 1996).

El estudio de la sostenibilidad de la cacería para el manejo de la vida silvestre en el Neotropico ha sido abordado por medio de varias metodologías y herramientas donde se encuentra el uso de índices del estado de la población y de modelos simples. Con ello se ha podido determinar la sobrecacería de especies como *Tayassu pecari*, *Tapirus terrestris*, *Pecari tajacu*, *Mazama gouazoubira*, *Alouatta seniculus*, *Cebus albifrons*, *Cebus apella* en varios estudios realizados en bosques neotropicales (Bodmer 1994, Zapata 2001, Altrichter 2005, Sirén *et. al.*, 2006, Naranjo y Bodmer 2007, Noss y Cuéllar 2008, Aquino *et. al.*, 2009).

La sostenibilidad también ha sido abordada por medio del diseño y uso de indicadores que dependen de una buena documentación secundaria para alimentar cada una de las variables que valoran la oferta y demanda de las especies cinegéticas teniendo en cuenta las dimensiones social, ecológica y económica. Moure (2001) diseñó un sistema de indicadores para evaluar la sostenibilidad de la cacería de subsistencia de 13 especies de mamíferos cinegético. Barbarán (2000) estudió la cacería comercial con siete indicadores para la especie *P. tajacu*, entre otras, concluyendo que su uso comercial no podría ser sostenible en el tiempo. Banchs *et. al.*, (2004) diseñaron un modelo para el uso comercial sostenible del loro hablador *Amazona festiva*, y Lichtenstein *et. al.*, (2002) para el manejo del vicuña (*Vicugna vicugna*).

También se han empleado modelos de simulación como herramienta para el estudio de la sostenibilidad de la cacería. Winterhalder y Lu (1997) usaron la dinámica poblacional de cazadores y presas para elaborar un modelo útil para la conservación de los recursos locales en la Amazonía. Wilkie *et. al.*, (1998) realizaron una simulación para establecer los cambios en la sostenibilidad de la cacería con una proyección de 40 años, utilizando el modelo de producción para 20 especies de mamíferos. En Colombia, uno de los primeros modelos de simulación fue elaborado por Mesa (2005), quien exploró el aprovechamiento sostenible del chigüiro (*Hydrochoerus hydrochaeris*) basado en la dinámica de poblaciones en los Llanos Orientales.

Estos modelos procuran evaluar hipótesis referentes a los efectos de los cambios en las condiciones de la cosecha sobre las poblaciones cinegéticas, ya sea para sustento o para aprovechamiento comercial. Además ofrecen al investigador o administrador de un recurso natural una mejor oportunidad de comprender o manejar un sistema real (Tipton 1987), por lo cual son útiles para ajustar programas de manejo y definir estrategias de conservación adecuadas. Estas características, con las cuales es posible analizar cómo pueden evolucionar los datos observados a lo largo del tiempo (Aracil 1986), pueden proporcionar una idea de cómo será la respuesta de las poblaciones de especies cinegéticas a los cambios biofísicos, sociales y económicos. Esto implica la adopción de sistemas de manejo adaptativo, que deben ser flexibles para responder a esos cambios; maximizar la capacidad de aprender de la experiencia y ajustar los niveles de uso. (Brown y Wyckoff-Baird 1992; Prescott Allen y Prescott Allen 1996).

La sostenibilidad de la cacería es una medida de conservación cuyo objetivo es entonces evitar la reducción poblacional de las especies cinegéticas hasta un nivel crítico y la cual debe involucrar el contexto biológico, sociocultural y económico de la caza (Robinson y Bodmer 1999). Ante la reducción de los hábitats naturales, el crecimiento de la población humana y los cambios en dichos contextos, la cacería tiene más posibilidades de manejo sostenible en las áreas protegidas. Sin embargo, muchas especies de mamíferos no podrán sobrevivir en un futuro lejano si quedan aisladas en las reservas y en los parques nacionales, e incluso allí son vulnerables (Robinson y Redford 1997).

El Parque Nacional Natural El Tuparro ubicado en la Orinoquia colombiana es zona núcleo de la Reserva Mundial de la Biosfera El Tuparro (RBT). Allí, el uso de los recursos faunísticos, además de los colonos y campesinos, está dado por la población indígena ubicada en su zona de amortiguación. Está agrupada en cerca de 13 comunidades indígenas y cuatro Resguardos Indígenas que presentan un traslape de uso con un territorio ancestral dentro del área protegida (Parques Nacionales Naturales de Colombia 2005). El manejo de la cacería es muy limitado por parte de los funcionarios del parque por lo que es difícil el control. La documentación que se tiene para el sector oriental del parque incluye un listado de nueve especies cinegéticas con fines de subsistencia y comercio (Correa *et. al.*, 2005). Por otra parte, Martínez y López (2014 a, b y c) caracterizaron la cacería de subsistencia de dos comunidades Curripaco de la zona de amortiguación y estudiaron el efecto de un gradiente de presión de cacería sobre la densidad y abundancia de las especies cinegéticas en el sector oriental del área protegida.

Debido a la falta de proyectos de investigación en esta temática y a que la cacería ha sido considerada como una de las principales amenazas para la conservación de los recursos faunísticos del parque (Parques Nacionales Naturales de Colombia 2005, Barona y Bérman 2005, Universidad Nacional de Colombia y UAESPNN 2006, Patrimonio Natural y Fundación Puerto Rastrojo 2007), el actual estudio tuvo como propósito el diseñar un modelo conceptual integrando los elementos más importantes de la sostenibilidad de la cacería de subsistencia en el sector oriental del PNN Tuparro. Un segundo objetivo fue determinar la viabilidad del modelo en el área protegida por medio del Análisis de Fortalezas, Oportunidades, Debilidades y Amenazas (FODA). Esta herramienta de planificación que ha sido empleada en la conservación (Bibby y Alder 2003, Parques Nacionales Naturales de Colombia 2005) es útil para plantear estrategias y acciones de manejo puntuales a corto, mediano y largo plazo.

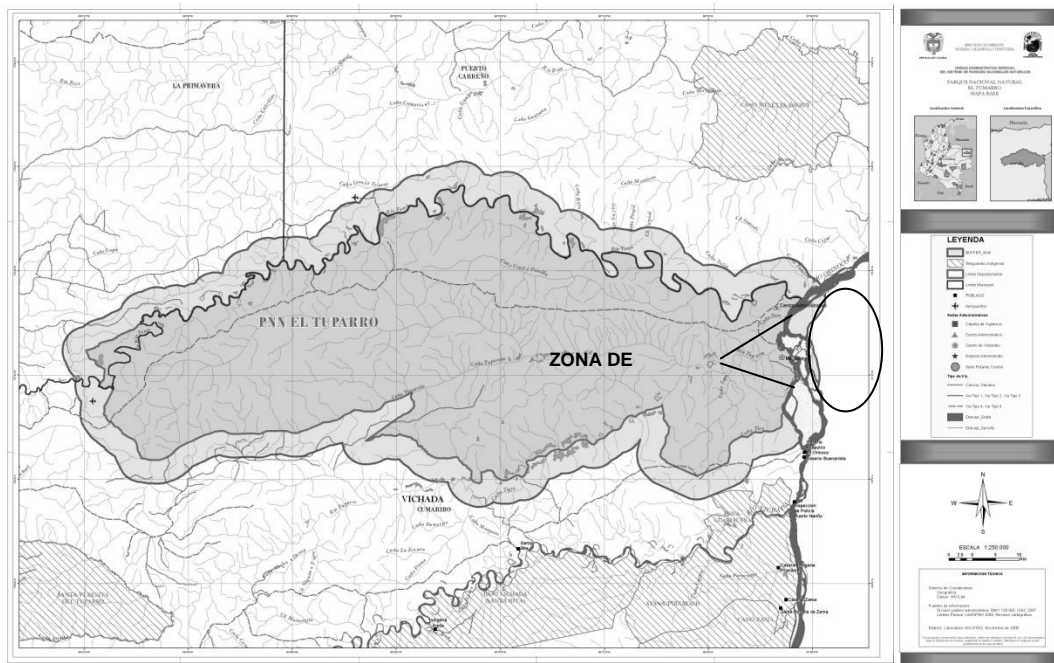
## **4.2 Materiales y metodos**

### **4.2.1 Zona de estudio**

El PNN El Tuparro, zona núcleo de la Reserva de Biósfera El Tuparro, está ubicado en el departamento del Vichada en los municipios de Cumaribo y Primavera (Figura 1), con

una extensión de 548.000 hectáreas. Presenta altitudes de 80 y 315 msnm una matriz de sabanas naturales altas e inundables donde se encuentran inmersos parches de bosque inundables y de tierra firme y afloramientos rocosos. Su temperatura promedio anual es de 27°C con un régimen de lluvias unimodal con un período seco de diciembre a marzo y uno lluvioso de abril a noviembre y una precipitación promedio anual de 1905 mm en el extremo oriental. La pluviosidad durante la estación lluviosa es abundante, sobrepasando ampliamente la evapotranspiración potencial, por lo cual los suelos con un horizonte impermeable o con una alta retención de humedad se saturan (Patiño *et. al.*, 2005). Por el contrario, el verano es extremadamente seco presentándose meses con uno o ningún día de lluvia durante el pico de la estación seca (PNN 2005).

**Figura 1.** Zona de estudio. Mapa Base PNN El Tuparro. Fuente: Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales. 2008.



La zona nor-oriental del parque, que hace parte del borde occidental del Escudo Guyanés y subregionalmente se denomina como la penillanura del Guainía-Vaupés, está conformada por estructuras residuales muy antiguas del escudo Guyanés cubiertas parcialmente de arenas eólicas más recientes y por paisajes aluviales recientes (Villareal

2007). En el sector oriental PNN El Tuparro se pueden encontrar bosques riparios inundables que corresponden a los asociados al río Tomo, bosques no riparios de altillanura representados por las matas de monte y bosques no riparios de *Attalea* que corresponden a aquellos que están asociados a los afloramientos rocosos. Las sabanas son estacionales no inundables sobre suelos bien drenados e hiperestacionales o inundables representadas en sabanas transicionales sobre suelos húmedos y sabanas con zurales sobre suelos húmedos (Mendoza 2007).

#### **4.2.2 Modelación de la sostenibilidad de cacería de subsistencia.**

Desarrollamos nuestro modelo conceptual de acuerdo a los pasos propuestos por Grant *et. al.*, (2001). En primer lugar definimos los objetivos del modelo y definimos y clasificamos los componentes del sistema en variables de estado, externas y auxiliares, constantes, transferencia de material, de información o fuentes y sumideros. Luego identificamos las relaciones de los componentes, realizamos la representación formal del modelo conceptual, y describimos los patrones esperados del comportamiento del modelo.

Describimos los procesos relevantes de la sostenibilidad de la cacería de mamíferos basado en los modelos de producción propuestos por Robinson y Redford (1991) y el modelo de cosecha unificado propuesto por Bodmer (2004). Además consideramos un enfoque de manejo preventivo, donde la cosecha sostenible puede direccionar los niveles de cacería de subsistencia realizada por las comunidades indígenas de la zona de amortiguación y se ajusta con otras fuentes de proteína.

La representación formal del modelo conceptual la realizamos por medio de un diagrama de cajas y flechas similares a aquellos sugerido por Forrester (1961) para el desarrollo de modelos dinámicos, donde las primeras representaron puntos de acumulación de material y las flechas las rutas a través de las cuales fluye el material en el sistema. El comportamiento esperado del sistema lo graficamos por medio de Microsoft Office Excel 2007.

La documentación del modelo la realizamos de acuerdo a la información del sector oriental del PNN El Tuparro sobre las comunidades indígenas y cacería de subsistencia



en la zona de amortiguación (Martínez y López 2014 a y b) y sobre los parámetros poblacionales de los mamíferos cinegéticos (Gómez 2010, Martínez y López 2014 c). Para nuestro modelo, seleccionamos las cuatro especies de mamíferos más cazadas por las comunidades indígenas: *Dasyprocta fuliginosa*, *Cuniculus paca*, *Odocoileus virginianus* y *Pecari tajacu* (Martínez y López 2014 a y b). Así mismo empleamos información obtenida de los recorridos de Prevención, Vigilancia y Control realizados en el parque en los años 2011 y 2012 y fuentes de información secundarias correspondientes a estudios en los Llanos Orientales, Orinoquia de Colombia y Venezuela o del Neotrópico.

Definimos la escala espacial por medio de unidades de manejo definidas en Ojasti (2000) como áreas específicas que caracterizan el hábitat desde el punto de vista del manejo de fauna, las cuales se establecen de acuerdo al grado de movilidad de las especies entre los parches de bosque (Leopold 1933).

#### **4.2.3 Análisis de Fortalezas, Oportunidades, Debilidades y Amenazas (FODA).**

Este análisis lo realizamos con el fin de identificar el potencial, las limitaciones y los riesgos de aplicar el modelo propuesto en el Parque Nacional Natural El Tuparro, lo cual definió su viabilidad por medio del planteamiento de estrategias de puntuales.

En primer lugar identificamos los elementos internos y externos del sistema que corresponde al Área Protegida. Los primeros elementos se definieron como las fortalezas y debilidades y los segundos, como las oportunidades y amenazas que podían influir en la viabilidad para aplicar el modelo conceptual. Las fortalezas fueron los elementos positivos que posee el Parque Nacional Natural El Tuparro para aplicar el modelo propuesto, mientras que las debilidades fueron los factores negativos que se constituyen en barreras u obstáculos para la obtención de los objetivos propuestos. Las oportunidades fueron los elementos del ambiente externo que se podían aprovechar para lograr efectivamente los objetivos del modelo y las amenazas, los aspectos que podían llegar a constituir un peligro para el logro de los mismos.

Los cuatro elementos de análisis fueron descritos bajo cinco items para cada uno de los submodelos del modelo conceptual en: 1. Métodos definidos como los procedimientos

empleados en el modelo, 2. Materia prima definida como los insumos básicos requeridos para aplicar el modelo, 3. Medio Ambiente que corresponde a las condiciones locales, regionales, nacionales e internacionales en las que se desarrolla el modelo, 4. Medios definidos como los recursos económicos, tecnológicos y físicos que se requieren para el funcionamiento o aplicación del modelo y 5. Mano de Obra que hace alusión al personal que se encuentra vinculado con la aplicación del modelo.

Empleamos cuatro matrices para cruzar los componentes de cada elemento de análisis con el fin de identificar aquellos prioritarios para la aplicación del modelo en el parque. Para ello hicimos una calificación de acuerdo a su nivel de importancia siendo 1= alto, 2= medio, 1=bajo y 0= nulo tal como se indica en Pesci *et. al.* (2007) para evaluar proyectos de sostenibilidad. Los resultados de las sumatorias horizontales de las matrices permitieron identificar por ejemplo, cuales fueron las amenazas que más afectaban otras amenazas, mientras que la lectura vertical identificó cuales amenazas se vieron más afectadas por otras amenazas. Esto permitió identificar el conjunto de amenazas más relevantes o con efectos multiplicadores más importantes o los subsistemas decisores. De igual forma se procedió con las oportunidades, debilidades y fortalezas.

Empleamos un segundo tipo de matriz de análisis para cruzar los elementos que resultaron ser prioritarios de las Fortalezas-Oportunidades (FO), Debilidades-Oportunidades (DO), Fortalezas- Amenazas (FA) y Debilidades- Amenazas (DA). El aprovechamiento de las Oportunidades con las Fortalezas (FO) indicaron el potencial de aplicar el modelo en el parque, las limitaciones como aquellas Debilidades que enfrentan una Amenaza (DA) y los riesgos como aquellas Fortalezas que enfrentan una Amenaza (FA). Finalmente diseñamos y describimos estrategias puntuales para aplicar el modelo en el parque, para cada uno de estos cuatro grupos.

### 4.3 Resultados

El objetivo del modelo conceptual fue identificar los elementos relacionados con la dinámica de la cacería de subsistencia para el uso sostenible de las poblaciones de mamíferos, de acuerdo a la situación presentada en el sector oriental del PNN El Tuparro.

El enfoque sostenible implica el mantenimiento de las poblaciones silvestres y la garantía del recurso alimenticio para las comunidades indígenas de la zona oriental de amortiguación del parque.

### **4.3.1 Límites del sistema.**

Consideramos tres dimensiones o submodelos involucrados en la dinámica de la sostenibilidad de la cacería de subsistencia con fines de autoconsumo: el biológico, el social y el institucional (Figura 2).

Desde el punto de vista biológico el uso sostenible es aquel que no reduce el uso futuro o potencial o debilita la viabilidad a largo plazo tanto de la especie usada como el de otras especies, y que es compatible con el mantenimiento de la viabilidad del ecosistema del que depende a largo plazo (Prescott Allen y Prescott Allen 1996). Este concepto lo abordamos por medio del término de cosecha sostenible que tiene dos requisitos: el primero se refiere a una máxima producción poblacional de la vida silvestre para el consumo de los seres humanos; y el segundo, a que dichas poblaciones no sean reducidas a niveles en los que las especies queden en peligro de extinción o que se afecte el funcionamiento del ecosistema. Si se violentan estos requisitos, se puede dar por un hecho que los recursos se agotarán (Robinson y Redford 1997).

Nuestro modelo incluyó la densidad como indicativo del estado de la población, que depende del área de la unidad de manejo y define la producción poblacional o producción reproductiva, dos vías necesarias para determinar la cosecha sostenible. Esta a su vez define la máxima cosecha sostenible que depende de parámetros biológicos de las especies y de la capacidad de carga (Figura 2).

La sostenibilidad social se basa en un principio ético por cuanto las personas que ejercen un impacto directo sobre las especies y los ecosistemas involucrados deben recibir una parte justa de los beneficios derivados del uso, requiriéndose de una conexión clara entre estos beneficios y la conservación (Prescott Allen y Prescott Allen 1996). El submodelo social lo incluimos conceptualmente por medio de la extracción de mamíferos dentro de los límites sostenibles dados por una cosecha real, la cual es complementada con otras fuentes de proteína. Esta cosecha real direcciona un esfuerzo de captura de

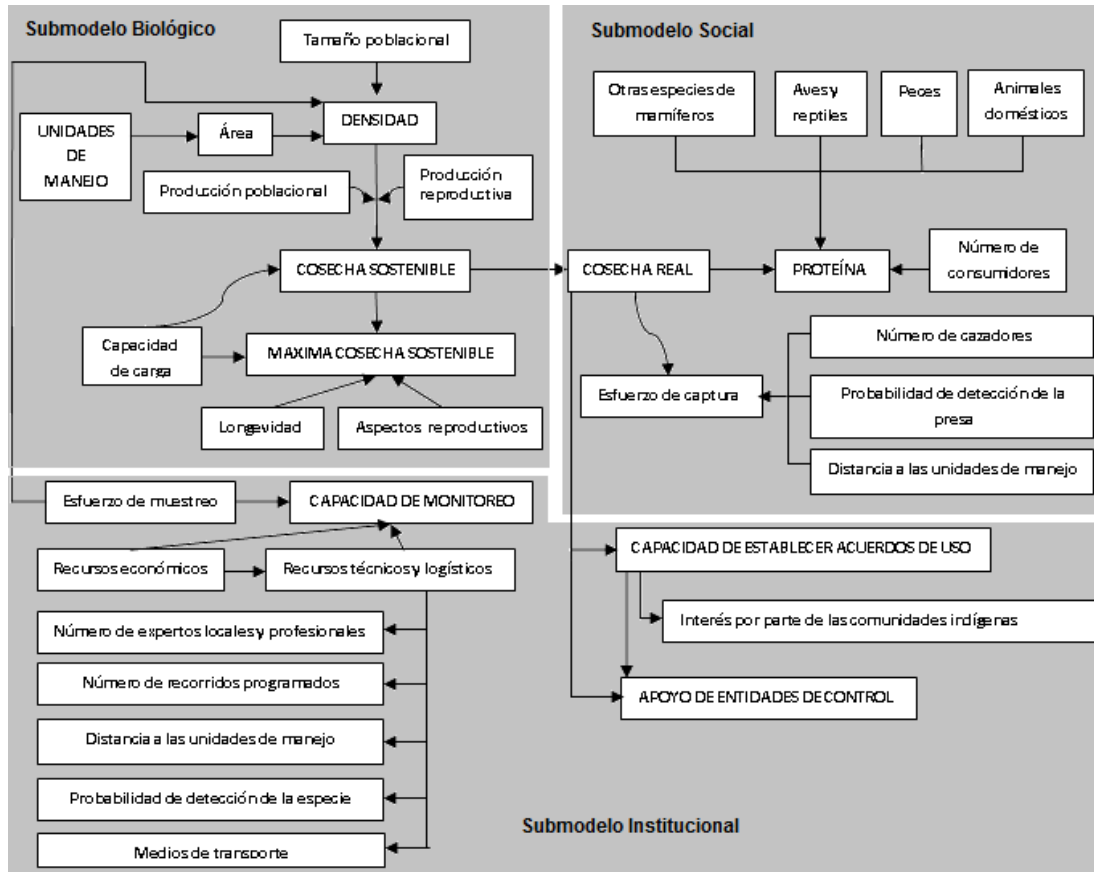
las presas, relacionado con el número de cazadores, la probabilidad de detección de la especie y la distancia a las unidades de manejo (Figura 2). Este submodelo además se relacionó con las perspectivas de manejo de las comunidades dadas por su interés en desarrollar acuerdos de uso con el Parque con el fin de poder realizar un aprovechamiento de los mamíferos cinegéticos.

La sostenibilidad institucional se refiere a la capacidad que tiene el organismo responsable para administrar el uso de los recursos (Van Pelt *et. al.*, 1990). En este submodelo incluimos la capacidad de la institución de Parques Nacionales Naturales representada por el PNN El Tuparro para alcanzar el objetivo del modelo de sostenibilidad con el desarrollo de todos sus componentes. Partimos de un esfuerzo de muestreo necesario para establecer la cosecha sostenible, determinado por una capacidad de monitoreo que depende de recursos económicos, técnicos y logísticos. Estos los delimitamos por el número de expertos locales y profesionales disponibles para trabajar en campo, por el número de recorridos programados, por la distancia desde los puntos de control del parque a las unidades de manejo, por la probabilidad de detección de la especie, y por los medios de transporte disponibles para realizar los recorridos de monitoreo (Figura 2).

En esta dimensión incluimos la capacidad de establecer acuerdos de uso con las comunidades indígenas lo cual depende del interés de las mismas en realizar un manejo sostenible de los mamíferos cinegéticos y realizar así cosechas dentro de los límites seguros para las poblaciones silvestres (Figura 2). El establecimiento de dichos acuerdos debe ser incentivado por el parque, fundamentado en el servicio ambiental, y por tanto beneficio que brinda el consumo de la fauna silvestre para los pobladores locales.

Finalmente, consideramos que el apoyo de las entidades de control también es muy importante para nuestro submodelo (Figura 2), ya que ayuda a disminuir la presión generada por la cacería ilegal y garantiza directa e indirectamente el cumplimiento de los acuerdos de uso, al motivar la participación de las comunidades indígenas en la conservación del parque y a vigilar su cumplimiento.

**Figura 2.** Modelo conceptual de la sostenibilidad de la cacería en el sector oriental del PNN El Tuparro con la delimitación de tres submodelos.



### 4.3.2 Clasificación de los componentes.

A continuación se presenta la clasificación de cada uno de los componentes del modelo (Tabla 1) y posteriormente definimos su función dentro de cada submodelo.

**Tabla 1.** Clasificación de los componentes de los submodelos Biológico, Social e Institucional de la sostenibilidad de cacería de subsistencia, sector oriental PNN El Tuparro

<b>Submodelo</b>	<b>Variable</b>	<b>Tipo de variable</b>
Biológico	Densidad	Variable de estado
	Capacidad de carga	Constante
	Máxima cosecha sostenible	Variable de estado
	Máximo porcentaje de producción sostenible	Constante
	Longevidad	Constante
	Crías producidas	Constante
	Gestación	Constante
	Proporción sexos	Constante
	Edad de la primera reproducción	Constante
	Edad de la última reproducción	Constante
	Constante reproductiva	Variable auxiliar
	Unidad de manejo	Variable externa
	Producción	Flujo de información
	Aprovechamiento	Flujo de información
Social	Cosecha real	Variable de estado
	Tasa de consumo otras especies de mamíferos	Variable auxiliar
	Tasa de consumo aves y reptiles	Variable auxiliar
	Tasa de consumo peces	Variable auxiliar
	Tasa de consumo aves domesticas	Variable auxiliar
	Habitantes	Variable auxiliar
	Numero de cazadores	Variable auxiliar
	Distancia a las unidades de manejo	Constante
	Probabilidad de detección de la especie	Variable externa
Institucional	Funcionarios	Variable auxiliar
	Recorridos	Variable auxiliar
	Embarcaciones	Variable auxiliar
	Distancia a las unidades de manejo	Constante
	Tiempo de muestreo	Variable auxiliar
	Probabilidad de detección de la especie	Variable externa
	Acuerdos de uso	Variable auxiliar
	Actas de medida preventiva	Variable auxiliar

### 4.3.3 Submodelo biológico

La cosecha sostenible (**CS**) representa el crecimiento de la población, desde un nivel dado hasta su capacidad de carga (**K**) (Bodmer 2004) y tiene un máximo crecimiento o máxima cosecha sostenible (**MCS**) que depende de características de reproducción y longevidad de cada especie. Se predice una MCS a un 50% de la capacidad de carga para especies de vida corta, 60% para especies de vida media y 80% para especies longevas (Tabla 1). Estas diferencias son debidas a la varianza en la reproducción y a cómo esta cambia debido a interacciones densodependientes a medida que la población se aproxima a K (Caughley 1977). Especies de vida muy corta tienen una gran varianza en la reproducción y los cambios densodependientes en la reproducción muestran una distribución normal a medida que la densidad aumenta de números bajos hasta K (Bodmer 2004). Las especies de vida corta muestran cambios ligeramente asimétricos en su reproducción, con una producción máxima ocurriendo a ligeramente altos niveles poblacionales, usualmente a 50% de K. Las especies longevas muestran baja respuesta densodependiente en la reproducción hasta que sus poblaciones son bastante grandes, entonces la MCS está más bien hacia la derecha y se predice que está al 80% de K.

La MCS representa entonces el punto en el cual el tamaño poblacional alcanza dichos porcentajes de la capacidad de carga y por tanto la población empezaría a declinar aumentado la mortalidad en ausencia de cacería por humanos (Robinson y Bodmer 1999). A partir de allí, la población puede entonces ser cosechada tomando la proporción de la población que hubiese muerto en condiciones naturales, sin afectar el crecimiento de la población. El porcentaje que queda después de alcanzar la capacidad de carga, el 50 %, 40% o 20% de acuerdo a la longevidad de las especies (Tabla 2), no puede entonces ser sobrepasados por las cosechas reales.

El asegurar que las cosechas reales estén siempre por debajo del máximo porcentaje de producción cosechable de la CS nos asegura en nuestro modelo una sostenibilidad de las poblaciones de mamíferos a corto plazo. Sin embargo, también es necesario procurar que el tamaño poblacional sea mayor al punto de la MCS, y que no esté muy cercano a la capacidad de carga de la población, para asegurar la sostenibilidad de la cacería a largo plazo.

**Tabla 2.** Límite de cosechas sostenible de mamíferos (Bodmer 2004)

<b>Estrategia de la historia vital</b>	<b>Máximo % de producción cosechable</b>	<b>MCS estimada como % de K</b>
<b>Vida corta</b>	50%	50%
<b>Vida media</b>	40%	60%
<b>Longevas</b>	20%	80%

El tamaño de la población que está definido por los factores primarios de natalidad, inmigración, mortalidad y emigración (Krebs 1985). Lo incluimos al modelo por medio de la densidad como una variable indicadora del tamaño poblacional que resume el efecto de estos cuatro factores.

La cosecha sostenible la incorporamos por medio de dos vías opcionales que pueden actuar en el modelo de forma excluyente de acuerdo a la información disponible de las especies de mamíferos: la productividad reproductiva y la producción poblacional anual. La productividad reproductiva según el modelo de Cosecha (Bodmer 2004), se deriva del número de crías producidas por hembra por año, del número de gestaciones al año y de la densidad de la población teniendo en cuenta solo hembras.

La producción, según el modelo de Producción (Robinson y Bodmer 1999), se define como la adición a la población por nacimientos e inmigraciones durante un periodo de tiempo específico ya sea que los animales sobreviven, emigran o mueren durante el periodo y denota una tasa de crecimiento o una capacidad (Ojasti 2000). Este método estima la máxima producción de una población a partir de su densidad estimada y la tasa intrínseca de incremento natural que puede ser calculada a partir de la ecuación de Cole, siendo  $1 = e^{-r_{max}} + be^{-r_{max}(a)} - be^{-r_{max}(w+1)}$ , donde  $b$  es la tasa anual de nacimientos de crías hembras,  $a$  es la edad de la primera reproducción específica para la especie y  $w$  es la edad de la última reproducción.

Las unidades de manejo las delimitamos como un componente de la dimensión biológica con el objetivo de aplicar el modelo de sostenibilidad en cada una de ellas de acuerdo a



la máxima producción poblacional de las especies y establecer así zonas de veda. Para las especies *D. fuliginosa* y *C. paca*, seleccionamos seis unidades de manejo individuales asociadas a los parches boscosos donde Martínez & López (2014c) estimaron la densidad de las especies, mientras que para *O. virginuanus* y *P. tajacu* delimitamos dos unidades referidas a la agrupación de las tres unidades del sector del río Tomo y tres del sector del Río Tuparro.

La capacidad de carga la definimos de acuerdo a las tendencias poblacionales presentadas en el gradiente de caza propuesto por Martínez y López (2014c). Así para las especies que indicaron estar siendo susceptibles a la cacería, se seleccionó K como la densidad en las unidades de manejo más alejadas de las comunidades indígenas, las cuales correspondieron a las dos especies de roedores. Para las especies de ungulados, cuya tendencia en el gradiente de caza aumentó, se seleccionó K como la mayor densidad registrada en las unidades de manejo.

En el submodelo biológico empleamos cuatro transferencias de información. La primera de ellas parte la densidad como indicativo del tamaño de la población, que se convierte por medio de un flujo de producción a una producción máxima y luego a una cosecha real por medio de un flujo de aprovechamiento (Figura 3).

Como supuestos se consideraron las condiciones básicas que deben tener las poblaciones de animales para que se considere que su cacería es sostenible y que fueron sintetizadas por Bennet y Robinson (2000): El número de individuos de la población cosechada no debe disminuir de manera consciente, las poblaciones cosechadas no pueden estar reducidas a densidades en que son vulnerables a la extinción local, tampoco pueden reducirse a densidades en que se afecten los roles ecológicos de estas especies en el funcionamiento del ecosistema, como tampoco pueden reducirse a densidades en las que ya no sean un recurso importante para los usuarios.

#### **4.3.4 Submodelo social.**

En nuestro modelo la cosecha real dentro de los límites sostenibles pasa a través del flujo de consumo para complementar los requerimientos de proteína, los cuales

dependen a su vez de cuatro fuentes de este macronutriente que ingresan por dicho flujo a través de las tasas de consumo representadas en otras especies de mamíferos, en otros grupos faunísticos, en el pescado y en los animales domésticos (Figura 3).

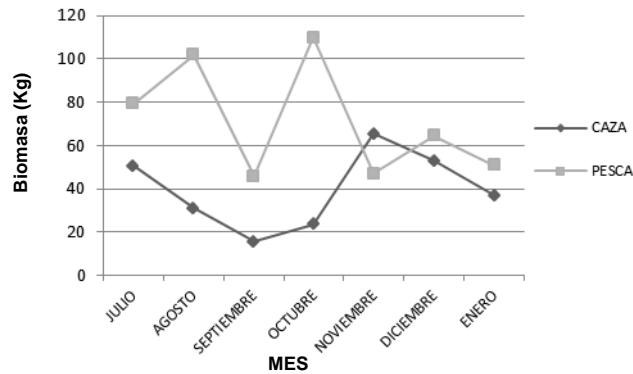
La proporción de consumo de las cuatro especies de mamíferos incluidas en el modelo fue documentada para el parque y representó el 68 % de la biomasa total de mamíferos extraída en un año (Martínez y López 2014b, Tabla 3), por lo que en nuestro modelo definimos un porcentaje de consumo de las cuatro especies no mayor al 60% de la biomasa total en relación a las demás especies del grupo faunístico de los mamíferos.

**Tabla 3.** Porcentaje de biomasa anual cosechada de mamíferos para dos comunidades de Curripacos en el sector oriental del PNN El Tuparro.

<b>Especie</b>	<b>% de biomasa</b>
<b><i>D. novemcinctus</i></b>	1,0
<b><i>A. seniculus</i></b>	5,6
<b><i>P. tajacu</i></b>	23,0
<b><i>M. gouazoubira</i></b>	17,6
<b><i>O. virginianus</i></b>	18,7
<b><i>C. paca</i></b>	13,2
<b><i>D. fuliginosa</i></b>	13,1
<b><i>H. hydrochaeris</i></b>	7,9

Comparamos los datos de siete meses de caza realizada por comunidades de Curripacos, con sus datos de pesca realizada en los mismos meses de los años 2011 y 2012, según los registros de los recorridos de Prevención, Vigilancia y Control del parque. Se evidenció una mayor proporción de biomasa obtenida por la actividad de pesca, excepto en los meses de noviembre a enero (Figura 4). Los registros empleados hacen referencia solo a datos de pesca en los principales ríos del parque. En los meses en los cuales el río empieza a descender, la pesca se hace más fácil en los raudales por lo que dichas comunidades pescan cerca en de sus territorios.

**Figura 3.** Biomasa total obtenida en las actividades de caza y pesca, Isla Peniel 2011-2012.



De acuerdo a la biomasa obtenida por las actividades de caza y pesca (Tabla 4), la biomasa total fue de 775,97 kg, representando la caza el 36% de la biomasa en relación con la pesca. Definimos un porcentaje del 30% de biomasa aportada por el grupo de los mamíferos, un 20% para los grupos de aves y reptiles y un 50% para la pesca. Aunque se documentó la tenencia de aproximadamente cuatro a cinco gallinas por familia para las comunidad de Curripacos (Martínez y López 2014a), el consumo de esta fuente de proteína no tiene una tendencia clara. Esta fuente la consideramos como un aporte amortiguador en caso de no obtenerse la proteína suficiente de las demás fuentes.

**Tabla 4.** Biomasa (kg) de caza y pesca mensual de dos comunidades indígenas Curripaco, sector oriental PNN El Tuparro

Actividad Mes	CAZA	PESCA
<b>JULIO</b>	50,59	79,25
<b>AGOSTO</b>	30,93	102
<b>SEPTIEMBRE</b>	15,75	45,8
<b>OCTUBRE</b>	23,63	110
<b>NOVIEMBRE</b>	65,43	47
<b>DICIEMBRE</b>	53,01	64,5
<b>ENERO</b>	37,08	51
<b>TOTAL</b>	276,42	499,55

Por otra parte, la cosecha real delimita un esfuerzo de captura dado por la tasa de extracción de mamíferos relacionada con el número de cazadores, la distancia que ellos

deben recorrer para cazar a las unidades de manejo y la probabilidad de detección de las especie. Dicha cosecha también depende del número de habitantes consumidores en cada comunidad (Figura 2 y 3).

Por tanto, la cosecha sostenible delimita la cosecha real que las comunidades pueden realizar dentro de las unidades de manejo en el área protegida, y a su vez sugiere un esfuerzo de captura. Considerando nuestro esquema de manejo preventivo donde la extracción se basa en el uso sostenible, el esfuerzo de captura en sí mismo no es relevante para el dinamismo del sistema, ya que está condicionado por la disponibilidad de mamíferos en las unidades de manejo y por las necesidades de proteína en las comunidades indígenas. La relevancia del esfuerzo de captura en este submodelo se da en términos de manejo, siendo un reflejo de la densidad poblacional que direcciona la forma en la cual se realiza la extracción.

Este submodelo se relacionó con el componente de establecimiento de acuerdos de uso definido en el submodelo institucional. Los acuerdos de uso representan la capacidad y disponibilidad de las comunidades indígenas por establecer pactos con el Parque relacionados al uso sostenible de los mamíferos. Los acuerdos dependen de las percepciones de manejo de fauna cinegética que expresan la necesidad de que el área protegida sea una forma de control de la cacería (Martínez y López 2014a).

Los supuestos para el submodelo social hacen referencia a que no se puede sobrepasar el límite de lo que se puede extraer ya que esto afectaría la capacidad del sistema para seguir produciendo el recurso. Si se agravan los problemas relacionados con la extracción del recurso, las comunidades locales se pueden rehusar a llevar a cabo actividades que tengan que ver con el mantenimiento de los recursos como por ejemplo los acuerdos de uso. Por ello se asume que hay un control de la caza ilegal y que las comunidades cooperan para ello.

#### **4.3.5 Submodelo institucional.**

Consideramos un esfuerzo de muestreo suficiente que nos permita establecer la densidad poblacional de las especies cinegéticas y por tanto la producción en cada una de las unidades de manejo. El monitoreo de la densidad depende de un esfuerzo de muestreo en campo dado por la capacidad operativa del equipo del parque, lo cual se

relaciona con el número de funcionarios disponibles para los recorridos, el número de recorridos mínimos programados en las unidades de manejo, la disponibilidad de embarcaciones para los recorridos, la distancia de los puntos de control del parque a las unidades de manejo, del tiempo que se invierte en llegar hasta ellas y realizar el monitoreo y de la probabilidad de detección de las especies (Figura 2 y 3).

El esquema de muestreo de las especies cinegéticas fue documentado en temporada de invierno para *P. tajacu* (Gómez 2010) y para 12 especies del sector oriental del parque en las mismas unidades de manejo (Martínez y López 2014c). En estos estudios se obtuvo un esfuerzo de muestreo total de 244,3 km recorridos en transectos lineales realizado en un total de 30 días de muestreo durante los meses de abril, mayo y junio del 2009. El mayor número de avistamientos considerando los seis transectos ubicados en cada unidad de manejo fue para la especie *D. fuliginosa* (Tabla 5). Sin embargo, el método requiere de un mínimo de 40 observaciones lo cual no se alcanzó para las demás especies. De acuerdo a esto, el mínimo muestreo para obtener las 40 observaciones para las especies seleccionadas en nuestro modelo se indica en la Tabla 5, donde se requieren de 300 días para obtener un mínimo muestral de la especie *P. tajacu* bajo el esquema de muestreo indicado, mientras que para *D. fuliginosa* se requieren aproximadamente 19 días.

**Tabla 5.** Número de observaciones totales de mamíferos en el PNN El Tuparro, durante los meses de abril, mayo y junio del año 2009 de cuatro especies de mamíferos cinegéticos y número de días requeridos para estimar su densidad poblacional según el método de transectos lineales.

<b>Especie</b>	<b>Número de observaciones totales durante un periodo de estudio</b>	<b>Número de días para alcanzar un muestreo de 40 observaciones</b>
<i>P. tajacu</i>	4	300
<i>O. virginianus</i>	6	200
<i>C. paca</i>	1	1200
<i>D. fuliginosa</i>	64	18,75

Debido a que el esquema de muestreo se realiza de una forma simultánea para todas las especies cinegéticas las cuales deben ser monitoreadas aunque no se incluyan en nuestro modelo de cosecha sostenible, se debe realizar un monitoreo 300 días al año (Tabla 5). Por otra parte, los transectos de cada sector deben ser monitoreados de forma simultánea, por lo que se requieren de mínimo seis personas y de la disponibilidad de por lo menos una embarcación por día por sector.

Calculamos en Google Earth la distancia de los puntos de control a las unidades de manejo teniendo en cuenta la distancia del Centro Administrativo hasta la ubicación del punto de ingreso a cada transecto en el sector del Río Tomo y desde el Centro de Visitantes de Maipures hasta el punto de ingreso de cada transecto de la zona del Río Tuparro por vía fluvial (Tabla 6).

**Tabla 6.** Distancia de las unidades de manejo a los puntos de control del PNN El Tuparro.

SECTOR RÍO TOMO			SECTOR RÍO TUPARRO		
Transecto	Distancia (km)	Tiempo(min)	Transecto	Distancia (km)	Tiempo (min)
1	34,3	82	4	16,0	38
2	33,1	79	5	9,1	22
3	20,8	50	6	1,8	4

Con la disponibilidad de un motor fuera de borda de cuatro tiempos con 20 caballos de potencia con velocidad promedio de navegación de 25 km/hora (Información de Prevención, Vigilancia y Control, PNN EL Tuparro), se calculó el tiempo invertido en llegar a cada una de las unidades de manejo desde los puntos de control del parque (Tabla 6).

El traslape de uso que actualmente se presenta en el parque está dado por un conjunto de zonas que pueden ser usadas para la extracción de recursos hidrobiológicos y florísticos por parte de las comunidades indígenas, bajo el establecimiento de acuerdos de uso. Estos corresponden a pactos socio-ambientales formulados entre la institución y las comunidades en torno al manejo del territorio, que combinan el esfuerzo de

protección gubernamental de los perímetros de los parques nacionales con los compromisos sociales de conservación que se surten desde las comunidades en sus zonas de amortiguación (UAESPNN 2001).

#### **4.3.6 Relación entre los submodelos.**

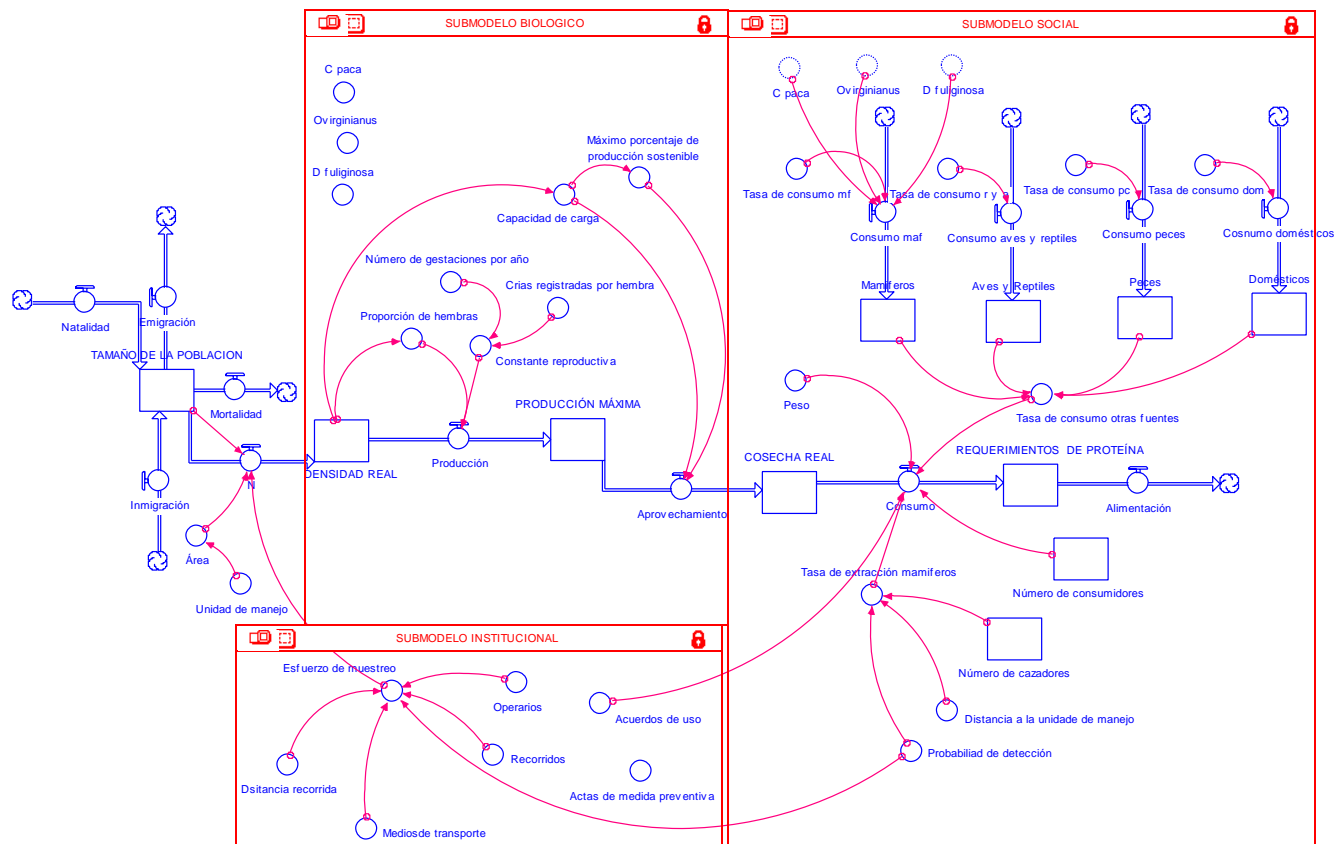
En el submodelo biológico, la densidad es el elemento clave que direcciona todos los demás componentes, ya que de ella depende la producción poblacional que va a definir la cosecha sostenible y la máxima cosecha sostenible, de acuerdo a la capacidad de carga (Figura 2 y 3).

Si la densidad de mamíferos no permite obtener una cosecha sostenible aprovechable por las comunidades indígenas, se genera un “stop” para la extracción de una especie en una unidad de manejo determinada. El submodelo institucional actúa como un limitante para todo el modelo: si no puede cumplir con unos mínimos de muestreo no se puede estimar la densidad y por tanto no se puede establecer la producción ni fijar cosechas sostenibles y la extracción se detiene. Los acuerdos de uso y los procesos sancionatorios son semáforos para la extracción sostenible en las comunidades indígenas y ayudan al funcionamiento de todo el sistema en general al controlar la caza ilegal. Los acuerdos de uso actúan como compromisos y acciones asumidas por el parque y las comunidades indígenas en torno al uso sostenible de los recursos, lo que implica participación social y normatividad ambiental. Sin embargo lo consideramos parte directa del submodelo institucional ya que el parque es el organismo encargado de facilitar y generar estos acuerdos, como un requisito mínimo de uso de los recursos en el área protegida.

#### **4.3.7 Presentación formal del sistema.**

En la Figura 3 resumimos los elementos del modelo conceptual que son más relevantes bajo un enfoque dinámico. Identificamos las fuentes de nacimientos e inmigraciones que alimentan el tamaño de la población y dos sumideros que corresponden a las muertes y emigración.

**Figura 4.** Modelo dinámico de la sostenibilidad de la cacería de subsistencia, sector oriental PNN Tuparro.

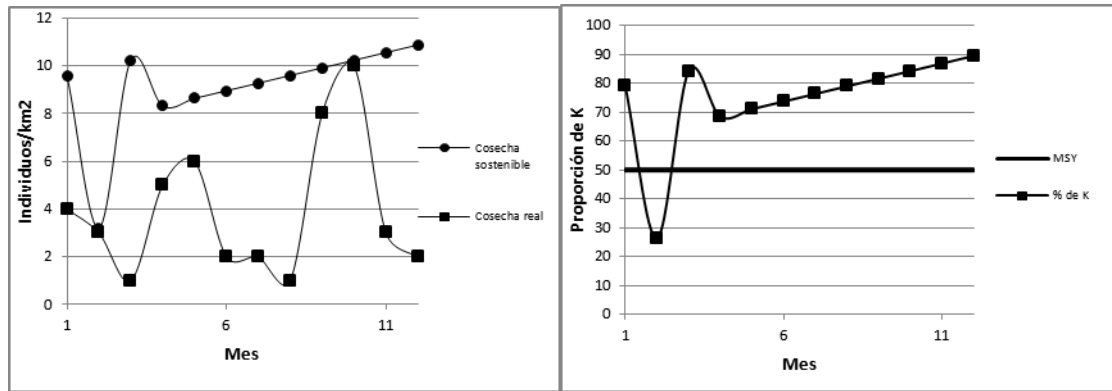


#### 4.3.8 Patrones esperados del comportamiento del modelo.

Definimos los cambios a lo largo del tiempo en las variables del sistema (Grant *et. al.*, 2001). Representamos los cambios de las variables más importantes en el tiempo donde la cosecha real no puede exceder la cosecha sostenible (Figura 5a).



**Figura 5.** Patrones esperados de cosecha sostenible a corto y largo plazo, modelo de cacería de subsistencia, sector oriental, PNN Tuparro.



a.

b.

Considerando el eje vertical como el 100% de la capacidad de carga, se indica la máxima cosecha sostenible como el 50% de la capacidad de carga para una especie de vida corta (Figura 5b). Si la densidad a la cual se realiza la cosecha es inferior a la línea de la MCS, entonces existe una cosecha riesgosa a largo plazo como en el caso del segundo mes. Si la cosecha real es realizada a una densidad superior a la MCS entonces se puede tener confianza en la cosecha a largo plazo como en el caso de los meses cuatro al siete. Sin embargo si la densidad a la cual se cosecha está muy cercana a la capacidad de carga, como en el caso del tercer mes y los últimos meses, las cosechas son riesgosas a largo plazo (Figura 5 a y b).

#### 4.4 Análisis FODA.

Identificamos 20 fortalezas, 18 oportunidades y 19 debilidades e igual número de amenazas teniendo en cuenta los cinco ítems de análisis (Anexo 1). Luego de realizar las matrices para cada elemento, priorizamos los cinco primeros ítems con la calificación más alta considerando la sumatoria tanto de las filas como de las columnas, resultando así nueve oportunidades, 10 amenazas, siete fortalezas e igual número para las debilidades (Tabla 7).

**Tabla 7.** Priorización de los elementos FODA

<b>FORTALEZAS</b>	<b>DEBILIDADES</b>
<p>F1. Los componentes del modelo conceptual pueden ser empleados directamente para la formulación de indicadores de monitoreo los cuales son fundamentales para medir los procesos de conservación en el PNN El Tuparro. El submodelo sugiere el monitoreo de Indicadores de Estado de las poblaciones al requerir un muestreo sistemático para estimar el estado poblacional de las especies de mamíferos cinegéticos.</p> <p>F2. Los componentes del modelo conceptual pueden ser empleados directamente para la formulación de indicadores de monitoreo los cuales son fundamentales para medir los procesos de conservación en el PNN El Tuparro. El submodelo sugiere el monitoreo de Indicadores de Presión al evaluar la extracción real dada por la cacería de subsistencia realizada por las comunidades indígenas.</p> <p>F3. Los componentes del modelo conceptual pueden ser empleados directamente para la formulación de indicadores de monitoreo los cuales son fundamentales para medir los procesos de conservación en el PNN El Tuparro. El submodelo sugiere el diseño de Indicadores de Respuesta al proponer el seguimiento de los acuerdos de uso sostenible de los ungulados con las comunidades indígenas.</p> <p>F8. Existe el programa de Prevención, Vigilancia y Control para vigilar la cacería de subsistencia y coordinar el control de la cacería comercial.</p> <p>F12. El estudio de la cacería en Parques Nacionales Naturales está relacionado con la línea de Monitoreo e Investigación y con la línea de Prevención, Vigilancia y Control.</p> <p>F13. La cacería es un tema que puede ser posicionado de forma</p>	<p>D2. Desconocimiento de las tasas totales de extracción de mamíferos en el parque.</p> <p>D3. Limitaciones logísticas y presupuestales para realizar los recorridos de PVC.</p> <p>D5. Falta de conocimiento sobre la biología reproductiva de las especies y la capacidad de carga en el parque.</p> <p>D6. No hay información previa sobre cacería de subsistencia en el parque.</p> <p>D9. Muy bajo porcentaje de comunidades indígenas visitadas y con preacuerdos de uso establecidos con el parque.</p> <p>D15. Deficiencia en los medios de transporte para realizar acompañamientos a las jornadas de caza.</p> <p>D16. Limitantes en la capacidad de desplazamiento para verificar el cumplimiento de los acuerdos de uso. D19. Falta de personal para realizar acompañamiento a las jornadas de caza.</p>

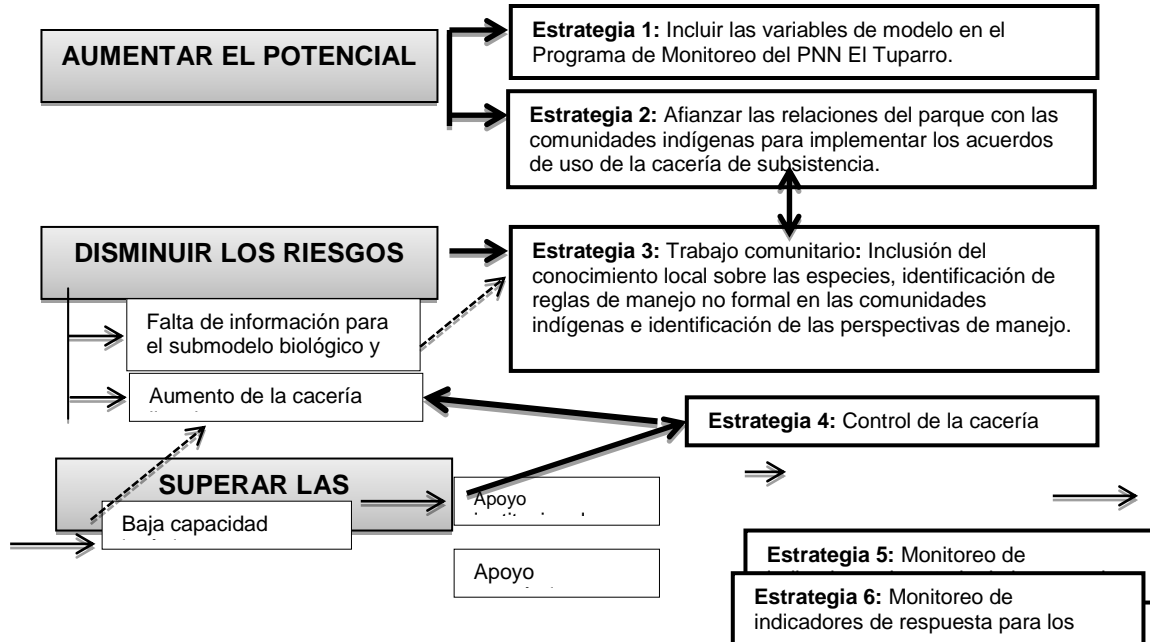
<p>puntual como un Objetivo Estratégico del Plan de Manejo del PNN El Tuparro, debido a que este último actualmente se encuentra en estado de reformulación.</p> <p>F15. El tema de uso sostenible está incluido en el segundo objetivo de conservación del parque.</p>	
<p><b>OPORTUNIDADES</b></p>	<p><b>AMENAZAS</b></p>
<p>O1. Los mamíferos son uno de los grupos faunístico más cazados en los bosques Neotropicales.</p> <p>O3. Existen las bases metodológicas y conceptuales para el estudio de la sostenibilidad de la cacería.</p> <p>O7. Iniciar los acuerdos de uso sobre la cacería de subsistencia con las comunidades y el parque.</p> <p>O12. Grandes vacíos de información sobre poblaciones de mamíferos a nivel de la Cuenca de Orinoco que requieren ser estudiados.</p> <p>O13. Interés de algunas comunidades indígenas en trabajar con el parque.</p> <p>O14. Financiación para la Línea Base del PNN El Tuparro por medio del Fondo de Acción Ambiental para la Niñez, donde se incluye el uso de especies cinegéticas.</p> <p>O15. Financiación para Reservas Mundiales de Biósfera y en ellas la Reserva de Biósfera el Tuparro por parte de la UNESCO para proyectos de biodiversidad donde se incluye el uso del recurso hidrobiológico por comunidades indígenas.</p> <p>O16. Conocimiento local de las especies de ungulados para apoyar el desarrollo de acuerdos de uso.</p> <p>O18. Interés por parte de investigadores y universidades para trabajar en el parque.</p>	<p>A2. Cacería ilegal no controlada realizada en el parque que provocaría una subestimación en los resultados obtenidos por el modelo.</p> <p>A3. Actividades ilícitas que dificultan las actividades de Prevención, Vigilancia y Control en el parque y propician tránsito de personas al interior del parque que a su vez pueden ejercer la cacería.</p> <p>A4. Ingreso ilegal de personas a las unidades de manejo.</p> <p>A6. Ausencia de soberanía nacional colombiana que facilita el ingreso descontrolado de venezolanos al interior del parque.</p> <p>A10. Dificultades en determinar el acceso al parque por ser un territorio ancestral. Comunidades compuestas con indígenas, colonos, mestizos, que dificultan el determinar los actores que tienen acceso al uso de los recursos del parque.</p> <p>A11. Muchas comunidades indígenas y asentamientos humanos en su mayoría de Venezuela, ubicados en la zona de amortiguación del parque, que hacen y quieren hacer uso de sus recursos.</p> <p>A17. Falta de sentido de pertenencia por el parque por parte de las comunidades locales y otros actores claves, lo cual afecta la sostenibilidad de la cacería.</p> <p>A19. Las instituciones encargadas del manejo de los recursos naturales como la Policía, el Ejército y la Armada Nacional tienen limitaciones presupuestales para acceder al parque y realizar acciones de control sobre la cacería ilegal.</p> <p>A12. Cacería comercial que es ilegal en el parque y difícilmente controlable.</p> <p>A15. Cacería ilegal que desmotiva los acuerdos de uso.</p>

El potencial de aplicar el modelo en el parque esta dado por dos aspectos fundamentales que son en primer lugar su capacidad para incluir a las comunidades indígenas en los acuerdos de uso y por la utilidad del modelo en otras líneas de trabajo en el parque. El elemento de externo potencial del modelo es la inclusión de las comunidades indígenas en los acuerdos de uso de los ungulados como aspecto fundamental para que éste pueda ser aplicado en el parque, lo cual se incluye directamente en los submodelos social e institucional. Por otra parte como elementos internos esta que el modelo pueda ser empleado en otras líneas temáticas en el parque dándole mayor utilidad y probabilidad de que se use y aplique, lo cual esta relacionado con variables empleadas en los tres submodelos biológico, social e institucional que son útiles para el Programa de Monitoreo y para la Estrategia de Prevención, Vigilancia y Control.

Los limitantes para la aplicación del modelo se refieren por una parte a la falta de recursos logísticos para realizar el monitoreo tanto de los ungulados como el seguimiento a los acuerdos de uso y a la ausencia de control de la caza ilegal. Como elementos internos, el limitado número de personal en el parque puede limitar el desarrollo de un muestreo sistematico de las poblaciones de especies cinegéticas, lo cual se relaciona en el submodelo biológico y puede limitar la capacidad de acompañamiento de los acuerdos de uso con las comunidades indígenas incluidos en los submodelos social e institucional. La falta de coordinación efectiva con las autoridades competentes para el control de la cacería ilegal es un elemento externo que puede limitar la aplicación del modelo en el parque y se relaciona con los submodelos institucional y social.

Los riesgos se relacionaron con factores externos como el aumento de la cacería ilegal e internos como la cantidad de información biológica y social disponible para aplicar el modelo. El funcionamiento del modelo depende del control de la cacería ilegal, ya que el aumento de esta actividad puede reducir la cantidad de proteína disponible para las comunidades indígenas y desmotivar el establecimiento de acuerdos de uso. Por otra parte, la limitada cantidad de información disponible para los submodelos biológico y social puede afectar los resultados de la aplicación del modelo para la toma de decisiones en términos del manejo del parque.

**Figura 6.** Estrategias para la aplicación del modelo en el sector oriental del PNN El Tuaparro.



Es importante resaltar que el gran riesgo de aplicar el modelo en el parque es que sólo estará reflejando la actividad de la cacería de subsistencia por las comunidades que estén trabajando los acuerdos de uso en el parque, convirtiéndose en un reto involucrar la mayor cantidad de comunidades posibles. Finalmente se diseñaron seis estrategias para poder aplicar el modelo en el parque y cumplir así con los objetivos propuestos (Figura 6).

### **Estrategia 1.**

Incluir las variables del modelo en el Programa de Monitoreo del parque, por medio del diseño de indicadores de estado dados por el submodelos biológico, por indicadores de presión derivados del modelo institucional y por indicadores de respuesta definidos por los submodelos social e institucional.

La inclusión del submodelos biológico como indicador de estado está dado por el constante monitoreo de la densidad poblacional de las especies *D. fuliginosa*, *C. Paca*, *O. Virginianus* y *P. tajacu*, usando el método de observación directa y registro de huellas

en las unidades de manejo. Además de utilizar como Indicador de Estado la densidad, se puede considerar la abundancia y los sitios de ocupación dados por la presencia-ausencia de las especies en las unidades de manejo empleando cámaras trampa u observación directa en los recorridos. Con ello se podrá analizar la variación poblacional de las especies en tiempo y espacio. Las actividades de monitoreo pueden ser apoyadas por los recorridos de Prevención, Vigilancia y Control, con lo cuál además se pueden identificar otras presiones para las especies seleccionadas. Las actividades de esta estrategia funcionan de igual forma a corto y mediano plazo, pero a largo plazo se pueden identificar aspectos que mejoren la toma de información y permitan hacer un diseño de muestreo más específico para cada especie que incluso puede abarcar otras zonas del parque.

El submodelo social está relacionado con el diseño de Indicadores de Respuesta por medio de los acuerdos de uso cuya implementación es fundamental para el manejo de los recursos cuando estos son de libre acceso como se presenta en el parque. Los Indicadores de Respuesta pueden estar dados en un corto plazo por el número de talleres de intercambio de conocimiento sobre la biología de las especies cinegéticas con las comunidades indígenas locales, y a largo plazo por el cumplimiento de los acuerdos de uso de cacería que se establezcan bajo un manejo adaptativo entre el parque y dichas comunidades. Este indicador se puede derivar de las variables de los submodelos social e institucional con la capacidad de implementar y realizar un seguimiento a los acuerdos de uso con las comunidades. Estos indicadores se pueden aplicar inicialmente con las comunidades que se han relacionado con el parque y que usan sus recursos como Isla Peniel, Isla Churuata, Isla América, Resguardo de Cachicamo, Pedro Camejo, Montaña Fría, Puerto de Montaña Fría, Barranco Rosado y Resguardo Indígena del Bajo Río Tuparro, mientras se identifican otras comunidades a mediano y largo plazo.

Los Indicadores de Presión se pueden derivar de las actividades de control que puedan identificar eventos de cacería ilegal, los cuales se relacionan con las variables del submodelo institucional.

### **Estrategia 2:**

Afianzar las relaciones del parque con las comunidades indígenas para implementar los acuerdos de uso de la cacería de subsistencia. El papel del parque debe estar enmarcado como una institución formal cuyo papel debe ser el de cohesión entre las

comunidades (Martínez y López 2014 a). El uso de las especies cinegéticas es regulado por medio de los acuerdos de uso los cuales pueden a corto y mediano plazo conformar un ordenamiento en base a los sitios de caza, que pueda ser incluido en el Plan de Manejo del parque. El papel del parque es coordinar este ordenamiento con las comunidades que tienen acuerdos de uso y de esta forma impulsar que sean ellos quienes vigilen el territorio, lo cual puede garantizar un verdadero sentido de pertenencia hacia el Área Protegida.

Las iniciativas en torno al manejo sostenible de los recursos deben tener como eje la promoción de la organización local, propiciando la discusión y la reflexión colectiva, contribuyendo a que la gente tome sus propias decisiones y asuma sus responsabilidades con respecto al uso de los recursos (UICN 1996), este es el objetivo de los acuerdos de uso que se relacionan directamente con la Política de Participación Social en la Conservación de Parques Nacionales Naturales de Colombia (2001).

Los acuerdos de uso son el punto clave en la toma de decisiones conjunta entre el parque y las comunidades indígenas y estarían encaminados hacia un trabajo comunitario, administración del territorio y ordenamiento.

### **Estrategia 3:**

Trabajo comunitario para suplir la falta de información biológica y social necesaria para el manejo de la cacería, desarrollado por medio de tres aspectos básicos: Inclusión del conocimiento local sobre las especies, identificación de reglas de manejo no formal en las comunidades indígenas e identificación de las perspectivas de manejo.

El conocimiento local es un aspecto fundamental para establecer los acuerdos de uso y manejo adaptativo, especialmente en nuestro modelo que tiene vacíos cuantitativos. A corto y mediano plazo se pueden realizar talleres donde se analicen las tendencias poblacionales de las especies en el tiempo, donde se identifique donde están, en que época del año se reproducen, donde y de que se alimentan en la época de aguas altas y aguas bajas. Se pueden realizar mapas donde se indiquen además los sitios de caza por comunidad e incluso por familia, las técnicas de caza, la frecuencia y temporalidad de la caza. Se puede indagar sobre cuáles son las percepciones y expectativas sociales de las

comunidades frente a la cacería de subsistencia. Inclusión de la institución como órgano que cohesiona las comunidades.

Esta estrategia se considera como una de las más importantes para el desarrollo del modelo en el parque, ya que la viabilidad del submodelo social depende del manejo que las comunidades locales propongan respecto a los recursos de uso comunal en el parque y es de ellas de quienes depende en gran parte el establecimiento de acuerdos de uso para hacer una extracción sostenible de los mamíferos cinegéticos.

**Estrategia 4.** Realizar el control de la caza ilegal, lo cual es útil para disminuir riesgos en pro de evitar el aumento de la caza ilegal y superar las limitaciones. El fortalecimiento de las acciones de Vigilancia y Control en el parque pueden a corto, mediano y largo plazo mejorar la aplicación del modelo. Por medio de la Vigilancia se pueden detectar los eventos de caza ilegal en el parque y crear alertas tempranas que faciliten el Control. La Vigilancia la puede realizar tanto el personal del parque como las mismas comunidades indígenas como vigías de su territorio. Por su parte el Control, se refiere a la imposición de medidas normativas sancionatorias para los cazadores ilegales, lo cual se puede realizar coordinadamente con las autoridades ambientales competentes como la Policía Nacional, La Armada Nacional, el Ejército Nacional y la Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP). Parte de esta estrategia puede operar a corto y mediano plazo por medio del refuerzo de las acciones de Prevención y Vigilancia, de tal forma que se pueda informar permanente y oportunamente a las autoridades competentes sobre los eventos de caza ilegal en el parque y así poder tener una respuesta efectiva para el Control de la actividad. A largo plazo se podría identificar un patrón temporal y espacial de la cacería ilegal en el sector oriental del parque, para así optimizar las acciones de Control. Se puede además tener un apoyo especial por parte de la Armada Nacional la cual por medio de la vigilancia de la soberanía nacional puede evitar la incursión de muchos cazadores ilegales al parque provenientes de Venezuela.

**Estrategia 5.** Gestionar el apoyo económico para el monitoreo de los indicadores de estado que debe garantizar en un corto plazo la ejecución de muestreos que permitan conocer el estado de las poblaciones de las especies cinegéticas y a largo plazo debe dejar capacidad instalada en que el equipo del parque para que éste realice el monitoreo sin depender de fuentes externas. También se puede considerar la opción de incluir a la



comunidad local que este trabajando los acuerdos de uso con el parque, en el monitoreo de los indicadores de estado, lo cual podría ayudar a disminuir costos, apoyaría la sostenibilidad entendida como el fortalecimiento de capacidades en los actores locales e incluiría otro nivel de participación comunitaria en los procesos de manejo del parque.

**Estrategia 6.** Gestionar apoyo económico para el monitoreo de indicadores de respuesta desarrollados en los acuerdos de uso, que debe permitir el seguimiento a los mismos por parte del personal del parque dentro de los recorridos de Prevención, Vigilancia y Control. Así mismo generar incentivos para que las comunidades puedan cumplir con los acuerdos de uso a corto, mediano y largo plazo.

## 4.5 Discusión

Consideramos de suma importancia el incluir la densidad como una variable dinámica en el submodelo biológico, lo cual acompañado del manejo adaptativo y la información biológica que se genera por varias fuentes primarias puede proporcionar datos de buena calidad para la estimación de la producción de mamíferos cinegéticos. En muchos estudios donde se aborda la sostenibilidad se usan datos de densidad e información reproductiva según referencias de información secundaria, pero esto puede generar sesgos debido a que los parámetros poblacionales pueden cambiar según la zona de estudio incluso para una misma especie.

La mayoría de los estudios revisados que involucran los modelos de producción y de cosecha utilizan cifras obtenidas a partir de datos computados para el Neotrópico, por ejemplo los estudios de Gavin (2007) donde se estima la cosecha sostenible con un promedio de densidades. Sin embargo la dinámica de poblaciones puede ser altamente variable en el tiempo y en el espacio (Peres 2000; Robinson y Bennett 2004), por lo cuál se debería considerar al menos la densidad en la zona de estudio a la hora de hacer inferencias sobre la sostenibilidad.

La sobrevivencia, el bienestar y la productividad de un organismo o población depende de su ambiente (Ojasti 2000). Se ha encontrado que los aspectos reproductivos de las especies de mamíferos suelen ser muy marcados en sitios donde hay una alta estacionalidad entre la época seca y la lluviosa (Gottdenker y Bodmer 1998; Dubost *et. al.*, 2005). En contraste, en sitios donde el promedio mensual de precipitación es

relativamente constante, no se presentan periodos secos o lluviosos pronunciados, y algunas especies no presentan una tendencia en su ciclo reproductivo (Bodmer 1989). Por ejemplo, para *P. tajacu* no se encontró una tendencia temporal en el ciclo reproductivo, presentándose nacimientos a lo largo de todo el año en la Amazonía peruana (Gottdenker & Bodmer 1998). Sin embargo, para esta misma especie, en la Guyana Francesa (Henry 1994) y en Texas-US (Sowls 1984; Hellgren *et al.* 1995), la temporada de lluvias fue un factor importante en el ciclo reproductivo.

La mayoría de especies que no presentan estacionalidad en su ciclo reproductivo tienen una dieta muy diversa. Dubost *et. al.*, (2005) documentaron en la Guyana Francesa que *C. paca* no mostró una estacionalidad en su reproducción durante todo el año. En contraste, especies que tienen hábitos alimenticios especialistas y si dependen de la fructificación del bosque pueden tener picos reproductivos en épocas especiales del año (Gottdenker y Bodmer 1998; Dubost *et. al.*, 2005). *T. pecari* integra un 61,6% de frutas en su dieta, mostrando una tendencia reproductiva según la temporada climática (Henry 1994). En el caso de las poblaciones de mamíferos en el PNN Tuparro, donde si existe una marcada estacionalidad de la época seca y de lluvias, no se puede emplear información de las especies de selva húmeda tropical, especialmente en aquellas con hábitos alimenticios restringidos.

Así, para establecer la cosecha sostenible de una especie en un momento dado, es necesario considerar una densidad adecuada según la época de estudio. Al ser el modelo propuesto dinámico, puede incluir las variaciones propias de las poblaciones naturales y evidenciar con el tiempo el comportamiento de cada población y su concordancia con los supuestos de los modelos de producción y cosecha unificado. El constante monitoreo de la densidad también puede integrar los procesos de fuente sumidero ya que independiente de que la cosecha sostenible se estime según el área de las unidades de manejo, los procesos de movimiento de los animales se reflejarán en los cambios de su densidad. Aunque los modelos clásicos asumen que las poblaciones son cerradas, nuestro modelo estaría monitoreando indirectamente el movimiento de dichas poblaciones principalmente para las especies que tienen alta capacidad de dispersión entre parches, al evaluar la densidad en un contexto espacial y temporal.

Además de las ventajas descritas para el submodelo biológico, se resalta para los dos submodelos social e institucional, la importancia del trabajo coordinado entre parques nacionales y las comunidades indígenas locales a través de los acuerdos de uso que son indispensables para el manejo de recursos comunes de libre acceso, situación que se presenta en el sector oriental del parque, donde hay extracción de recursos sin ningún control externo como se indicó en Martínez y López (2014 a).

Si bien los estudios sobre cacería contienen información biológica de las especies a las cuales se les determina la sostenibilidad biológica y la extracción, se tiende a interpretar que el uso sostenible de la fauna se reduce al manejo de la cosecha de una especie, cuando el escenario es más complicado (Mazzuchelli y Von Halle 2000). Por tanto, conocer solo la biología de las especies de interés no es suficiente para tomar decisiones conducentes al uso sostenible (Barbarán 2000). Se debe incorporar además, el conocimiento local sobre las mismas y entender las motivaciones y la racionalidad de los usuarios de la fauna (Vargas 2003).

Una experiencia referida al manejo de vida silvestre en Panamá citada por la UICN (1996), resalta la importancia de superar una etapa de la investigación biológica referente a una especie silvestre, hacia los aspectos aplicados de la extensión comunitaria y la puesta en práctica de esos conocimientos en beneficio de los grupos locales.

La revisión de diferentes estudios para comparar nuestro modelo de cacería de subsistencia, permitió establecer que los trabajos que involucran la participación activa de las comunidades locales en el manejo de la fauna cinegética, tienden a incluir elementos de las tres dimensiones aquí propuestas.

La inclusión simultánea de los submodelos biológico, social e institucional para abordar el tema de sostenibilidad de la cacería de subsistencia también fue abordada por Didyme (2004) que consideró realizar censos poblacionales de tortugas acuáticas, reconocer elementos de organización comunitaria y definir acuerdos de uso del recurso. Rojas (2004) propuso realizar el monitoreo biológico de poblaciones de arawanas en la Reserva Nacional Pacaya Samiria en Perú, evaluar la captura por unidad de esfuerzo, aplicar el conocimiento tradicional en el esquema de manejo de la Reserva y desarrollar actividades de control sobre para la caza de la especie. En Perú, los estudios realizados

por González (2003) en la Reserva Comunal Yanasha y por Bodmer *et. al.*, (1997) en la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo, se desarrolló un modelo denominado como co-manejo de recursos, donde las comunidades serían las encargadas de tomar las decisiones sobre el manejo de los recursos, pero influenciadas por las reglas legales pertinentes implementadas por las organizaciones gubernamentales e investigaciones. Allí se propone un trabajo de promotores comunales y ONGs que sería el de servir de nexo entre las regulaciones gubernamentales, las investigaciones y las comunidades nativas, similar al rol de los monitores.

La inclusión del submodelo biológico y social, fue considerado por Loja y Ascorra (2004) por medio del establecimiento de unidades de manejo para la fauna silvestre para evaluar el estado poblacional de las especies y por otra parte, el ajuste de tasas de cosecha anuales, con lo cuál se disminuyó la caza de especies grandes y se aumentó la de especies pequeñas de fácil reproducción, disminuyendo la cacería en general sin afectar la dieta de los pobladores locales. Los Cofanes de Ecuador estudiados por Borman *et. al.*, (2004) ante una alta presión externa de cacería en su territorio, realizaron censos poblacionales de la tortugas de río y analizaron los registros de caza de forma continua para lograr la toma de decisiones respecto al manejo. More (2003) aunque no empleó un parámetro para evaluar el estado poblacional de las especies, evaluó características del habitat que hacían posible la presencia de fauna cinegética en parches de bosque y estableció indicadores para analizar la demanda de carne de monte definidos por la necesidad, hábito de consumo y accesibilidad a la fauna silvestre por la población humana local. Similar a lo propuesto en el presente modelo, en este estudio también se tuvo en cuenta el aporte de otras fuentes de proteína diferentes a la carne de monte para evaluar la necesidad de consumo. Gavin (2007) estimó la cosecha potencial en la zona de influencia de un Parque Nacional en la amazonia peruana, incluyendo valores de cosecha sostenible según el modelo de Producción y de cosecha real, teniendo en cuenta además la densidad de las poblaciones humanas.

Al revisar la similitud del modelo propuesto con enfoques de sostenibilidad de la cacería con fines de aprovechamiento comercial se tiene que en la mayoría de los casos estos sólo consideran directamente elementos relacionados con el submodelo biológico y social. Ejemplo de ello son los estudios de Alvarez y Kravetz (2001) y Mesa (2005) sobre el aprovechamiento sostenible de Chiguiro en Argentina y Colombia respectivamente y el

trabajo de Fontúrbel y Richard (2004) para evaluar la explotación de anuros en Bolivia. Una excepción que fue encontrada para este tipo de trabajos fueron los estudios de Barbarán (2000 y 2003) quien integró las dimensiones ecológica, social, institucional y económica para evaluar el uso comercial sostenible de tres especies cinegéticas en el Chaco en Argentina. Empleó las tendencias poblacionales de las especies como indicador de la dimensión ecológica, incluyó elementos sociales referidos a los procesos de emigración de las poblaciones humanas en la zona de estudio y la capacidad de control de las instituciones competentes para el comercio de las especies.

Los mayores limitantes encontrados para aplicar el modelo en el parque, fueron la falta de recursos logísticos para desarrollar cada uno de los tres submodelos y la falta de control para la cacería ilegal. Limitantes similares se encontraron para analizar la viabilidad del aprovechamiento comercial sostenible de pecari de collar (*P. tajacu*), ñandú (*Rhea americana*) e iguana (*Tupinambis rufescens*) estudiado por Barbarán (2000 y 2003), donde luego de realizar un análisis de la dimensión institucional se evidenció la ineficiencia por parte del organismo encargado de administrar los recursos naturales para el control de la cacería y la escases de recursos humanos y presupuestales necesarios para cumplir con sus funciones.

Comunidades de Pescadores del PNN Sanquianga no tenían las posibilidades de limitar el acceso de barcos pesqueros industriales a su territorio (Ramos 2004). En el Programa Comunal de Conservación de tortugas en México se evidenció como un limitante para el manejo de las especies, que la falta de vigilancia permitió que grupos internos y externos al territorio de uso colectivo afectaran las poblaciones faunísticas que la comunidad estaba tratando de proteger (De la Torre *et. al.*, 2004).

Altrichter (2004) indicó como aspectos obstaculizadores para manejo de fauna silvestre por comunidades campesinas rurales del Chaco Argentino el escaso desarrollo institucional y la problemática referida al libre acceso a los recursos naturales.

Por otra parte se consideró que uno de los mayores riesgos para la aplicación del modelo en el parque fue la falta de información biológica específica para las especies cinegéticas y el aumento de la cacería ilegal. En el trabajo realizado por Townsend (2001) con

comunidades bolivianas de un territorio de origen comunal, también se evidenció la falta de conocimiento científico requerido para el manejo de los recursos naturales.

La participación de la comunidad local como ya se ha mencionado, es un aspecto fundamental en el modelo propuesto por lo que fue identificada como un potencial. Experiencias con comunidades indígenas del Amazonas donde el programa de sostenibilidad se basó en la participación significativa y el compromiso total de la gente local tuvo resultados positivos y alentadores (Zapata *et. al.*, 2004).

Gracias al análisis FODA, se diseñaron estrategias que permitiensen superar las limitaciones, reducir los riesgos y maximizar el potencial del modelo para poder aplicarlo exitosamente en el parque. Se encontraron otras experiencias que también han propuesto o desarrollado elementos semejantes a las estrategias aquí consideradas.

La estrategia dos se centró en afianzar las relaciones con las comunidades indígenas para mejorar los acuerdos de uso existentes e implementar nuevos acuerdos con más comunidades y ampliar la realidad sobre la cacería de subsistencia en el sector oriental del parque. Se indicó que el papel del parque debía ser el de cohesionar el trabajo en y entre las comunidades y facilitar su organización interna para coordinar los acuerdos de uso.

Comunidades de Tumaco en Colombia establecieron como estrategia de manejo la implementación de vedas especiales para la explotación de piangua (*Anadara tuberculosa*) y la apertura de espacios para la comunicación de los piangueros (González 2006). Comunidades indígenas de la Amazonia colombiana exploraron la estructuración de comités de manejo de recursos naturales y la creación de espacios de análisis y reflexión para generar un nuevo código de uso basado en las situaciones actuales (Rodríguez y Van der Hammen 2003). Allí se indicó que la existencia de formas de representación como son las organizaciones regionales que agrupan a toda una serie de comunidades han sido un referente de importancia en cuanto al gobierno propio, la autonomía y la descentralización administrativa. En México, comunidades pesqueras agrupadas en un territorio comunal indicaron la importancia de facilitar el desarrollo de los procesos locales de resolución de conflictos y formulación de reglas de manejo de los recursos (Basurto 2004). En la Reserva Tamshiyacu-Tahuayo en Perú, se usaron reglamentos de manejo de los recursos a manera de acuerdos de uso que fueron

validados en reuniones y suscritos por medio de actas con los miembros de las comunidades (Valverde *et. al.*, 2004). El manejo comunitario de la caza en comunidades indígenas de la amazonia ecuatoriana en Zapata-Ríos *et. al.*, (2004), se estableció a manera de acuerdos de uso por medio de talleres donde se diseñaron estrategias para el manejo de la fauna como vedas, zonificación de áreas, recuperación de técnicas tradicionales de la cacería, generación de fuentes alternativas de proteína entre otras. En la Reserva de Biosfera Maya en Guatemala se propuso promover actividades de manejo comunitario y administración de los recursos naturales donde viven y realizar investigación básica sobre las especies cinegéticas para el uso sostenible (UICN 1996, UICN y BID 1993).

Del la experiencia de manejo comunitario de fauna silvestre en la zona de amortiguación del Refugio de Vida Silvestre y Reserva Natural en la frontera de Honduras y Salvador citada por la UICN (1996), surgieron estrategias como la promoción de participación comunitaria para el uso sostenible y mejoramiento de la capacidad administrativa y de gestión de la comunidad. Experiencias de manejo de vida silvestre en Panamá mencionadas en UICN (1996), indicaron el papel de Parques Nacionales como una entidad que facilitó la toma de decisiones en la comunidad respecto al aprovechamiento de sus recursos.

Los acuerdos de uso fueron considerados por Tovar (2008) como el elemento fundamental para la gestión de recursos compartidos, a partir de los cuales se puede promover el trabajo articulado, cooperativo y concertado alrededor del manejo y gestión de la fauna silvestre. Estos deben entenderse como asociaciones entre la institución y los usuarios de un recurso natural de uso común y han sido descritos como una estrategia para restringir la sobreexplotación del recurso y obtener beneficios para sus participantes (Ostrom, 2000).

La estrategia tres se refirió a la importancia de incluir el conocimiento local de las comunidades, de reconocer sus reglas de uso no formal y sus perspectivas de manejo sobre los recursos faunísticos. La implementación de esta estrategia ayudaría a suplir los vacíos de información biológica de las especies de uso y de sus hábitats naturales y reivindicar la importancia del conocimiento local, permitiría establecer acciones basadas

en el manejo local excluyendo los problemas del manejo centralizado de los recursos y con ello garantizaría un manejo exitoso.

Experiencias han demostrado que la exclusión de estos componentes ha incurrido en una mala planeación de manejo, ejemplo de ello, es la situación que se presentó con los Kunas de Panamá quienes rechazaron varios proyectos de desarrollo propuestos desde el gobierno de la nación y organizaciones occidentales, con el fin de crear su propio modelo sostenible de desarrollo y conservación, basado en su cultura y en sus creencias (Archibold 1993). En contraste, el incluir a la comunidad en el trabajo con el PNN de Tortuguero en Costa Rica y en el PNN Huascarán en Perú redujo tensiones (UICN y BID 1993). En estos casos por medio de teatro popular, encuestas, talleres, maquetas y otras metodologías, el personal de las áreas protegidas pudo determinar cuales eran las necesidades y posiciones de los habitantes locales e incorporar un proceso continuo de consulta acerca de los planes de manejo.

La información sobre la distribución del cocodrilo de pantano (*Crocodyus moreletii*), técnicas e intensidad de cacería generadas por el conocimiento local de comunidades mayas, permitieron reconstruir un escenario de aprovechamiento. Se uso el conocimiento ecológico de la especie como uno de los elementos esenciales para su manejo, al tiempo que aportó las bases para la realización de estudios biológicos y la conformación de planes de manejo acordes al medio y a las comunidades (Zamudio *et. al.*, 2004). Habitantes de la Serranía Paraguas en Colombia, demostraron tener un amplio conocimiento de la historia natural de las especies en cuanto a hábitos, hábitat y alimentación, lo cual se indicó ser bastante útil para diseñar programas de manejo para la recuperación de las especies de caza (Torres 2004). Rodríguez y Van der Hammen (2003) mencionaron la importancia de recuperar los saberes locales asociados con la fauna silvestre en comunidades indígenas de la Amazonía colombiana.

Elementos comunes de las estrategias dos y tres fueron encontrados en el estudio de Ramos (2004) con pobladores locales del Parque Nacional Natural Sanquianga en Colombia, donde se indicó que a medida que aumentaba la población dedicada a la extracción de recursos, la demanda de los productos se elevaba, por lo que era necesario establecer nuevas reglas y normas para regular dicha extracción, que debían surgir desde las necesidades y conocimientos de la comunidad y que tenían que ser



reconocidas por entidades externas estatales reguladoras de los recursos naturales (Ramos 2004).

El proceso de diálogo, consulta y coordinación con las comunidades locales debe ser parte integral y continua de las actividades de planificación y manejo (UICN y BID 1993). El capital cultural de las comunidades debe ser reivindicado por la institución reguladora, y no la institución reguladora imponerse sobre este capital (Pesci *et. al.*, 2007).

La estrategia cuatro se basó en el control de la cacería ilegal por medio del fortalecimiento de la capacidad del parque para realizar las acciones de Prevención, Vigilancia y Control y para coordinar con las autoridades ambientales municipales. También se consideró que las mismas comunidades fueran vigías de su territorio de uso, tal como se planteó en la Reserva Comunal Tamshiyacu Tahuayo en Perú, donde se designaron uno o dos inspectores de fauna por cacería para conformar patrullas de vigilancia (Bodmer 2003). Cabrera (1993), indicó la importancia de trabajar con la gente en lugar de luchar contra ella y tuvo como resultado la formación de un núcleo de aliados permanentes para cuidar la Reserva Forestal de Monterrico en Guatemala.

Una combinación de las estrategias dos y cuatro fue aplicada en la Cuenca del Río Nanay en la amazonía peruana, donde se encontró el mismo problema referido al libre acceso a los recursos y a las limitaciones institucionales responsables de hacer cumplir la ley. Allí se aplicaron con éxito estrategias como la definición clara de derechos de acceso a los recursos y especialmente el control del territorio por parte de las comunidades, así como el apoyo para la organización interna y externa de las comunidades, formalización de acuerdos de uso y alianzas estratégicas con instituciones públicas y organizaciones de cooperación (Álvarez, 2004).

La estrategia cinco consideró la generación de mecanismos que ayudaran a superar la falta de recursos económicos para realizar el seguimiento del estado poblacional de las especies cinegéticas como aspecto fundamental del submodelo biológico, reflejado en los indicadores de estado. Allí se describe la capacidad instalada en el equipo del parque y comunidad local para realizar el monitoreo de la densidad de las especies. La importancia de generar información relevante para monitorear el estado de los recursos

fué manifestada por comunidades pesqueras en un territorio comunal en México, indicado en Basurto (2004). Experiencias de manejo comunitario de los recursos de fauna silvestre en Uaxactún en Guatemala citados en UICN (1996), consideraron como estrategia realizar investigación básica de las especies para el manejo de los recursos naturales.

Se encontró varias experiencias relacionadas con la inclusión de la comunidad local en la toma de información poblacional sobre las especies por medio de muestreos sistematicos. Cazadores de las comunidades Guaraníes Izoceñas incluidas en el Territorio Comunitario de Origen del Izozog (TCO) ubicado justo al limite occidental del Parque Nacional Kaa-lyá Gran Chaco en Bolivia, participaron en los censos poblacionales de psitacidos objeto de caza (Arambiza *et. al.*, 2001). Habitantes del pueblo Sioronó en Bolivia, realizaron el conteo de *Pecari tajacu* para establecer su densidad poblacional (Ino *et. al.*, 2001). Los pobladores locales de la Comunidad Ayorea Poza Verde en Bolivia, contaron cuevas en transectos de armadillos con fines de manejo (Chiqueño *et. al.*, 2011). En Perú, comunidades locales hicieron censos de tortugas de río para estimar su densidad poblacional (Cachique 2004).

El esfuerzo extra que involucra la colección de datos de censo por las personas locales es una actividad adicional que no puede ser fácilmente asimilada en la vida cotidiana de los cazadores, por lo que ellos son empleados como asistentes en los censos, más como una actividad pagada que como participación local (Bodmer 2003).

La propuesta simultánea de las estrategias dos y cinco fue abordada por Trespalacios y Grupo de Cazadores de El Valle (2004), donde se consideró la implementación de acuerdos de uso inter comunidades y el monitoreo de fauna cinegética en la Cuenca del río Valle Chocó en Colombia. Así mismo, comunidades de Uaxactún ubicadas en la Reserva de Biósfera Maya en Guatemala citadas en UICN (1996) indicaron promover actividades de organización comunitaria para una participación activa de los pobladores en la administración de los recursos naturales en los cuales viven y realizar investigación básica sobre las especies de importancia cinegética usadas por la comunidad, lo cual a su vez se relaciona con el monitoreo de las variables de estado de las especies propuesto en la estrategia uno.

Una combinación de las estrategias dos, cuatro y cinco fue encontrada en los resultados del manejo comunitario en el Refugio de Vida Silvestre Caño Negro en la frontera de Costa Rica y Nicaragua, mencionados en UICN (1996), donde se señaló la necesidad de establecer acuerdos de uso, fortalecer las actividades binacionales de control y generar información biológica del estado poblacional de las especies de uso.

La estrategia seis consistió en la generación de mecanismos que ayudaran a superar la falta de recursos económicos para realizar el seguimiento de los acuerdos de uso como aspecto clave del submodelo social e institucional, reflejado en los indicadores de respuesta. Para ello se propuso que dicho seguimiento se realizara a través de las labores de Prevención, Vigilancia y Control del PNN El Tuparro y de la generación de incentivos para lograr una continuidad en los acuerdos de uso por parte de la comunidad.

Se han empleado estímulos a favor del manejo de la fauna silvestre, como el suministro de medicamentos para las comunidades Izozog en relacionadas con el Parque Nacional Kaa-lyá Gran Chaco (Mendoza *et. al.*, 2001), la creación de un espacio de motivación a través de actividades de capacitación, culturales, de intercambio de experiencias y conocimiento y deportes entre otros para pueblos indígenas de Bolivia (Towsend *et. al.*, 2001), uso de becas para los indígenas para apoyar la recuperación cultural y el desarrollo de materiales educativos propios para el uso en las escuelas locales y otros proyectos educativos en comunidades de Amazonas colombiano (Rodríguez y Van der Hammen 2003) y la motivación comunal como una actividad constante generada por el promotor, investigador o guardaparque con los cazadores y las comunidades, donde por medio del diálogo intercultural, cursos o talleres de capacitación se incentiva o mantienen los ánimos de las personas locales involucradas en el manejo, así como para captar el interés en otros miembros de la comunidad (Rodríguez y Van der Hammen 2003).

Se encontró un estudio que podría enriquecer las estrategias cinco y seis que consiste en la inclusión de estudiantes de pregrado, maestría y doctorado quienes elaboraron sus tesis en temas de soporte a los procesos de ordenamiento territorial y manejo de los recursos naturales en la Amazonía colombiana (Rodríguez y Van der Hammen 2003).

El objetivo del modelo conceptual más allá de determinar la sostenibilidad de la cacería para las especies cinegéticas, fue el de proponer un mejoramiento en las relaciones de

manejo en torno al uso de los mamíferos cinegéticos en el parque, lo cual se refleja en las estrategias planteadas y se relaciona con el submodelo social e institucional. Esto es fundamental para lograr gobernabilidad en un área protegida, que puede ser interpretada como un sistema complejo cuyos elementos internos o externos pueden cambiar en cualquier momento (Pesci *et. al.*, 2007).

Las estrategias propuestas para aplicar el modelo en el parque, dado unas limitaciones, potenciales y riesgos se basaron principalmente en el manejo de recursos comunales de libre acceso, donde la cacería es una de las principales actividades de la población local para la consecución de proteína. Las comunidades indígenas tienen raíces comunes que pueden otorgar una misma identidad, el reto es hacer que ellos tengan sentido de pertenencia por el lugar, lo que genera una solidaridad regional muy alta (Pesci *et. al.*, 2007). Este manejo no puede partir del parque como institución reguladora ni de las autoridades competentes debido a los elevados costos que esto implicaría (Martínez y López 2014a). En esta caso debe partir de las comunidades mismas por medio de las reglas que establecen para el manejo de los recursos y del papel como mediador para la construcción de dichas reglas en base a un correcto uso.

Cabe mencionar la importancia de la organización comunitaria para una participación activa de los pobladores en la administración de los recursos naturales de los cuales vive (UICN 1996), lo cual es relevante para comunidades ubicadas en el sector oriental del parque, como por ejemplo Isla Churuata e Isla Peniel, citadas en Martínez y López (2014 a) como usuarias de los recursos comunales del área protegida.

Según el estudio de Martínez y López (2014a) se demostró que dos comunidades Curripaco de la zona de amortiguación del PNN El Tuparro, si reconocen la disminución de especies cinegéticas y son conscientes de que se pueden agotar en el tiempo por sobreexplotación. Esto representa una ventaja para la aplicación del modelo. Por otra parte, el trabajo intercomunitario se facilita por la existencia de vínculos sociales y culturales en estas comunidades (Martínez y López 2014a).

## 4.6 Bibliografía

Altrichter, M. 2004. Factores que limitan el manejo comunitario de la fauna en zonas rurales del Chaco argentino. Libro de Resúmenes, VI Congreso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonía y Latinoamérica. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana UNAP, University of Kent, Canterbury y Wildlife Conservation Society (WCS). 125 pp.

Altrichter, M. 2005. The sustainability of subsistence hunting of peccaries in the Argentine Chaco. *Biological Conservation* 126:351-362.

Álvarez, M., Kravetz, F. 2004. Propuesta de aprovechamiento sustentable del carpincho (*Hydrochoerus hydrocaheris*, RODENTIA) en Argentina. En: Libro de resúmenes VI Congreso internacional sobre manejo de fauna silvestre en la amazonia y latinoamerica. Iquitos, Perú. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana (UNAP), Durrell Institute of Conservación and Ecology (DICE) y Wildlife Conservation Society (WCS). 125 pp.

Álvarez, J. Gestión comunal y territorio: lecciones aprendidas en la cuenca del Río Nanay para el manejo de la fauna silvestre amazónica. Libro de Resúmenes, VI Congreso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonía y Latinoamérica. Universidad Nacional de la Amazonía Peruana UNAP, University of Kent, Canterbury y Wildlife Conservation Society (WCS). 125 pp.

Aquino, R., Terrones, W., Navarro, R., Terrones, C. y Cornejo, F. 2009. Caza y estado de conservación de primates en la cuenca del río Itaya, Loreto, Perú. *Revista Peruana de Biología* 15(2): 033- 039.

Aracil J. 1986. *Introducción a la Dinámica de Sistemas*, Editorial Alianza. Madrid. 398 pp.

Arambiza, A., González, L., Ity, E., Guerrero, J. 2001. Estudio de los psitácidos (loros) sometidos a cacería por comunidades Guaraníes Izoceñas. En: Townsend, W., Rivero, K., Peña, C., Linzer, K (Editores). *Memorias del Primer Encuentro Nacional de Manejo de Fauna en Territorios Indígenas de Bolivia*. Publicaciones Proyectos de Investigación No. 25. PAF-BOL. Santa Cruz, Bolivia, 184 pp.

Archibold, G. 1993. Proyecto para el manejo de áreas silvestres de Kuna Yala. En: Unión Internacional para la Conservación Naturaleza (UICN) y Banco Interamericano de Desarrollo (BID). 1993. Parques y Progreso. IV Congreso Mundial de Parques y Áreas Protegidas. Caracas, Venezuela. Washington. USA. 258 pp.

Banchs, R., Moschione, F y Vaca, R. 2004. El aprovechamiento sustentable de especies silvestres es una estrategia válida para conservar la biodiversidad? El caso del proyecto Elé en Argentina. En: Libro de resúmenes VI Congreso internacional sobre manejo de fauna silvestre en la amazonia y latinoamerica. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana (UNAP), Durrell Institute of Conservación and Ecology (DICE) y Wildlife Conservation Society (WCS). Iquitos, Perú. 125 pp.

Barbarán, F. 2000. Análisis de sostenibilidad del uso comercial de tres especies de la fauna chaqueña: dimensiones ecológica, económica, social e institucional. Tesis Doctoral en Ciencias Biológicas. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Salta. Argentina. 195 pp.

Barbarán, F. 2003. Evaluación de la sostenibilidad del uso comercial de la fauna chaqueña: dimensiones ecológica, económica, social e institucional. En: Polanco-Ochoa, R (Ed). Manejo de Fauna Silvestre en Amazonía y Latinoamérica. Selección de trabajos V Congreso Internacional. CITES, Fundación Natura. Bogotá. Colombia. 446 pp.

Barona, A.B y Berman, E. 2005. Proceso de Consolidación de la Reserva de Biósfera El Tuparro. Unidad de Parques Nacionales Naturales de Colombia (UESPNN). Colombia.

Basurto, X. 2004. Como pueden comunidades pesqueras indígenas mantener un manejo sustentable en un marco de derechos de propiedad comunal? Lecciones aprendidas de la comunidad indígena Seri en México. En: Libro de resúmenes VI Congreso internacional sobre manejo de fauna silvestre en la amazonia y latinoamerica. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana (UNAP), Durrell Institute of Conservación and Ecology (DICE) y Wildlife Conservation Society (WCS). Iquitos, Perú. 125 pp.

Bennet, E.L y J. G. Robinson. 2000. Hunting of wildlife in tropical forest: implications for biodiversity and forest peoples. The World Bank: Environment Department Papers 76:1-42.

Bibby, C.J. y Alder, C. (eds). 2003. Manual de Proyectos de Conservación. Programa de Liderazgo de la Conservación, Cambridge, UK.

Bodmer, R. E. 1989. Frugivory in Amazonian Artiodactyla: evidence for the evolution of the ruminant stomach. J. Zool. (Lond.) 219: 457-467.

Bodmer, R.E. 1994. Managing wildlife with local communities in the Peruvian Amazon. The case of the Reserva Comunal Tamshiyacu- Tahuayo. Pp. 113-134. En: Natural connections: Perspectives in Community-based Conservation D. Western & R. M. Wright, (Eds). Island Press, Washington, D.C.

Bodmer, R. 2003. Evaluación de la sostenibilidad de la caza en los Neotrópicos: el modelo de cosecha unificado. En: Polanco-Ochoa, R (Ed). Manejo de Fauna Silvestre en Amazonía y Latinoamérica. Selección de trabajos V Congreso Internacional. CITES, Fundación Natura. Bogotá. Colombia. 446 pp.

Bodmer, R. E. 2004. La caza en los Bosques Neotropicales. Informe Taller Wildlife Conservation Society. Bolivia. 206 pp.

Bodmer, R.E., R. Aquino, P. Puertas, C. Reyes, T. Fang y N. Gottdenker. 1997. Manejo y uso sustentable de pecaríes en la Amazonía Peruana. Occasional Papers of the IUCN Species Survival Commission No.18.UICN-Sur, Quito. Ecuador y Secretaría CITES, Ginebra, Suiza.102 pp.

Borman, R., Quenema, A y Townsend, W. 2004. El programa del manejo de la fauna de los Cofanes del Río Aguarico, Ecuador. En: Libro de resúmenes VI Congreso internacional sobre manejo de fauna silvestre en la amazonia y latinoamerica. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana (UNAP), Durrell Institute of Conservation and Ecology (DICE) y Wildlife Conservation Society (WCS). Iquitos, Perú. 125 pp.

Brown, M y B. Wyckoff-Baird. 1992. El diseño de proyectos integrados de conservación y desarrollo. Programa de Apoyo a la Biodiversidad. WWF. The Nature Conservancy, Instituto de Recursos Mundiales. 79 pp.

Cabrera, M. 1993. Participación comunitaria y conservación de la biodiversidad en el sistema de Biotopos protegidos administrado por el centro de estudios Conservacionistas (CECON) en Guatemala. En: Unión Internacional para la Conservación Naturaleza (UICN) y Banco Interamericano de Desarrollo (BID). 1993. Parques y Progreso. IV Congreso Mundial de Parques y Áreas Protegidas. Caracas, Venezuela. Washington. USA. 258 pp.

Caughley, G. 1977. Analysis of vertebrate populations. John Wiley & Sons, New York. 234 pp.

Chiqueño, J., Chiqueño, M., Molina, J. 2001. Radiotelemetría de tatú (*Dasybus novemcinctus*) en la comunidad ayorea Poza Verde. En: Townsend, W., Rivero, K., Peña, C., Linzer, K (Editores). Memorias del Primer Encuentro Nacional de Manejo de Fauna en Territorios Indígenas de Bolivia. Publicaciones Proyectos de Investigación No. 25. PAF-BOL. Santa Cruz, Bolivia, 184 pp.

Correa, H. D, Ruiz, S. L. y Arévalo, L. M. (Eds) 2005. Plan de acción en biodiversidad de la cuenca del Orinoco – Colombia / 2005 - 2015 – Propuesta Técnica. Bogotá D.C.: Corporinoquia, Cormacarena, I.A.v.H, Unitrópico, Fundación Omacha, Fundación Horizonte Verde, Universidad Javeriana, Unillanos, WWF - Colombia, GTZ – Colombia. 273 pp.

Cuaron, A.D., 2000. A global perspective on habitat disturbance and tropical rainforest mammals. *Conservation Biology* 14:1574-1579.

De la Torre, M., Aguirre, G y Contreras, A. 2004. Propuesta de manejo de las poblaciones de tortugas (*Kinosternon leucostomum* y *Staurotypus triporcatus*) en el ejido La Margarita, Catemaco, Veracruz, México. En: Libro de resumenens VI Congreso internacional sobre manejo de fauna silvestre en la amazonia y latinoamerica.



Universidad Nacional de la Amazonia Peruana (UNAP), Durrell Institute of Conservation and Ecology (DICE) y Wildlife Conservation Society (WCS). Iquitos, Perú. 125pp.

Didyme, D. 2004. Establecimiento de una estrategia de manejo participativo con miras a la conservación y uso sostenible de la tortuga icotea (*Tracheys scripta callirostris*) por parte de la comunidad de Cotoca Arriba en la ciénaga de Baño. 2004. En: Libro de resúmenes VI Congreso internacional sobre manejo de fauna silvestre en la Amazonia y Latinoamérica. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana (UNAP), Durrell Institute of Conservation and Ecology (DICE) y Wildlife Conservation Society (WCS). Iquitos, Perú. 125pp.

Dirzo, R y A. Miranda. 1990. Contemporary Neotropical defaunation and forest structure, function and diversity: a sequel to J.W. Terborgh. *Conservation Biology* 4(4): 444-447.

Dubost, G., O. Henry y P. Comizzoli. 2005. Seasonality of reproduction in the three largest terrestrial rodents of French Guiana forest. *Mammals Biology* 70 (2):93–109.

Forrester, J.W. 1961. *Industrial Dynamics*. Cambridge, Mass., US, The MIT Press.

Fontúrbel, F y Richard, E. 2004. Propuesta de producción sostenible e industrialización de *Telmatobius culeus* (ANURA, Leptodactylidae): Hacia el manejo y la conservación de especies endémicas que apoyen al desarrollo sostenible en el lago Huiñaimarca (Bolivia). En: Libro de resúmenes VI Congreso internacional sobre manejo de fauna silvestre en la Amazonia y Latinoamérica. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana (UNAP), Durrell Institute of Conservation and Ecology (DICE) y Wildlife Conservation Society (WCS). Iquitos, Perú. 125 pp.

Gavin, M.C. 2007. Foraging in the fallows: Hunting patterns across a successional continuum in the Peruvian Amazon. *Biological Conservation* 134: 64-72.

Gómez, B. 2010. Densidad y áreas de ocupación del pecarí de collar (*Pecari tajacu*) y su relación con el hábitat en el Parque Nacional Natural Tuparro y la Reserva Natural

Puinawai. Tesis de Maestría en Ciencias, Línea Conservación y Manejo de Vida Silvestre. Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Ciencias, Bogotá, Colombia. 138 pp.

González, J. 2003. Patrones generales de caza y pesca en comunidades nativas y asentamientos de colonos aledaños a la Reserva Comunal Yanasha, Pasco, Perú. En: Polanco-Ochoa, R (Ed). Manejo de Fauna Silvestre en Amazonía y Latinoamérica. Selección de trabajos V Congreso Internacional. CITES, Fundación Natura. Bogotá. Colombia. 446 pp.

González, 2006. Reglas de manejo, percepciones y estado del recurso piangua (*Anadara tuberculosa*): Caso Asconar, Tumaco, Nariño (Colombia). Tesis de Pregrado Ecología. Pontificia Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Estudios Ambientales y Rurales. Bogotá. Colombia. 89 pp.

Gottdenker, N., y R. E. Bodmer. 1998. Reproduction and productivity of white-lipped and collared peccaries in the Peruvian Amazon. J. Zool., Lond. 245:423-430.

Grant W, E., S. L. Marin, E.K. Pedersen. 2001. Ecología y manejo de los recursos naturales: Análisis de los sistemas de simulación. Editorial Agroamericana. Instituto Interamericano de Cooperación para la agricultura (IICA). Costa Rica.

Hellgren, E. C., D.R. Synatzke, P.W. Oldenberg, y F.S. Guthery. 1995. Demography of a collared peccary population in South Texas. Journal of Wildlife Management 59:153-163.

Henry, O. 1994. Caractéristiques et variations saisonnières de la reproduction de quatre mammifères forestiers terrestres de Guyane française: *Oryzomys capito velutinus*, *Proechimys cuvieri*, *Dasyprocta leporina*, *Tayassu tajacu*. Influence de l'âge, des facteurs environnementaux et de l'alimentation. Diss. thesis, Université Paris 7, France.

Ino, C., Suárez, L. 2001. Conteo de taitetú (Pecari tajacu) en el territorio indígena Sirionó. En: Townsend, W., Rivero, K., Peña, C., Linzer, K (Editores). Memorias del Primer Encuentro Nacional de Manejo de Fauna en Territorios Indígenas de Bolivia. Publicaciones Proyectos de Investigación No. 25. PAF-BOL. Santa Cruz, Bolivia, 184 pp.

Krebs, J. 1985. Ecología, estudio de la distribución y la abundancia. Segunda Edición. Harper y Row Publishers. 753 pp.

Leopold, A. 1933 Game management. Charles Scribner's Sons, New York. 481 pp.

Lichtenstein, G., Oribe, F., Grieg-Gran, M y Mazzucchelli, S. 2002.

Loja, J y Ascorra, C. 2004. Implementación y monitoreo de planes de manejo de fauna silvestre en Tambopata. 2004. En: Libro de resúmenes VI Congreso internacional sobre manejo de fauna silvestre en la amazonia y latinoamerica. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana (UNAP), Durrell Institute of Conservación and Ecology (DICE) y Wildlife Conservation Society (WCS). Iquitos, Perú. 125 pp.

Ludwig, D., R. Hilborn y C. J. Walters. 1993. Uncertainty, resource exploitation and conservation: lessons from history. Science 260: 17-36.

Martínez, M., y López, H. F. 2014a. Manejo de la Cacería de Subsistencia en comunidades indígenas Piaroa y Curripaco en la Reserva de Biósfera el Tuparro (RBT) – Vichada. Capítulo 1. Tesis de grado Maestría en Ciencias, Biología. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.

Martínez, M., y López, H. F. 2014b. Caracterización de la Cacería de Subsistencia de Mamíferos en el Sector Oriental de la Reserva de Biósfera el Tuparro (RBT) – Vichada. Capítulo 2. Tesis de grado Maestría en Ciencias, Biología. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.

Martínez, M., y López, H. F. 2014c. Efecto de un gradiente de caza sobre la densidad y abundancia de las poblaciones de mamíferos cinegéticos en el sector oriental del PNN Tuparro, Vichada. Capítulo 3. Tesis de grado Maestría en Ciencias, Biología. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá.

Mazzuchelli, S y B. O. Von Halle, 2000. Community wildlife management in South America. A regional review. Evaluating Eden Series. Discussion paper No. 8. IIDE. 145 pp.

Mendoza, H. 2007. Vegetación. 53-83 p. En: Villarreal-Leal, H. y Maldonado-Ocampo J. (comp.). 2007. Caracterización biológica del Parque Nacional Natural El Tuparro (Sector noreste), Vichada, Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C., Colombia. 292 pp.

Mendoza, F., Leños, F., Cuéllas, R. 2001. Monitoreo de cacería en las comunidades Izozog. En: Townsend, W., Rivero, K., Peña, C., Linzer, K (Editores). Memorias del Primer Encuentro Nacional de Manejo de Fauna en Territorios Indígenas de Bolivia. Publicaciones Proyectos de Investigación No. 25. PAF-BOL. Santa Cruz, Bolivia, 184 pp.

Mesa, E. 2005. Análisis de la Dinámica de Poblaciones Silvestre de Chiguiros *Hydrochaeris hydrochaeris* (Linneaus, 1766) como herramienta de manejo hacia el aprovechamiento sostenible. Tesis de grado presentada para optar el título de Magister en Manejo y Conservación de Vida Silvestre. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá. 191 pp.

Moure, A. 2001. Propuesta de indicadores para la evaluación de factores que inciden en la sostenibilidad de la cacería de subsistencia en Colombia. Tesis de Maestría en gestión Ambiental para el Desarrollo Sostenible, Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá.

Moure, A. 2003. Evaluación de factores que inciden en la sostenibilidad de la cacería de subsistencia en Colombia. En: Polanco-Ochoa, R (Ed). Manejo de Fauna Silvestre en Amazonía y Latinoamérica. Selección de trabajos V Congreso Internacional. CITES, Fundación Natura. Bogotá. Colombia. 446 pp.

Naranjo, E.J. y R.E. Bodmer. 2007. Source-sink systems and conservation of hunted ungulates in the Lacandon Forest. *Biological Conservation* 138:412-420.

Noss, A. J y R. L. Cuéllar. 2008. La sostenibilidad de la cacería de *Tapirus terrestris* y de *Tayassu pecari* en la tierra comunitaria de origen isoso: El modelo de cosecha unificado. *Neotropical*, 15(2):241-252.

Oates, J. F., W, Abedi-Lartey., T.T. McGraw., y G.H. Whiteside. 2000. Extinction of a west African red colobus monkey. *Conservation Biology* 14 (5):1526-1532.

Ojasti, J. 2000. Manejo de Fauna Silvestre Neotropical. SI/MAB Series # 5. Smithsonian Institution/MAB Biodiversity Program, Washington D.C.

Ostron, E. 2000. El gobierno de los bienes comunes. La evolución de las instituciones de acción colectiva. Solar, servicios editoriales. México, 395 pp.

Parques Nacionales Naturales de Colombia. 2005. Línea Base para la Planeación del Manejo del Parque Nacional Natural El Tuparro. Dirección Territorial Amazonía-Orinoquia (DTAO). 117 pp.

Patiño, O., Berman, E., Villarraga, A., Rodríguez, A., Rodríguez, J., Ramírez, R y Alvarado, B. 2005. Línea base para la planeación del manejo Parque Nacional Natural El Tuparro. Informe. Unidad de Parques Nacionales Naturales. Colombia.

Parques Nacionales Naturales de Colombia. 2001. Política de Participación Social en la Conservación. Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales de Colombia, Ministerio del medio Ambiente. Bogotá, 83 pp.

Patrimonio Natural y Fundación Puerto Rastrojo. 2007. Propuesta de Ordenamiento Ambiental Preliminar de la reserva de la Biósfera El Tuparro. Serie Documentos de Trabajo XXIII. Convenio Patrimonio Natural-Fundación Puerto Rastrojo. 33 pp.

Peres, C.A., 2000. Evaluating the impact and sustainability of subsistence hunting at multiple Amazonian forest sites. En Robinson, J.G., Bennett, E.L. (editores). Pp. 31- 56. Hunting for Sustainability in Tropical Forests. Columbia University Press, New York.

Pesci, R., Pérez, J y Pesci, L. 2007. Proyectar la Sustentabilidad. Enfoque y Metodología FLACAM para Proyectos de Sustentabilidad. Colección Sustentable No. 2. Editorial CEPA. Buenos Aires, Argentina. 286 pp.

Prescott- Allen. R y C. Prescott- Allen. 1996. An initial procedure for assessing the sustainability of uses of wild species. Pp 102-115 en Prescott Allen.R y C. Prescott Allen (editores). Assessing the sustainability of uses of wild species. Case studies and initial

assessing procedure. Occasional paper of the IUCN Species Survival Commission No. 12.IUCN.

Ramos, P. 2004. Conservación de recursos de uso comunitario desde la perspectiva de género. Caso Costa Pacífica Nariñense. Parque Nacional Natural Sanquianga. Trabajo de grado en Ecología. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Estudios Ambientales y Rurales. Bogotá. Colombia. 81 pp.

Robinson, J.G y K.H. Redford. 1991. Sustainable Harvest of Neotropical Forest Mammals. Pp. 415-429 en Robinson, J.G y K. H. Redford, editores. Neotropical Wildlife Use and Conservation. University of Chicago Press, Chicago.

Robinson J.G y K.H. Redford. 1997. Cosecha sostenible de mamíferos forestales neotropicales. Pp. 485-501. En J.G.Robinson, K.H Redford y J.E. Rabinovich (eds) 1997. Uso y conservación de vida silvestre neotropical. Sección de obras de ciencia y tecnología. Fondo de Cultura Económica. México.

Robinson, J. G, y R. E. Bodmer. 1999. Hacia el Manejo de la Vida Silvestre en los Bosques Tropicales. Pp. 15-26 en Fang, T., O. Montenegro y R. Bodmer, editores. Manejo y Conservación de Fauna Silvestre en América Latina. Editorial Instituto de Ecología, La Paz, Bolivia. 495 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.

Rodríguez, C y Van der Hammen, M. 2003. Manejo indígena de la fauna en el bajo y medio río Caquetá (Amazonia colombiana). Tradición, transformaciones y desafíos para su uso sostenible. En: Polanco-Ochoa, R (Ed). Manejo de Fauna Silvestre en Amazonía y Latinoamérica. Selección de trabajos V Congreso Internacional. CITES, Fundación Natura. Bogotá. Colombia. 446 pp.

Rojas, G. 2004. Experiencias de la UPC Yacu Tayta en el aprovechamiento de *Arapaima gigas* –Paiche- en la Cocha el Dorado, cuenca Yanayacu Pucate/ Reserva Nacional Pacaya Samiria. 2003. En: Libro de resúmenes VI Congreso internacional sobre

manejo de fauna silvestre en la amazonia y latinoamerica. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana (UNAP), Durrell Institute of Conservación and Ecology (DICE) y Wildlife Conservation Society (WCS). Iquitos, Perú. 125Pp.

Sirén, L.K, Hamback, P y Machoa, J. 2003. Including spatial heterogeneity and animal dispersal when evaluating hunting: a model analysis and an empirical assessment in an Amazonian community. *Conservation Biology* 18 (5):1315–1329.

Sowls, L. K. 1984. *The peccaries*. Tucson, AZ: University of Arizona Press.

Terborgh, J.W. 1988. The big things that run the world: a sequel to E.O. Wilson. *Conservation Biology* 2 (4): 402 - 403.

Timm, R., Lieberman, D., Lieberman, D. McClearn M. 2009. Mammals of Cabo Blanco: History, diversity, and conservation after 45 years of regrowth of a Costa Rican dry forest. *Forest Ecology and Management* 258: 997–1013.

Tipton A. R. 1987. Modelos Matemáticos en la gestión de Vida Silvestre. Pp. 223-232 en R. Rodríguez (editores). *Manual de técnicas de gestión de vida silvestre*. The Wildlife Society. Bethesda, Maryland.

Torres, L. 2004. Percepción y uso de la fauna en la zona norte de la Serranía de los Paraguas (Municipio del El Cairo- Valle del Cauca, Colombia. En: Libro de resúmenes VI Congreso internacional sobre manejo de fauna silvestre en la amazonia y latinoamerica. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana (UNAP), Durrell Institute of Conservación and Ecology (DICE) y Wildlife Conservation Society (WCS). Iquitos, Perú. 125pp.

Townsend, W., Rivero, K., Peña, C., Linzer, K (Editores). 2001. *Memorias del Primer Encuentro Nacional de Manejo de Fauna en Territorios Indígenas de Bolivia*. Publicaciones Proyectos de Investigación No. 25. PAF-BOL. Santa Cruz, Bolivia, 184 pp.

Trespacios, O y Grupo de cazadores del El Valle. 2004. Uso y manejo de fauna en la cuenca del Río Valle, Chocó, Colombia. Libro de Resúmenes, VI Congreso Internacional sobre Manejo de Fauna Silvestre en la Amazonía y Latinoamérica. Universidad Nacional

de la Amazonía Peruana UNAP, University of Kent, Canterbury y Wildlife Conservation Society (WCS). 125 pp.

Ulloa, A., H. Torgler., y C. Campos. 1996. Conceptos y metodologías para preselección y análisis de alternativas de manejo de fauna de caza con indígenas embera en el Parque Nacional Natural de Utría, PNNU, Chocó, Colombia, Pp 19-48 en Campos, R., A. Ulloa, y H. Torgler (editores). Manejo de Fauna con Comunidades Rurales. Bogotá, Colombia.

Unión Internacional para la Conservación Naturaleza (UICN) y Banco Interamericano de Desarrollo (BID). 1993. Parques y Progreso. IV Congreso Mundial de Parques y Áreas Protegidas. Caracas, Venezuela. Washington. USA. 258 pp.

Unión Mundial para la Naturaleza (UICN). 1996. Experiencias de Manejo de Vida Silvestre en Centroamérica. Pequeños proyectos, grandes lecciones. Programa Regional de Manejo de Vida Silvestre. San José, Costa Rica. 101. pp.

Universidad Nacional de Colombia y Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales. 2006. Plan de Investigaciones del Parque Nacional Natural y Reserva de Biósfera El Tuparro. Bogotá 232 pp.

Van Pelt, M.J., A. Kuyvenhoven y P. Nijkamp 1990. Project appraisal and sustainability: methodological changes. Project Appraisal 5(3): 139-158.

Vargas, N. 2003. Coevolución de los sistemas cultural, legal y económico alrededor de la cacería: La cacería en Encino y Mogotes, Santander. Trabajo de Grado, Tesis de Maestría en Gestión Ambiental. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Estudios Ambientales y Rurales. Bogotá, Colombia. 136 pp.

Villarreal, H. 2007. Contexto y área de estudio. 25-38 p. En: Villarreal-Leal, H. y Maldonado-Ocampo J. (comp.). 2007. Caracterización biológica del Parque Nacional Natural El Tuparro (Sector noreste), Vichada, Colombia. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá D. C., Colombia. 292 pp.

Wilkie, D.S., B. Curran., R. Tshombe., y G. Morelli. 1998. Modeling the Sustainability of Subsistence Farming and Hunting in the Ituri Forest of Zaire. Conservation Biology 12:137-147.



Winterhalder, B y Lu, F. 1997. A Forager-Resource Population Ecology Model and Implications for Indigenous Conservation. *Conservation Biology* 11(6):1354-1364.

Zamudio, F., Bello, E., Estrada, E. 2004. Cacería y conocimiento ecológico maya del cocodrilo del pantano (*Crocodyus moreletii* BRIBON & DUMERIL, 1951) en Quintana Roo, México. En: Libro de resúmenes VI Congreso internacional sobre manejo de fauna silvestre en la amazonia y latinoamerica. Iquitos, Perú. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana (UNAP), Durrell Institute of Conservation and Ecology (DICE) y Wildlife Conservation Society (WCS). 125pp.

Zapata, G. 2001. Sustentabilidad de la cacería de subsistencia: el caso de cuatro comunidades quichuas en la Amazonía nororiental ecuatoriana. *Mastozoología Neotropical / Journal of Neotropical Mammalogy* 8 (1):59-66.

Zapata-Ríos, G., Urgilés, C., Jorgenson, J. 2004. Estrategias comunitarias de manejo de fauna silvestre en cuatro comunidades Shuar de la Amazonía Ecuatoriana. En: Libro de resúmenes VI Congreso internacional sobre manejo de fauna silvestre en la amazonia y latinoamerica. Iquitos, Perú. Universidad Nacional de la Amazonia Peruana (UNAP), Durrell Institute of Conservation and Ecology (DICE) y Wildlife Conservation Society (WCS). 125 pp.

## Anexos

**Anexo 1.** Fortalezas, Oportunidades, Debilidades y Amenazas para la aplicación del modelo de sostenibilidad de la cacería de subsistencia en el sector oriental del PNN El Tuparro.

	<b>Tema de análisis</b>	<b>Biológico</b>	<b>Social</b>	<b>Institucional</b>
<b>Fortalezas</b>	<b>Métodos</b>	F1. Los componentes del modelo conceptual pueden ser empleados directamente para la formulación de indicadores de monitoreo los cuales son fundamentales para medir los procesos de conservación en el PNN El Tuparro. El submodelo sugiere el monitoreo de Indicadores de Estado de las poblaciones al requerir un muestreo sistemático para estimar el estado poblacional de las especies de mamíferos cinegéticos.	F2. Los componentes del modelo conceptual pueden ser empleados directamente para la formulación de indicadores de monitoreo los cuales son fundamentales para medir los procesos de conservación en el PNN El Tuparro. El submodelo sugiere el monitoreo de Indicadores de Presión al evaluar la extracción real dada por la cacería de subsistencia realizada por las comunidades indígenas.	F3. Los componentes del modelo conceptual pueden ser empleados directamente para la formulación de indicadores de monitoreo los cuales son fundamentales para medir los procesos de conservación en el PNN El Tuparro. El submodelo sugiere el diseño de Indicadores de Respuesta al proponer el seguimiento de los acuerdos de uso sostenible de los ungulados con las comunidades indígenas.
		F4. Especies de ungulados fácilmente identificables en campo de forma directa o indirecta.	F5. Alta capacidad de relacionamiento del equipo del parque con las comunidades indígenas.	

	<b>Materia prima</b>	F6. Existen dos estudios poblacionales de especies de interés cinegético en el parque.	F7. Existe un estudio de patrones de cacería en el parque con comunidades de la zona de amortiguación.	F8. Existencia del programa de Prevención, Vigilancia y Control para vigilar la cacería de subsistencia y coordinar el control de la cacería comercial.
	<b>Medio ambiente</b>	F9. Especies de ungulados amenazadas a nivel nacional, lo que puede despertar mayor interés para realizar programas de investigación y conservación en el parque ya que allí están siendo cazadas.	F10. Relacionamiento con algunas comunidades indígenas dado por los acuerdos de uso de la pesca de subsistencia, lo cual puede favorecer el desarrollo de acuerdos sobre la cacería de subsistencia incluso con otras comunidades.	
			F11. El parque proporciona un servicio ambiental a nivel binacional, dado por el suministro de proteína derivada de la carne de monte.	
		F12. El estudio de la cacería en Parques Nacionales Naturales está relacionado con la línea de Monitoreo e Investigación y con la línea de Prevención, Vigilancia y Control.		
		F13. La cacería es un tema que puede ser posicionado de forma puntual como un Objetivo Estratégico del Plan de Manejo del PNN El Tuparro, debido a que este último actualmente se encuentra en estado de reformulación.		
		F14. EL PNN El Tuparro es la única área protegida en la Orinoquia Colombiana.		
		F15. El tema de uso sostenible está incluido en el segundo objetivo de conservación del parque.		
		F16. El tema de uso sostenible está determinado como prioritario en el Plan de Investigaciones del parque.		
				F17. Tres

				comunidades indígenas ya reconocen la importancia de trabajar con el parque a favor de la conservación de la fauna silvestre.
	<b>Medios</b>			F18. Existe un Régimen Sancionatorio Ambiental como instrumento legal para el cumplimiento de la normatividad ambiental, lo cual puede facilitar el control de la cacería comercial.
	<b>Mano de obra</b>	F19. Alta capacidad para entrenar al equipo operativo del parque en los métodos en campo para el monitoreo de los ungulados.		
		F20. El parque tiene una tendencia positiva en el número de personas contratadas y en las líneas de trabajo establecidas: gestión interinstitucional, educación ambiental y prevención, vigilancia y control.		
<b>Debilidades</b>	<b>Métodos</b>	D1. Baja probabilidad de detección en las unidades de manejo principalmente de la danta y de los cerdos de monte.	D2. Desconocimiento de las tasas totales de extracción de mamíferos en el parque.	D3. Limitaciones logísticas y presupuestales para realizar los recorridos de PVC.
		D4. Limitaciones		

		logísticas y presupuestales para realizar monitoreo de ungulados en el sector oriental del parque.		
		D5. Falta de conocimiento sobre la biología reproductiva de las especies y la capacidad de carga en el parque.		
	<b>Materia prima</b>		D6. No hay información previa sobre cacería de subsistencia en el parque.	D7. Actualmente no hay acciones de control sobre la cacería comercial y la vigilancia solo cubre el 11% de las embarcaciones que se movilizan al interior del parque.
	<b>Medio ambiente</b>	D8. Vedas ocasionales de algunas zonas del sector oriental del parque por asuntos de orden público que eventualmente pueden afectar el monitoreo.	D9. Muy bajo porcentaje de comunidades indígenas visitadas y con preacuerdos de uso establecidos con el parque.	D10. Zonas del sector oriental del parque no vigiladas.
			D11. Falta de interés de algunas comunidades indígenas para establecer acuerdos de uso con el parque.	

		D12. Aunque la cacería de subsistencia es un tema que se ha trabajado en otros parques, en el PNN El Tuparro no ha sido oficializado por medio de acuerdos de uso.		
		D13. Establecimiento de cultivos ilícitos que propician la caza ilegal.		
	<b>Medios</b>	D14. Deficiencia en los medios de transporte para realizar los recorridos bajo un monitoreo sistemático	D15. Deficiencia en los medios de transporte para realizar acompañamientos a las jornadas de caza.	D16. Limitantes en la capacidad de desplazamiento para verificar el cumplimiento de los acuerdos de uso.
			D17. Limitada capacidad logística para hacer un seguimiento de la cosecha real y para cuantificar las fuentes de proteína complementarias.	
	<b>Mano de obra</b>	D18. Falta de personal para realizar los recorridos bajo un monitoreo sistemático.	D19. Falta de personal para realizar acompañamiento a las jornadas de caza.	
<b>Oportunidades</b>	<b>Métodos</b>	O1. Los mamíferos son uno de los grupos faunístico más cazados en los bosques Neotropicales.		
		O2. Actualmente se ha aumentado el uso de modelos en el tema de cacería para direccionar el manejo de las poblaciones silvestres.		
		O3. Existen las bases metodológicas y conceptuales para el estudio de la sostenibilidad de la cacería.		
		O4. Sistemas de monitoreo de mamíferos como componente importante del Plan de Manejo de la Reserva de la Biósfera el Tuparro.	O5. El uso de peces por parte de las comunidades indígenas puede ayudar a disminuir la presión de cacería, favoreciendo la sostenibilidad de las poblaciones de mamíferos.	O6. Comunidades indígenas bien organizadas estructuralmente en cabildos y juntas comunales, lo que facilita el establecimiento de acuerdos de uso.

			O7. Iniciar los acuerdos de uso sobre la cacería de subsistencia con las comunidades y el parque.	
<b>Medio ambiente</b>	O8. Debido al crecimiento de las poblaciones humanas y a la consecuente disminución de los recursos faunísticos, el uso sostenible ha sido un tema de conservación de gran importancia desde el nivel internacional hasta el local.			
	O9. El estudio de la sostenibilidad de la cacería puede favorecer la participación de las comunidades locales, lo cual lo convierte en una verdadera herramienta para la conservación.			
	O10. Área de estudio identificada como prioridad de conservación para la cuenca del Río Orinoco.			
	O11. La mayoría de los estudios sobre sostenibilidad de la cacería se han centrado principalmente en las selvas húmedas tropicales, por lo tanto abordar este tema en las sabanas tropicales es de especial interés.			
		O12. Grandes vacíos de información sobre poblaciones de mamíferos a nivel de la Cuenca de Orinoco que requieren ser estudiados.	O13. Interés de algunas comunidades en trabajar con el parque.	
<b>Medios</b>	O14. Financiación para la Línea Base del PNN El Tuparro por medio del Fondo de Acción Ambiental para la Niñez, donde se incluye el tema de uso de especies cinegéticas.	O15. Financiación para Reservas Mundiales de Biosfera y en ellas la Reserva de Biosfera el Tuparro por parte de la UNESCO para proyectos de biodiversidad donde se incluye el uso del recurso hidrobiológico por comunidades indígenas.	O16. Conocimiento local de las especies de ungulados para apoyar el desarrollo de acuerdos de uso.	
		O17. Tenencia de otras fuentes de proteína en las comunidades.		
<b>Mano de obra</b>	O18. Interés por parte de investigadores y universidades para trabajar en el parque.			

<b>Amenazas</b>	<b>Métodos</b>		A1. Falta de información sobre la extracción de los recursos faunísticos por las comunidades indígenas que usan el parque para la cacería.	
		A2. Cacería ilegal no controlada realizada en el parque que provocaría una subestimación en los resultados obtenidos por el modelo.		
	<b>Materia prima</b>			A3. Actividades ilícitas que dificultan las actividades de Prevención, Vigilancia y Control en el parque y propician tránsito de personas al interior del parque que a su vez pueden ejercer la cacería.
	<b>Medio ambiente</b>	A4. Ingreso ilegal de personas a las unidades de manejo.	A5. Presencia de centros urbanos venezolanos cerca al parque, que pueden aumentar la demanda de carne de monte.	A6. Ausencia de soberanía nacional colombiana que facilita el ingreso descontrolado de venezolanos al interior del parque.
			A7. Los subsidios y ayudas del gobierno venezolano facilitan la provisión de bongos y consecución de armas que pueden facilitar la cacería.	



			<p>A8. Las comunidades indígenas quieren adquirir Direct tv, plantas, viajes. Esto puede incentivar la caza comercial.</p>	<p>A9. La mayoría de las personas que ingresan al parque pertenecen a asentamientos y comunidades indígenas de Venezuela.</p>
			<p>A10. Dificultades en determinar el acceso al parque por ser un territorio ancestral. Comunidades compuestas con indígenas, colonos, mestizos, que dificultan el determinar los actores que tiene acceso al uso de los recursos del parque.</p>	<p>A11. Muchas comunidades indígenas y asentamientos humanos en su mayoría de Venezuela, ubicados en la zona de amortiguación del parque, que hacen y quieren hacer uso de sus recursos.</p>
				<p>A12. Cacería comercial que es ilegal en el parque y difícilmente controlable.</p>
				<p>A13. Los pobladores locales saben las debilidades en las labores de control del parque.</p>
			<p>A14. Comunidades indígenas venezolanas con más beneficios obtenidos por los recursos del parque, comparadas con las comunidades</p>	<p>A15. Cacería ilegal que desmotiva los acuerdos de uso.</p>

			colombianas.	
			A16. Crecimiento demográfico de las comunidades indígenas.	A17. Falta de sentido de pertenencia por el parque por parte de las comunidades locales y otros actores claves, lo cual afecta la sostenibilidad de la cacería.
			A18. Falta de voluntad de algunas comunidades indígenas y otros actores claves para trabajar coordinadamente con el parque.	
	<b>Medios</b>			A19. Las instituciones encargadas del manejo de los recursos naturales como la Policia, el Ejercito y la Armada Nacional tienen limitaciones presupuestales para acceder al parque y realizar acciones de control sobre la cacería ilegal.

## 5. Síntesis

El presente trabajo hace referencia a la conservación y uso de la biodiversidad de mamíferos en la orinoquia colombiana, enfocado en la cacería de subsistencia de mamíferos como uno de los grupos más presionados por dicha actividad en los Bosques Tropicales (Redford y Robinson, 1987; Vickers, 1991; Mena *et al.*, 2000).

A nivel de biodiversidad se evidenció la disminución poblacional de especies cinegéticas como *T. terrestris* y *M. gouazoubira* a partir del conocimiento local de personas de tres comunidades indígenas de las etnias Curripaco y Piaroa de la RBT (Capítulo 1). Se obtuvo información biológica en cuanto a densidad y abundancia de 11 especies de mamíferos grandes y medianos de la Orinoquia colombiana en ecosistema de sabana tropical (Capítulo 3). Se estudió la susceptibilidad de dichas especies por medio de la variación de parámetros poblacionales, en un gradiente de presión de cacería en el sector oriental del PNN El Tuparro (Capítulo 3). Se identificó el estado poblacional de especies cinegéticas dado por el conocimiento local de habitantes de la RBT y por medio de la evaluación de su abundancia y densidad en el sector oriental del PNN El Tuparro (Capítulo 1 y 3). Se indicó que además de la presión de cacería que se puede estar presentando en el parque para las especies cinegéticas, sus bajas densidades naturales debido a los suelos pobres en nutrientes de la Orinoquia, pueden aumentar su vulnerabilidad (Capítulo 3). Se propuso incluir el tema de monitoreo de mamíferos como una línea temática del PNN El Tuparro, muy importante para el desarrollo de su plan de manejo (Capítulo 4).

Respecto al uso de la biodiversidad se identificaron reglas de uso no formal en dichas comunidades como elementos claves para el manejo de recursos, principalmente en un territorio de libre acceso como es el caso del PNN El Tuparro (Capítulo 1). El papel del PNN El Tuparro como institución formal, no debe ser prohibitivo ni considerar un régimen sancionatorio para las comunidades indígenas, sino más bien debe ser un mecanismo de

cohesión entre las comunidades que ayude a promover los acuerdos de uso y favorezca un ordenamiento territorial (Capítulo 1 y 4).

La cacería es un mecanismo que puede alterar la biodiversidad, disminuyendolas poblaciones de ciertas especies de mamíferos hasta el punto de extinguirse (Primak 1995). Los resultados obtenidos respecto al uso de la biodiversidad por las comunidades Piaroa y Curripaco no indicaron si el uso actual de los mamíferos es o no sostenible, pero evidenciaron acciones y mecanismos que el PNN El Tuparro puede fortalecer para direccionar un buen manejo del recurso (Capítulo 1). Se caracterizó la actividad de cacería de subsistencia realizada por comunidades Piaroa y Curripaco a partir de un recuento anual y por medio de registros de caza tomados durante tres meses, lo cual en términos generales fue similar a lo encontrado en otras comunidades de las mismas etnias en la Orinoquía (Capítulo 1 y 2). Esta información permitió responder preguntas claves para el manejo del recurso faunístico en la RBT, como que especies, donde, cuando y cómo se están cazando. Se consideró que la viabilidad del modelo depende en gran parte del funcionamiento de sus componentes social e institucional, dado por la implementación y cumplimiento de los acuerdos de uso de la fauna cinegética entre el parque y las comunidades locales (Capítulo 4).

El uso sostenible de fauna silvestre fue propuesto dentro de la línea de Conservación, Uso y Manejo de la Biodiversidad y Desarrollo Sostenible en el Plan de Investigaciones del parque (Universidad Nacional de Colombia y UAESPNN 2006). El conocer el nivel del uso actual de los recursos faunístico posibilita el elaborar un plan de manejo en términos de sostenibilidad (Puertas *et al.*, 2003).

En cuanto a la participación social, se conocieron las perspectivas de manejo de la fauna de una comunidad Piaroa ubicada en la zona de desarrollo sostenible de la RBT y dos Curripaco próximas a su zona núcleo; ambas indicaron la necesidad de que el PNN El Tuparro y otras autoridades competentes controlen y regulen la actividad de la cacería en la Reserva (Capítulo 1 y 4). Se incluyó el conocimiento local y ecológico de las especies cinegéticas de la RBT como elementos claves para su manejo (Capítulo 1). El reconocimiento de la gestión de la fauna no puede ser un asunto asumido y entendido solo desde el aspecto técnico, sino que debe considerar otras perspectivas como la socioeconómica, cultural e institucional, pero ante todo pretende hacer un recocimiento

del nivel micro de decisiones en el que se garantiza el éxito o fracaso de las políticas de gestión (Vargas 2003)

El presente trabajo puede aportar información para los componentes de Diagnóstico (Capítulos 1, 2 y 3), Ordenamiento (Capítulos 1 y 2 y 3) y Plan Estratégico (Capítulo 4), como elementos básicos para la reformulación del Plan de Manejo del PNN El Tuparro.

Finalmente como experiencia en el desarrollo de mi tesis de maestría cabe mencionar varios aspectos que pueden servir como experiencia para futuros trabajos. En primer lugar, el planteamiento de temas relacionados con el uso de la biodiversidad es muy complejo, depende de tener previamente un amplio conocimiento del contexto local, de la zona de estudio y de las comunidades para postular una propuesta realista y útil. Las necesidades locales no siempre se ajustan a las metodologías convencionales para el manejo de los recursos. Así en la RBT, y especialmente en su zona núcleo, lo más importante no es aplicar un modelo que nos indique si los mamíferos están siendo usados de forma sostenible o no sostenible, sino reconocer y promover las buenas formas de manejo que realizan las comunidades locales, de las cuales finalmente depende el futuro de los mamíferos.

Es muy importante que el investigador tenga un reconocimiento por parte de las comunidades en las cuales va a trabajar, con el fin de obtener información confiable y más aún en este caso donde el tema de la cacería no había sido oficializado en el parque. Este reconocimiento surge con el tiempo y con la vivencia de experiencias cotidianas que no sólo se refieren al tema de estudio. Lo anterior también fue planteado como una lección metodológica por Tovar (2008) en un contexto similar, para el diseño de estrategias de manejo de fauna silvestre.

El desarrollo de este trabajo abarcó varios años de estudio, donde inicié como investigadora externa al parque e intenté generar un ambiente de confianza para que los cazadores de las comunidades de Curripaco manifestaran como era su cacería en un territorio de prohibición, en el PNN El Tuparro. Sólo después de ser parte del equipo del parque como contratista y trabajar como coordinadora de la línea de Prevención, Vigilancia y Control por dos años y medio, pude dimensionar el tema de la cacería y comprender que su manejo estaba más allá de establecer modelos de cosechas sostenibles considerando un contexto social e institucional. Esta experiencia fue clave

para ajustar el modelo a través del tiempo y para realizar un producto verdaderamente útil para el parque y las comunidades. Por tanto el desarrollo de esta tesis de Maestría requería más que tener unas metodologías establecidas a priori, estar inmersa en el manejo de un área protegida que se articula en un contexto regional con una Reserva de Biósfera de importancia mundial.

## 6.Recomendaciones

- El uso de los recursos faunísticos del parque esta dado por otras comunidades indígenas ubicadas principalmente en Venezuela, por lo que es importante realizar la mismas investigaciones consideradas en los capítulos 1 y 2 con las comunidades de Pedro Camejo, Montaña Fría, Barranco Rosado y Puerto de Monataña Fría, las cuales tienen cierto nivel de relacionamiento con el Parque.
- El PNN El Tuparro, dentro de sus objetivos estratégicos debe considerar un apoyo técnico para promover las acciones y reglas no formales de manejo de las comunidades. Por ejemplo con el apoyo en la realización de calendarios de caza con la comunidad Piaroa y con la implementación de alternativas sostenibles como la cría de peces, en el caso de los Curripaco. En ambos casos es útil más que un componente de educación ambiental, realizar talleres donde se reivindicquen practicas de manejo sostenibles por parte del parque como por las comunidades.
- Debido a las limitaciones en la técnica de muestreo de transectos lineales para algunas especies de las cuales se obtuvo poca información, principalmente del grupo de los ungulados, se recomienda probar otros métodos para estimar los parámetros poblacionales, como el uso de cámaras trampa en las unidades de manejo e incluso en otras zonas como Cerro Peinillas, Laguna Guaipe y Caño Caribe.
- El hecho de aumentar las zonas de monitoreo en otras épocas del año, puede favorecer el monitorear especies que no fueron observadas en este estudio pero que son reportadas como cinegéticas. Tal es el caso del chigüiro, reportado en la cacería de Piaroas y Curripacos, y cuyo monitoreo se facilita en las playas por medio del registro de huellas.

- Realizar estudios de densidad poblacional en otras zonas del parque y en otras épocas del año con otras metodologías, que permitan apoyar el gradiente de caza propuesto u obtener otro que evidencie la presión de la cacería en el AP.



## **Bibliografía**

Mena, P., R. Stallings., J. Regalado y R. Cueva. 2000. The sustainability of current practices by the Huaorani. J.G. Robinson y E.L. Bennet (editores).Hunting for Sustainability in Tropical Forest.Columbia University Press. New York.

Puertas, P. E., Bodmer, R. E., Antúnez, M. & Calle, A. 2003. Consideraciones metodológicas para el desarrollo de planes de manejo con comunidades rurales del nororiente peruano. En: Campos-Rozo, C & A. Ulloa (Eds). Fauna socializada. Tendencias en el manejo participativo de la fauna en América Latina. Fundación Natura, MacArthur Foundation, Instituto Colombiano de Antropología e Historia, Bogotá, Colombia. 373 pp.

Primack, R. 1995. A Primer of Conservation Biology. Sinauer-Sunderland. USA. 277 pp.  
Redford, K.H y J.G. Robinson. 1987. The game of choice: Patterns of Indian and colonist hunting in the neotropics, American Anthropologist 89 (3): 650-667.

Universidad Nacional de Colombia y Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales (UAESPNN), 2006. Plan de Investigaciones Parque Nacional Natural y Reserva de la Biósfera El Tuparro. Convenio de Cooperación Interinstitucional Parques Nacionales Naturales-Universidad Nacional de Colombia. Bogotá. 232 pp.

Tovar, N. 2008. Secreteando al zorro: Una vía de reconciliación entre las realidades y ficciones del manejo de fauna silvestre? Fundación Natura. Bogotá. 193 pp.

Vickers, W. 1991.Hunting yields and game composition over ten years in an Amazonian village. Páginas: 53-81. J.G. Robinson y K.H. Redford (editores). Neotropical Wildlife Use and Conservation.University of Chicago Press, Chicago.