

**EVALUACION DEL ESTADO DE CONSERVACION DE LA  
COMUNIDAD DE GRANDES VERTEBRADOS EN LAS  
AREAS DE TRASLAPE ENTRE EL PARQUE NACIONAL  
NATURAL AMACAYACU Y LAS COMUNIDADES TIKUNA  
MOCAGUA Y SAN MARTIN DE AMACAYACU, COLOMBIA**

**Informe final del Proyecto Churuco: Línea Base del Plan  
de Manejo del PNNA**

**Presentado por: Angela Maldonado, Fundación Entropika**

**Septiembre 28 de 2010**

## PROLOGO

El siguiente informe corresponde a los resultados finales del Proyecto Churuco y cubre el periodo 2005 – 2009. La presente información es un resumen de la tesis de doctorado de Angela Maldonado titulada “***The Impact of Subsistence Hunting by Tikunas on Game Species in Amacayacu National Park, Colombian Amazon***”. Esta información contiene la línea base para el manejo de fauna en el área de estudio y recomendaciones para la implementación de una estrategia de conservación entre el PNNA, Mocagua y San Martín de Amacayacu. Además, esta información corresponde a la línea base que las comunidades requieren para sus Planes de Vida, respecto al uso de la fauna.

Deseo agradecer inmensamente al personal del PNNA, a las comunidades de Mocagua y San Martín por su colaboración durante el trabajo de campo y espero que los resultados presentados en este informe sean utilizados para revisar el actual Plan de Manejo, ya que presento información ecológica y socio-económica para modificar los patrones actuales de cacería, con el fin de mantener suficiente fauna para las futuras generaciones Tikuna.

## **1. EL IMPACTO DE LA CACERIA DE SUBSISTENCIA Y MEDIDAS PARA SU SUSTENTABILIDAD**

La información de línea base requerida con el fin de identificar la sustentabilidad de la cacería de especies de caza recae principalmente en la información sobre la capacidad de carga del área muestreada, así como en la biología de la especie. Por lo tanto, es crucial evaluar el balance entre producción y cosecha (Zapata-Ríos et al. 2009). La principal limitación es la escasez de los datos biológicos apropiados y la dificultad en obtener esta información, especialmente para poblaciones silvestres expuestas a la cacería continua (Zapata-Ríos et al. 2009). El desarrollo de modelos matemáticos simples que no requieren de información biológica detallada, proporcionan una aproximación ordinaria de la sustentabilidad de la cacería (por ejemplo Bodmer & Robinson 2004; Robinson & Redford 1991b; Zapata-Ríos et al. 2009). Estos modelos, aunque útiles, presentan varias limitaciones proporcionando una aproximación restringida de la sobreexplotación, por lo tanto sus resultados tienen que ser tomados con precaución (Bodmer & Robinson 2004; Robinson & Redford 1991b; Zapata-Ríos et al. 2009).

La medición de los efectos de la cacería de subsistencia por pueblos indígenas sobre las poblaciones silvestres tiene varias limitaciones, tales como: i) falta de datos respecto a los patrones previos de cacería, los cuales limitan la interpretación de los datos actuales; ii) las densidades poblacionales, tanto de los habitantes humanos como de las especies de cacería están en constante cambio; iii) diferencias en los métodos empleados para determinar la sustentabilidad pueden producir conclusiones diferentes dependiendo de los objetivos del estudio y los antecedentes científicos de los investigadores (Jerzolimski & Peres 2003). Por ejemplo, Terborgh (1999) describe la sobreexplotación por parte del grupo indígena Matsigenka, como la principal actividad humana que disminuyó la población de los vertebrados grandes en el Parque Nacional Manu, Perú. Terborgh argumenta que el mantenimiento de la diversidad no es compatible con un incremento de la población humana. Por otra parte, Ohi-Schacherer et al. (2007) sugieren que la cacería de los Matsigenka es sustentable, basando sus argumentos en la dinámica de fuente-sumidero. Esto implica que incluso un crecimiento de la población humana dentro de los asentamientos, y la extracción de cada especie cazada, eventualmente alcanzarán un punto de equilibrio al existir una reposición de las poblaciones debido a la dinámica de fuente-sumidero. Sin embargo, los datos sobre la respuesta de las poblaciones silvestres a distintos grados de presión de cacería bajo condiciones ambientales diferentes, permanecen escasos o no existen para la mayoría de las especies de cacería tropicales (por ejemplo Peres 2000b; 2010).

Esta sección presenta un perfil cualitativo y cuantitativo de la cosecha de las especies más cazadas en las áreas de traslape entre los territorios de dos comunidades indígenas Tikuna y el PNNA (Parque Nacional Natural Amacayacu). El objetivo de esta sección es examinar los efectos de la cacería sobre las especies de caza. Acá comparo los patrones de caza asumidos por las dos comunidades Tikuna, con el fin de evaluar la sustentabilidad de la cosecha para las 10 especies de caza más preferidas. Los datos proporcionados son: i) perfil de cacería de las dos comunidades indígenas Tikuna incluyendo las áreas centrales de cacería; ii) una evaluación cualitativa de la cacería incluyendo la estrategia de historia de vida de las especies de cacería, sus abundancias relativas y el número de animales extraídos; iii) una evaluación cuantitativa que incluye el modelo de densidad permanente, el modelo de reclutamiento - existencias, el modelo de producción y el modelo de cosecha unificado.

### **1.1 Modelos para determinar la sustentabilidad de la cacería**

Cuando se evalúa la sustentabilidad de la cacería en un periodo de tiempo relativamente corto, la aproximación más comúnmente usada es el diseño comparativo el cual contrasta las variables entre los sitios expuestos a diferentes grados de presión de cacería (Robinson & Redford 1994). La presión de cacería debe ser la variable más contrastante entre los sitios, mientras que las demás variables deben ser lo más constante posibles, de forma que los sitios de muestreo deben tener la misma estructura del hábitat (Bodmer & Robinson 2004).

Aquí explico los modelos relevantes para evaluar la sustentabilidad de la cacería. Otros modelos como el modelo de esfuerzo, modelo de la estructura de edad y el modelo fuente- sumidero, no fueron aplicados ya que esos modelos requieren: i) datos extensivos sobre las actividades diarias de los cazadores; ii) datos a largo plazo con el fin de determinar los cambios demográficos a través del tiempo; iii) información de las poblaciones fuente y sumidero y los movimientos de los animales entre esas áreas (Bodmer & Robinson 2004).

#### *1.1.1 Modelos comparativos de la abundancia, densidad y biomasa*

Este modelo depende de los estimativos de densidad, abundancia y/o biomasa y asume que los cambios entre los sitios son una consecuencia de la cacería (Robinson & Redford 1994). Los cambios en la densidad o biomasa de una especie también pueden ser comparados entre los sitios sin cacería y los sitios expuestos a diferentes niveles de presión de cacería (Bodmer et al. 1997; Peres 2000a). Para minimizar los sesgos de este modelo, teniendo en cuenta que las diferencias en la densidad o biomasa de las especies no necesariamente implica una sobreexplotación debido a que la cosecha usualmente resultará en una

disminución de la densidad de la población. Aquí se debe correlacionar la información sobre la historia de vida de las especies estudiadas (Bodmer & Robinson 2004). Si la cacería es sustentable depende de cómo la tasa de reclutamiento varía con las densidades de la población (Caughley & Sinclair 1994; Sinclair et al. 2006). Un estudio a largo plazo llevado a cabo en la Reserva de la Comunidad Tamshiyacu-Tahuayo en Perú (Bodmer et al. 1997), sugirió que los mamíferos con altas tasas intrínsecas de incremento ( $r_{max}$ ), tiempos de vida cortos y tiempos generacionales cortos son menos susceptibles a la sobreexplotación que los mamíferos con tasas intrínsecas de incremento pequeñas, tiempos de vida largos y tiempos generacionales largos (Bodmer & Robinson 2004).

### 1.1.2 Modelo de producción

El modelo de crecimiento de la población de Robinson & Redford (1991b), fue desarrollado para proporcionar un primer estimativo de las tasas de cacería para diferentes especies de mamíferos. Ellos calcularon una producción máxima (en número de individuos por kilómetro cuadrado). Estos estimativos de producción fueron propuestos para representar la población natural de las especies dadas bajo las mejores condiciones ambientales posibles. Por lo tanto, la densidad de la población y las tasas intrínsecas del incremento fueron calculadas. Este modelo también mide la cosecha potencial (en número de individuos cazados por kilómetro cuadrado), para todas las especies. Esto representa la cosecha óptima sustentable esperada si la producción está al máximo y la cacería tiene un mínimo efecto sobre la población natural (Robinson & Redford 1991b).

Este modelo es útil cuando los datos sobre las densidades y la producción real en un sitio dado no están disponibles, ya que el modelo usa densidades predecidas ( $D_2$ ) derivadas de una regresión lineal del  $\log_{10}$  de la densidad de la población contra el  $\log_{10}$  de la masa corporal del subgrupo de especies de cacería dividido en las categorías de la dieta (Robinson & Redford 1986a; 1986b). Esto proporciona información sobre la cosecha pero no de la cacería sustentable (Robinson & Bodmer 1999). Sin embargo, como lo afirma Peres (2000b), el uso de las densidades predecidas calculadas en sitios diferentes al área de estudio, deben ser evitadas ya que esos estimativos basados en densidades promedio de la capacidad de carga ( $K$ ), pueden sobreestimar o subestimar (en el caso de los bosques de *terra firme*) la producción de cacería potencial en sitios típicos de la Amazonía.

Los cálculos necesarios para este modelo son:

- *Cálculo de producción*: para determinar la producción ( $P$ ), la densidad real ( $D_1$ ) de los animales adultos y juveniles es registrada y presentada como individuos por kilómetro cuadrado. El modelo de producción asume que las poblaciones de vida silvestre son dependientes de la densidad, con una

producción máxima en  $0.6K$ . Como en otros modelos,  $K$  es estimada a partir de poblaciones no cazadas, sin intervención. La producción máxima ( $P_{\max}$ ) es calculada mediante la multiplicación de la densidad a una producción máxima (estimada como  $0.6K$ ) por la tasa finita del incremento de la población ( $\lambda_{\max}$ ) y restándolo de la densidad del año anterior (también estimada a  $0.6K$ ), usando:

$$P_{\max} = (0.6K * \lambda_{\max}) - 0.6K$$

- *Cálculo de la cosecha*: la cosecha ( $H$  = Hunting-cacería) es el número de animales de una especie extraídos por medio de la cacería humana por kilómetro cuadrado en un año. La cosecha máxima es alcanzada con la producción máxima y una mortalidad natural reducida ( $H = P$  y densidad =  $0.6K$ ). Aquí se asume que la densidad no puede estar por debajo de 60% de  $K$ , y se presume que la población cosechada puede ser mantenida en o por encima de la densidad de la productividad máxima. Robinson & Redford (1991b) asumen que en las especies de vida corta, la mortalidad anual natural es alta, por lo tanto la cosecha puede tomar una gran proporción de la producción sin reducir la población; un patrón opuesto se espera para las especies de vida larga; ellos dividen las especies en tres categorías (Tabla 1.1):

Tabla 1.1 Categorías y límites de la producción cosechable

Estrategia de historia de vida	Porcentaje máximo de producción cosechable
Vida corta	60%
Vida media	40%
Vida larga	20%

### 3.1.3 Modelo de reclutamiento - existencias

Este modelo se basa en los modelos de población dependientes de la densidad que usan los estimativos del máximo rendimiento sustentable (MSY) y la capacidad de carga ( $K$ ) (Robinson 2000; Robinson & Redford 1991b). Este modelo puede proporcionar una primera evaluación de la sustentabilidad en ausencia de datos completos de la estructura demográfica de las poblaciones cosechadas y el impacto de la cacería sobre esa estructura. Este modelo también incluye estimativos de la producción de la población, los cuales son comparados con la cacería observada para obtener una medida de sustentabilidad. La mayoría de las especies silvestres tropicales que son cazadas son especies de *estrategia K* (ver glosario) y pueden tener un

reclutamiento dependiente de la densidad (Caughley 1977). El modelo de reclutamiento – existencias predice el riesgo de la cosecha para diferentes tamaños poblacionales (McCullough 1987 en Bodmer & Robinson 2004). La base de la población más grande es en la capacidad de carga ( $K$ ) y la más pequeña en la extirpación ( $0$ ). Una cosecha sustentable puede ser llevada a cabo en cualquier tamaño de la población base, sin embargo solo existe un punto en el que la cosecha sostenida está en el máximo, o  $MSY$  (Caughley 1977; Sinclair et al. 2006).

Por lo tanto,  $MSY$  se logra cuando la tasa de cacería iguala la tasa de reclutamiento de la población por medio de la reproducción, de forma que varía de una especie a otra. Por ejemplo, para las especies con mortalidad significativa anual por otra causa diferente a la cacería y altas tasas de incremento de la población, el 30% a 50% de la población es la tasa máxima de extracción sugerida (Crete et al. 1981; Gore et al. 1985 en Robinson 2000). Sin embargo, para las especies de estrategia  $K$ , las tasas sugeridas de extracción son mucho más bajas. Bodmer & Redford (2004) presentaron el  $MSY$  como un estimativo de  $K$  para las especies de mamíferos objetivo de cacería en los neotropicos como: i) 60% de  $K$  para especies de vida corta y media tales como los pecaríes, venados y roedores grandes, y ii) 80% de  $K$  para las especies de vida larga como las dantas y primates.

Bodmer & Robinson (2004) sugieren que: *“La población de una especie en un área de cacería puede ser comparada con  $K$  y  $MSY$  predecidos. Esto se logra mediante la comparación de la densidad de la población cazada ( $N$ ) con un estimativo de  $K$  como  $N/K$ .  $MSY$  también se denota como una proporción de  $K$ . En ese orden, la población cazada es colocada en relación con el  $MSY$ , el cual a su vez es usado para evaluar el riesgo de la cacería”* (Figura 1.1).

El modelo de reclutamiento - existencias no proporciona datos sobre la sustentabilidad de la cacería actual. Este modelo proporciona cálculos confiables para examinar el potencial de la sustentabilidad a largo plazo. Si la cacería actual está afectando la estabilidad de las poblaciones, esto implica que la cacería será riesgosa a largo plazo, por lo tanto este modelo es una herramienta valiosa para la conservación. Sin embargo, Bodmer & Redford (2004: 307) explican las limitaciones de este método como: *“ $K$  (capacidad de carga) estimada de las poblaciones sin cacería representa una población en equilibrio y puede ser una subestimación del  $K$  real. Esto es especialmente cierto para las especies limitadas por los predadores, donde las densidades de las presas son mantenidas por debajo de  $K$  por los predadores. Una subestimación de  $K$  puede llevar a una subestimación de  $MSY$  y*

consecuentemente a una interpretación errada de la relación entre  $N$  (tamaño de la población) y el  $MSY$  real”.

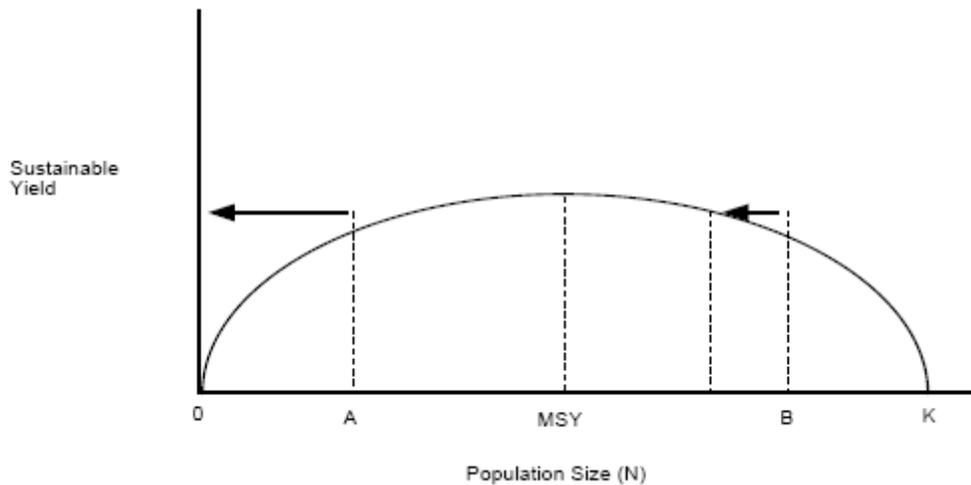


Figura 1.1 Representación del modelo de reclutamiento – existencias, mostrando la capacidad de carga ( $K$ ) y la producción máxima sustentable ( $MSY$ ). La sobreexplotación en el punto  $A$  puede llevar a la población a la extirpación, mientras que la sobreexplotación en el punto  $B$  mantendrá una cosecha sustentable en un tamaño de la población más bajo. (Eje  $Y$ : producción sustentable; Eje  $X$ : Tamaño de la población ( $N$ )) Fuente de la figura: Bodmer & Robinson (2004).

#### 1.1.4 El modelo de cosecha

Este modelo incluye los estimativos de la producción derivada de la productividad reproductiva y la densidad de la población. La productividad reproductiva es determinada a partir de los datos sobre la actividad reproductiva de las hembras y usa la información sobre 1) tamaño de la camada y 2) productividad reproductiva bruta (número de crías/ número de hembras). La densidad de la población es determinada a partir de censos en el campo de especies de vida silvestre. Las densidades de animales son luego multiplicadas por la productividad reproductiva para dar un estimativo de la producción, medida como individuos producidos/ $km^2$  así:

$$P = (0.5D) (Y \cdot g)$$

Donde  $Y$  es la productividad reproductiva bruta,  $g$  es el número promedio de gestaciones por año, y  $D$  es la densidad de la población (descontando el 50% bajo la presunción de que el radio sexual de la población es 1:1) (Bodmer & Robinson 2004). El modelo de cosecha es una forma útil de evaluar la sustentabilidad de la cacería en un área, debido a que usa información sobre la producción y las cosechas de sitios de campo. Sin embargo, este es un modelo

de población cerrada y no toma en cuenta la inmigración y emigración de animales de las áreas adyacentes (Bodmer & Robinson 2004).

### 1.1.5 Modelo de cosecha unificado

Este modelo evalúa la sustentabilidad de la cacería y el potencial de la cacería para la sustentabilidad a largo plazo, por medio de la integración de los modelos de reclutamiento - existencias y el modelo de cosecha (Bodmer & Robinson 2004). Este modelo es usado para evaluar si el nivel de cacería es riesgoso o seguro dependiendo del tamaño de la población relativo al MSY predecido. Los cálculos incluidos en este modelo son productividad, tasas de cosecha y densidad en las áreas de cacería, todos presentados como individuos por kilómetro cuadrado. Bodmer & Robinson (2004) definieron los límites de la producción máxima cosechable y calcularon el MSY para las especies de mamíferos sensibles a la cacería en el neotropico como lo muestra la Tabla 1.2:

Tabla 1.2 Estimativos del máximo rendimiento sustentable (MSY) como un porcentaje de la capacidad de carga (K) de las especies de caza

<b>Estrategia de historia de vida</b>	<b>Porcentaje máximo de producción cosechable</b>	<b>Estimativos MSY como un % de K</b>
Vida corta	60%	50%
Vida media	40%	60%
Vida larga	20%	80%

El modelo de cosecha unificado también analiza los riesgos de la cosecha en términos del potencial de la sustentabilidad a largo plazo mediante la incorporación del análisis del reclutamiento-existencias. Esto se hace mediante la determinación de la proximidad de la cosecha actual respecto a la capacidad de carga (K) y la producción máxima estimada sustentable (MSY). Este modelo puede luego combinar el porcentaje de la producción de una población cosechada con su posición relativa respecto al MSY para dar tanto una medida de la sustentabilidad actual como el riesgo a largo plazo de la cosecha (Bodmer & Robinson 2004).

## 1.2 Métodos

### 1.2.1 Diagnóstico de la cosecha

La presión de cacería fue determinada por medio de la cuantificación de la biomasa total extraída por los cazadores por un periodo de 48 meses, desde febrero del 2005 hasta febrero del 2009 en cuatro sitios de muestreo (Bacaba y Pucacuro en Mocagua, y Agua Blanca y Agua Pudre en San Martín). Los coordinadores locales mantuvieron un registro de: especies cazadas, sexo/edad, peso, medidas corporales, nombre del cazador, lugar del evento de cacería, quien consumió o compro la carne y el precio por kilo (ver Bodmer & Puertas 2000). El criterio cuantitativo para ordenar los sitios de cacería incluyó el total de la biomasa de las especies de caza extraída por los cazadores en cada sitio, la proximidad a los asentamientos Tikunas (número de kilómetros) y número de faenas de cacería. Por lo tanto la presión de cacería estuvo en un rango de 1 (presión de cacería más baja) hasta 4 (presión de cacería más alta) (Peres 1999a; Peres & Dolman 2000) (Tabla 1.3).

Tabla 1.3 Criterios cuantitativos usados para clasificar la presión de cacería en diferentes sitios

Sitio de Estudio (Coordenadas)	Frecuencia total de las faenas de cacería <sup>3</sup>	Biomasa total extraída (kg)	Distancia de la comunidad más cercana (km)	Rango de la presión de cacería
Bacaba (3° 45' S, 70° 13' W) - MOC <sup>1</sup>	113	2,957	11.6	1
Pucacuro (3° 47' S, 70° 12' W) - MOC	165	3,657	7.8	2
Agua Blanca (3° 41' S, 70° 20' W) - SM <sup>2</sup>	180	6,139	12.5	3
Agua Pudre (3° 43' S, 70° 18' W) - SM	369	13,956	6.7	4

<sup>1</sup>MOC: Mocagua. <sup>2</sup>SM: San Martín. <sup>3</sup>Durante el periodo de estudio

El número total de presas cazadas en cada comunidad, durante los cuatro años de estudio fue corregido para un año completo con el fin de anualizar la tasa de cosecha observada ( $OH = \text{animales cazados}/\text{km}^2$ ) (Peres & Nascimento 2006; Townsend 2000). La carne de cacería extraída (kg) fue estimada mediante la multiplicación del número de animales cazados por especie, por el promedio del peso de machos y hembras para todas las categorías de edad cazadas en ambas comunidades. Cuando el peso registrado por la gente local no correspondía con los rangos de peso reportados en la literatura (principalmente para las especies de tamaño pequeño o especies cazadas infrecuentemente), los pesos fueron tomados de Emmons (1999) para los mamíferos, Emmons (1989) para el morrocoy y para aves de Hilty & Brown (1986). De un total de 49 especies cazadas registradas durante este estudio, solo las 15 especies más importantes en la dieta Tikuna fueron incluidas en los análisis cualitativos de la sustentabilidad de la cacería.

La selección de las 15 especies de caza más importantes se basó en el número de individuos extraídos en cada comunidad indígena. Esta información es presentada en el orden de preferencia del total cosechado. Sin embargo, tres especies importantes en la dieta Tikuna, tales como la tortuga mata-mata (*Chelos fimbriata*), el chigüiro (*Hydrochaeris hydrochaeris*) y la chozna (*Potos flavus*) no fueron incluidos en los análisis ya que los datos de las densidades no se pudieron determinar, y por lo tanto los cálculos de sustentabilidad no podían ser derivados precisamente (Peres 2000b). Las especies arriba mencionadas fueron reemplazadas por las siguientes especies de cacería preferidas cuyas densidades fueron calculadas y cuyas poblaciones han sido disminuidas drásticamente por presiones de cacería pasadas, como lo reportó Campos-Rozo (1987) (mico cotudo (*Alouatta seniculus*)  $N = 18$ ; mico nocturno (*Aotus* spp.)  $N = 22$  y mico churuco (*Lagothrix lagothricha*)  $N = 12$ ). De las 15 especies de caza preferidas, solo 10 fueron incluidas en los análisis cuantitativos, excluyendo el morrocoy (*Geochelone denticulata*), la danta de tierras bajas (*Tapirus terrestris*), el cusumbo (*Nasua nasua*) y los paujiles y piuris (*Crax* sp. y *Mitu* sp.). Esto se debe a que los estimativos precisos de las densidades no fueron obtenidos, debido al tamaño pequeño de la muestra de las detecciones visuales.

### 1.2.2 Áreas de cacería

El mapa de las áreas de cacería en cada comunidad fue completado entre 2006 y 2009, con la participación de cazadores expertos que conocían su territorio indígena extensamente. Los sitios de cacería fueron agrupados teniendo en cuenta su proximidad y los puntos fueron registrados usando una unidad de GPS. La organización de los viajes de campo para el mapeo se basó

en la lista de sitios registrados en los formatos de cacería llenados por los co-investigadores locales, quienes ayudaron a estandarizar la ubicación/distancia de los sitios de cacería y su uso dependiendo de su proximidad a las comunidades. El área central de captura de Mocagua fue alrededor de 210 km<sup>2</sup>, mientras que el área de cacería de San Martín fue alrededor de 200 km<sup>2</sup> (Figura 1.2). Es pertinente aclarar que las áreas de cacería son mucho más grandes, acá solo presento las áreas de cacería más frecuentadas durante el periodo de estudio.

### *1.2.3 Técnicas de censos*

Siguiendo los protocolos estandarizados de censos (Buckland et al. 2001; Peres 1999b), se realizaron transectos lineales mensualmente por un periodo de 41 meses desde junio del 2005 a mayo del 2009 para evaluar las densidades de fauna en cuatro sitios de muestreo. Los datos fueron colectados para un total de 236 días de trabajo de campo efectivo y un total de 2.262 km de distancia recorrida (Mocagua = 1.197 km (Bacaba = 471 km, Pucacuro = 726 km) y San Martín = 1.065 km (Agua Blanca = 512 km y Agua Pudre = 438)). Un total de 14 transectos lineales de más de 57 km fueron monitoreados; 8 transectos de 4 km en Mocagua y 6 transectos de 4 – 5 km en San Martín. La información registrada incluyó: condiciones climáticas, fecha, tiempo, especie, tamaño del grupo, distancia perpendicular (PD) al primer animal observado, o al centro del grupo o sub-grupo (cuando fue posible) para las especies sociales; altura del grupo de animales por encima del suelo para las especies arbóreas, ubicación a lo largo de la trocha y la señal de detección.

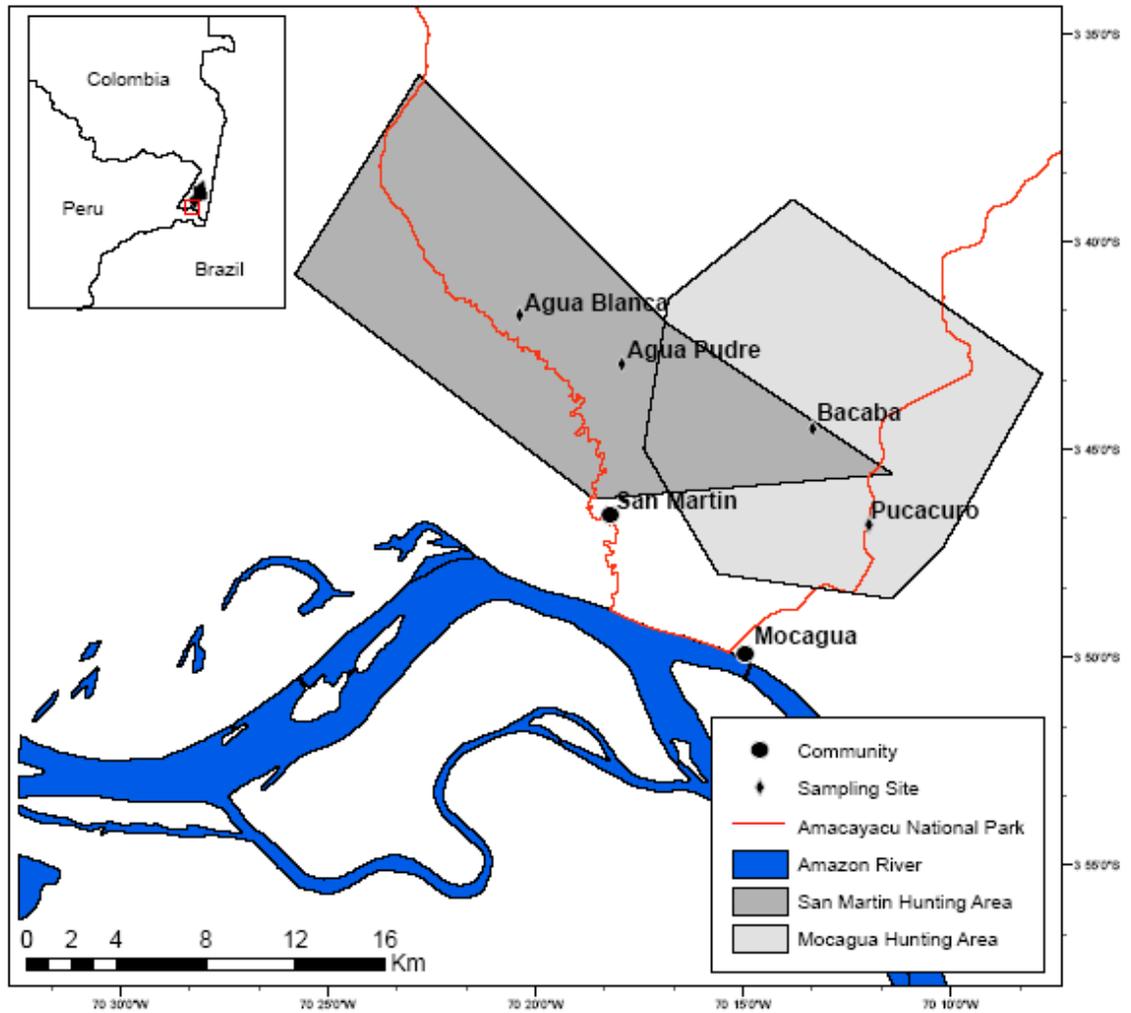


Figura 1.2 Localización de las áreas de cacería de las comunidades Tikuna de San Martín y Mocagua. Leyenda: Comunidad, Sitio de Muestreo, Parque Nacional Natural Amacayacu, Río Amazonas, Área de Cacería de San Martín, Área de Cacería de Mocagua.

Información adicional como la composición del grupo, actividad (movimiento, alimentación, descanso, comportamiento social), dieta y asociación con otras especies fue registrada cuando era posible. La velocidad de los censos fue 1.2 km/h y los observadores paraban cada 100 m para escuchar y mirar alrededor. Los censos fueron cancelados cuando llovía. Algunos criterios fueron adaptados con el fin de registrar datos confiables contextualizando las limitaciones correspondientes con los sitios de cacería y la investigación participativa. Esto fue probado durante un periodo piloto de seis meses (los datos no fueron usados en el análisis), e incluyen:

- Entrenamiento continuo en técnicas de censos enfocado en la medición de la distancia perpendicular y en mantener una velocidad promedio de 1.2

km/h usando un GPS. Durante el primer año, el entrenamiento fue llevado a cabo antes de cada salida de campo.

- Los censos fueron realizados por dos parejas de observadores; cada pareja incluía un cazador experto y un investigador que estaba a cargo de registrar los datos. Adicionalmente, fue necesario tener al menos dos personas para medir confiablemente la PD con una cinta métrica, mientras se registraban los datos simultáneamente. El estudio piloto mostró que un solo observador no medía la PD con la cinta y los tamaños de grupo fueron sobreestimados.
- Los cazadores expertos continuamente entrenaron estudiantes y jóvenes co-investigadores Tikuna en técnicas de rastreo. El periodo piloto demostró que los observadores no Tikunas no notaban grupos silenciosos o no detectaban animales antes de que ellos se movieran, mientras que los cazadores expertos fueron precisos en localizar los grupos de animales en la trocha antes de que se movieran. Por lo tanto, el ingreso de cazadores expertos para mejorar la efectividad de detección de las especies crípticas fue esencial.
- La primera pareja llevaba a cabo censos empezando después del amanecer cuando la luz permitía una buena visibilidad, usualmente entre 5.45 y 6.30 horas, con el fin de cubrir los patrones de actividad altos de las especies diurnas que inician más temprano. La segunda pareja dejaba el campamento a las 10.30 – 11.00 horas, caminaba hasta el final de la trocha en silencio y luego empezaba el censo aproximadamente a las 14.00 desde el final de la trocha de regreso al punto cero para cubrir el segundo pico de actividad de los animales durante la tarde.

Los índices de abundancia (IA) son expresados como número de detecciones/100 km, por lo que los rastros y heces están incluidos (Naranjo et al. 2004). Las huellas frescas fueron contados dentro de una banda de 1 m a lo largo del transecto y borradas para evitar contar la misma huella dos veces (Naranjo et al. 2004).

#### 1.2.4 Análisis de datos

##### 1.2.4.1 Estimativos de las densidades poblacionales

A partir de los datos obtenidos durante la revisión de los transectos, solo las detecciones visuales fueron incluidas en los estimativos de densidad, con excepción de los micos cotudos, una especie para la cual las señales acústicas son el método más efectivo de detección debido a sus hábitos crípticos en la Amazonía (Defler & Pintor 1985). Los datos fueron analizados con el programa DISTANCE 5.0, usando los modelos mitad-normal y uniforme con ajustes al coseno (Buckland et al. 2001; Thomas et al. 2005). Cuando los números de las observaciones en cada comunidad fueron mayores a 20 observaciones,

análisis no estratificados fueron derivados (Buckland et al. 2001). Con los tamaños de las muestras de menos de 20, todas las observaciones para cada especie fueron agrupadas con el fin de estratificar después el modelo global para derivar nuevos modelos de detección y por lo tanto nuevos estimativos de densidad por comunidad (L. Thomas & C. Peres, com. pers.). Con el fin de aumentar la confiabilidad de los estimativos, las distancias perpendiculares fueron truncadas para evitar puntos externos. El truncamiento se basó en los valores del Criterio de Información de Akaike (AIC) y la curva que mejor se ajustó. En la mayoría de los casos el truncamiento se realizó en 10% (sugerido por L. Thomas, com. pers.).

Siguiendo a Peres & Nascimento (2006), las observaciones de venado colorado (*Mazama americana*) y venado cenizo (*Mazama gouazoubira*) fueron agrupados, debido a la dificultad para identificar los animales a nivel de especie durante los muestreos, así como al reducido número de detecciones visuales de *M. gouazoubira* en los sitios de muestreo de San Martín. Por lo tanto, los estimativos de la biomasa para los venados cenizo y colorado son presentados para el género *Mazama*, usando el peso corporal promedio de ambas especies. Similarmente, las observaciones para *Crax globulosa* y *Mitu tuberosum* fueron agrupados. La biomasa (ind/km<sup>2</sup>) fue estimada mediante la multiplicación del 80% del peso corporal de los adultos machos y hembras (ver sección 1.2.1).

#### *1.2.4.2 Estimativos cualitativos de la sustentabilidad de la cacería*

El objetivo de los análisis cualitativos es reducir el riesgo de extrapolar los resultados de áreas pequeñas realmente monitoreadas a áreas totales de captura en Mocagua y San Martín. Los rangos fueron determinados por medio del uso del mínimo, la media, el máximo, la media mínima y la media máxima de los valores promedio de Mocagua y San Martín para la abundancia (número total de rastros de animales registrados durante el periodo de estudio) y el número de animales cazados. Ya que las 15 especies más importantes de cacería pertenecen a las categorías de media y larga vida de la estrategia de historia de vida (ver Tabla 1.1), ordené cada especie teniendo en cuenta la edad de su última reproducción (Tabla 1.4). Por lo tanto, la estrategia de historia de vida fue ordenada de 1 (expectativa de vida corta) a 4 (expectativa de vida larga) (Tabla 1.5).

Tabla 1.4 Información sobre la estrategia de la historia de vida y el porcentaje de producción cosechable máximo (MPH) para las 15 especies de caza más importantes.

Especie	Edad de la última reproducción		Expectativa de vida	% MPH
	(años)			
<i>Agouti paca</i> <sup>4</sup>	12		Media	40%
<i>Dasyprocta fuliginosa</i> <sup>1</sup>	10		Media	40%
<i>Dasypus sp</i> <sup>1</sup>	8		Media	40%
<i>Tayassu pecari</i> <sup>1</sup>	13		Larga	20%
<i>Mazama sp.</i> <sup>1</sup>	8		Media	40%
<i>Geochelone denticulata</i>	30		Larga	20%
<i>Tayassu tajacu</i> <sup>1</sup>	13		Larga	20%
<i>Tapirus terrestris</i> <sup>1</sup>	25		Larga	20%
<i>Nasua nasua</i> <sup>5</sup>	10		Media	40%
<i>Crax spp</i> <sup>3</sup>	18		Larga	20%
<i>Myoprocta pratti</i> <sup>2</sup>	10		Media	40%
<i>Penelope jacquacu</i> <sup>3</sup>	14		Larga	20%
<i>Alouatta seniculus</i> <sup>1</sup>	20		Larga	20%
<i>Aotus spp.</i> <sup>2</sup>	14		Media	40%
<i>Lagothrix lagothricha</i> <sup>1</sup>	20		Larga	20%

Información obtenida de: <sup>1</sup>Robinson & Redford (1991), <sup>2</sup>Bodmer et al. (1997),

<sup>3</sup>Begazo & Bodmer (1998), <sup>4</sup>Bodmer & Robinson (2004) y <sup>5</sup>Peres & Nascimento (2006)

Tabla 1.5 Criterios usados para clasificar la historia de vida de las 15 especies de caza. Los rangos están presentados en orden ascendente reflejando la susceptibilidad a la cacería de cada especie.

Expectativa de Vida	Edad de la última reproducción		Valor del rango
	(años)		
Corta	8 a 11		1
Media	11.5 a 14.5		2
Larga	15 a 22		3
Muy Larga	23.5 a 30		4

La abundancia fue ordenada de 1 (abundancias muy altas) a 6 (abundancias muy bajas), basados en los valores promedio del total de rastros de animales en Mocagua y San Martín (Tabla 1.6).

Tabla 1.6 Criterios usados para clasificar la abundancia de las 15 especies de caza más cazadas. Los rangos son presentados en orden descendiente reflejando la susceptibilidad de las poblaciones de vida silvestre a la cacería basados en sus abundancias.

<b>Abundancia</b>	<b>N<sup>1</sup></b>	<b>Valor del rango</b>
Muy alta	> 237	1
Alta	161 a 236	2
Alta intermedio	84 a 160	3
Intermedia	45 a 83	4
Baja	5 a 44	5
Muy Baja	0 a 4	6

<sup>1</sup>N = Detecciones visuales, huellas y otros rastros

La presión de cacería fue ordenada de 1 (muy baja) a 6 (muy alta), basada en los valores promedio de los animales cazados en Mocagua y San Martín (Tabla 1.7).

Tabla 1.7 Criterios usados para clasificar la presión de cacería de las 15 especies más cazadas

<b>Abundancia</b>	<b>No. individuos</b>	<b>Valor del rango</b>
Muy Baja	0 a 6	1
Baja	7 a 33	2
Intermedia	34 a 59	3
Alta Intermedia	60 a 186	4
Alta	187 a 313	5
Muy Alta	> 314	6

Por lo tanto, los rangos finales  $\leq 6$  sugieren que la cacería es sustentable (SI); rangos = 7 fueron interpretados ya sea como sustentable (SI) o muy ambiguo para interpretarlo (DESCONOCIDO). Por ejemplo, aquí la clasificación DESCONOCIDO se da si el rango de abundancia fue bajo (5) o la presión de cacería fue alta (5). Cuando el rango final fue = 8, la cacería fue interpretada ya sea como DESCONOCIDO o NO SUSTENTABLE. En este caso la cacería no fue sustentable cuando la abundancia fue baja (5) o muy baja (6) y la cacería tiene un rango de alto a intermedio (4) para presiones de cacería muy alta (6). Por último, los rangos  $\geq 9$  sugieren sobreexplotación (NO SUSTENTABLE) (ver Tesis Maldonado, 2010 para una explicación de estos rangos).

#### 1.2.4.3 Estimativos cuantitativos de la sustentabilidad de la cacería

Aunque los estimativos de densidad y los datos de cacería observada presentan varias limitaciones cuando se aplican los modelos para medir la sustentabilidad de la cacería, reporto los resultados usando los cuatro modelos con el fin de comparar este estudio con otros conducidos en la Amazonía,

donde existen limitaciones similares de los datos, estructura del bosque y presiones de cacería. En ausencia de un sitio sin cacería para determinar la capacidad de carga, y para evitar el uso de densidades predecidas obtenidas a partir de datos publicados, Mocagua está definida como un área de cacería baja, mientras que San Martín es un área de cacería alta. Por lo tanto, los estimativos de la densidad (ind/km<sup>2</sup>) y la biomasa (kg/km<sup>2</sup>) son comparados entre las dos comunidades Tikuna.

Para todos los modelos, la producción fue calculada usando la formula de Robinson & Redford (1991):

$$P_{\max} = (0.6K \cdot \lambda_{\max}) - 0.6K$$

Los estimativos de la tasa finita de incremento ( $\lambda_{\max}$ ), derivados de la tasa intrínseca del incremento de la población ( $r_{\max}$ ) fueron obtenidos de las revisiones de la literatura, ya que estos parámetros son más probables que sean más constantes dentro de una especie en diferentes sitios debido a su dependencia en más características filogenéticamente intrínsecas como el tamaño corporal y la dieta (Peres 2000b; Robinson & Redford 1986b; 1991b). Por lo tanto, la productividad como  $P = (0.5D) (Y^*g)$ , no fue estimada debido a la falta de los parámetros reproductivos completos para las 15 especies estudiadas. La tasa de cosecha anual observada (OH= animales cazados/km<sup>2</sup>·<sup>1</sup>) por unidad de área fue estimado para Mocagua (área de cacería: 207.72 km<sup>2</sup>) y San Martín (área de cacería: 198.65 km<sup>2</sup>). Los estimativos de la biomasa cosechada (kg/ km<sup>2</sup>) fueron calculados mediante la multiplicación del número de animales cazados por el promedio del peso corporal de todos los animales cazados pesados con precisión durante el periodo de estudio (Peres & Nascimento 2006).

#### 1.2.5 Análisis estadísticos

SPSS V. 17 fue empleado para conducir todos los análisis estadísticos. La normalidad (Kolmogorov-Smirnov) y las pruebas de homogeneidad de varianzas (Levene) fueron evaluadas mediante el examen de los histogramas y la asimetría y curtosis para cada una de las variables dependientes. Ya que algunas de las variables no presentan una distribución normal u homogénea, empleé una transformación log<sub>10</sub> para cumplir con los supuestos de las pruebas paramétricas cuando fue necesario. Las comparaciones entre Mocagua y San Martín fueron probadas usando ANOVAS (Análisis de Varianza) y pruebas de Chi- cuadrado. (Para todos los análisis, la estadística descriptiva (Promedio (M), desviación estándar (SD)), así como los resultados completos de las pruebas estadísticas y las gráficas son incluidos en el Anexo V de tesis Maldonado, 2010).

## 1.3 Resultados

### 1.3.1 *Diagnóstico de la cosecha*

Durante el periodo de estudio, la cacería fue cuantificada para un total de 827 días. La cosecha de vida silvestre fue registrada a partir de 44 cazadores hombres adultos y dos mujeres que cazan ocasionalmente (92% del total de cazadores en Mocagua y 85% del total de cazadores en San Martín). Un total de 2,101 ítems de presa fueron cazados por las comunidades Tikuna de Mocagua y San Martín, correspondiendo a 49 especies de vertebrados, con un total de extracción de 26,700 kg de carne de monte (Tabla 1.8). Para el total de la cosecha, cerca del 80% (N = 1,713) de las presa fueron mamíferos, cerca del 10% (N = 221) fueron aves y 8% (N = 167) fueron reptiles (Tabla 1.9). Además, los machos representaron aproximadamente el 60% (N = 1,308) del total cosechado.

Tabla 1.8 Especies cazadas en Mocagua y San Martín desde febrero del 2005 hasta febrero del 2009, Parque Nacional Natural Amacayacu.

Especie	Nombre común	MBW (kg) (±SD)	Total cosechado (Ind.)	Total extraído (kg)	Mocagua		San Martín	
					No. cosechado	Cosecha (kg)	No. cosechado	Cosecha (kg)
<b>Artiodactyla</b>								
<i>Mazama americana</i>	Venado colorado	30.1 ± 10.9	83	2498	16	482	67	2018
<i>Mazama guazoubira</i>	Venado cenizo	16.5 ± 3.6	46	759	20	330	26	429
<i>Tayassu tajacu</i>	Cerrillo, Zahino	17.8 ± 10.8	72	1282	25	445	47	837
<i>Tayassu pecari</i>	Puerco de monte	25,8 ± 8.3	149	3844	12	310	137	3535
			<b>350</b>	<b>8383</b>	<b>73</b>	<b>1566</b>	<b>277</b>	<b>6817</b>
<b>Carnivora</b>								
<i>Eira barbara</i>	Manco	4 ± 0.8	4	16	-	-	4	16
<i>Leopardus pardalis</i> <sup>1</sup>	Ocelote	10	1	10	-	-	1	10
<i>Leopardus wiedii</i> <sup>1</sup>	Margay	5	2	10	-	-	2	10
<i>Nasua nasua</i> <sup>1</sup>	Cusumbo	3.7	56	207	22	81	34	125
<i>Potos flavus</i>	Chozna	4.1 ± 0.8	22	90	15	62	7	28
<i>Speothos venaticus</i>	Perro de monte	9.3 ± 5.8	3	28	2	19	1	9
			<b>88</b>	<b>361</b>	<b>39</b>	<b>162</b>	<b>49</b>	<b>200</b>
<b>Perissodactyla</b>								
<i>Tapirus terrestris</i>	Danta	113.2 ± 44.3	65	7358	13	1472	52	5886

Tabla 1.8 (Continuación)						Mocagua		San Martín	
		MBW (kg) (±SD)	Total cosechado (Ind.)	Total extraído (kg)	No. cosechado	Cosecha (kg)	No. cosechado	Cosecha (kg)	
Especie	Nombre común								
<b>Primate</b>									
<i>Alouatta seniculus</i>	Coto, mico aullador	6 ± 2.2	18	108	9	54	9	54	
<i>Aotus sp.</i> <sup>1</sup>	Mico nocturno	1.5	22	33	10	15	12	18	
<i>Callicebus torquatus</i> <sup>1</sup>	Zogui-zogui	2.2	12	26	7	15	5	11	
<i>Cebus albifrons</i> <sup>1</sup>	Mono blanco	4.5	7	32	3	14	4	18	
<i>Lagothrix lagothricha</i> <sup>1</sup>	Churuco	9.6	12	115	1	10	11	106	
<i>Pithecia monachus</i> <sup>1</sup>	Mico volador	2.8	6	17	2	6	4	11	
<i>Saguinus nigricollis</i> <sup>1</sup>	Bebeleche	0.6	6	4	1	0.6	5	3	
<i>Saimiri sciureus</i> <sup>1</sup>	Frailles	1.4	11	15	5	7	6	8	
			<b>94</b>	<b>350</b>	<b>38</b>	<b>120.7</b>	<b>56</b>	<b>229</b>	
<b>Rodentia</b>									
<i>Agouti paca</i>	Boruga	8.4 ± 2.7	626	5258	184	1546	442	3713	
<i>Coendou sp.</i> <sup>1</sup>	Erizo	4.5	1	5	1	6	-	-	
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	Guara	5.5 ± 1.1	254	1397	108	594	146	803	
<i>Echimys sp.</i> <sup>1</sup>	Rata arbórea de nariz roja, Conocono	0.9	2	2	1	1	1	1	
<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	Capibara	27.7 ± 11.9	22	609	11	305	11	305	
<i>Myoprocta pratti</i> <sup>1</sup>	Tintín	0.9	29	26	2	5	27	24	
<i>Sciurus sp.</i> <sup>1</sup>	Ardillas	1	2	2	2	2	-	-	
			<b>936</b>	<b>7299</b>	<b>309</b>	<b>2454</b>	<b>627</b>	<b>4846</b>	

Tabla 1.8 (Continuación)				Mocagua		San Martín		
		MBW (kg) (±SD)	Total cosechado (Ind.)	Total extraído (kg)	No. cosechado	Cosecha (kg)	No. cosechado	Cosecha (kg)
Especie	Nombre común							
<b>Xenarthra</b>								
<i>Bradypus variegatus</i>	Pelejo de tres dedos	5.2 ± 1.2	11	57	6	31	5	26
<i>Choloepus didactylus</i>	Pelejo de dos dedos	8.6 ± 1.5	10	86	-	-	10	86
<i>Dasyopus sp</i>	Armadillo	6.3 ± 1.8	151	951	68	428	83	523
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> <sup>1</sup>	Oso hormiguero	30.7	3	92	-	-	3	92
<i>Priodontes maximus</i>	Armadillo gigante	41.7 ± 15.1	5	209	-	-	5	209
			<b>180</b>	<b>1395</b>	<b>74</b>	<b>460</b>	<b>106</b>	<b>936</b>
<b><u>TOTAL MAMIFEROS</u></b>			<b><u>1713</u></b>	<b><u>25147</u></b>	<b><u>546</u></b>	<b><u>6233</u></b>	<b><u>1167</u></b>	<b><u>18914</u></b>
<b>AVES</b>								
<b>Ardeiformes</b>								
<i>Tigrisoma lineatum</i>	Garza tigre	2 ± 0.6	11	22	7	14	4	8
<b>Falconiformes</b>								
<i>Geranos piza caerulescens</i>	Gavilán	1.8 ± 0.7	6	11	4	7	2	4
<b>Galliformes</b>								
<i>Aburria pipile</i>	Pava negra	2.4 ± 0.5	16	38	12	29	4	10
<i>Crax globulosa &amp; Mitu tuberosum</i>	Paujil - Piuri	3.4 ± 1.5	46	156	12	41	34	116
<i>Nothocrax urumutum</i>	Montete	3.1 ± 1.7	11	34	-	-	11	34
<i>Otalis sp.</i>	Guacharaca	4 ± 1.1	13	52	11	44	2	8
<i>Penelope jacquacu</i>	Pava colorada	1.7 ± 1.5	29	49	21	36	8	14
			<b>115</b>	<b>330</b>	<b>56</b>	<b>149</b>	<b>59</b>	<b>181</b>

Tabla 1.8 (Continuación)

Especie	Nombre común	MBW (kg) (±SD)	Total cosechado (Ind.)	Total extraído (kg)	Mocagua		San Martín	
					No. cosechado	Cosecha (kg)	No. cosechado	Cosecha (kg)
Procellariiformes								
<i>Psophia crepitans</i>	Tente	1.2 ± 0.5	25	30	19	23	6	7
Psitacidos								
<i>Amazona farinosa</i> <sup>2</sup>	Loro ojo blanco	0.7	3	2	-	-	3	2
<i>Ara ararauna</i> <sup>2</sup>	Guacamaya azul y Amarilla	1.1	5	5	1	1	4	4
<i>Ara macao</i>	Guacamaya roja	1.0	1	1	-	-	1	1
<i>Ara sp.</i>	Guacamaya	1.0	31	31	28	28	3	3
			<b>40</b>	<b>39</b>	<b>29</b>	<b>29</b>	<b>11</b>	<b>10</b>
Tinamiforme								
<i>Crypturellus undulatus</i>	Panguana	1.7 ± 0.5	6	10	3	5	3	5
<i>Tinamus sp.</i>	Gallineta de monte	3 ± 0.6	18	54	12	36	6	18
			<b>24</b>	<b>64</b>	<b>15</b>	<b>41</b>	<b>9</b>	<b>23</b>
<b>TOTAL AVES</b>			<b><u>221</u></b>	<b><u>497</u></b>	<b><u>130</u></b>	<b><u>263</u></b>	<b><u>91</u></b>	<b><u>233</u></b>

Tabla 1.8 (Continuación)				Mocagua		San Martín		
		MBW (kg) (±SD)	Total cosechado (Ind.)	Total extraído (kg)	No. cosechado	Cosecha (kg)	No. cosechado	Cosecha (kg)
Especie	Nombre común							
<b>REPTILES</b>								
Cocodrilos								
<i>Caiman crocodilus</i>	Caimán común	10.6 ± 6.2	18	191	-	-	18	191
<i>Melanosuchus niger</i>	Caimán negro	13.1 ± 5.7	17	2223	-	-	17	223
			<b>35</b>	<b>414</b>	-	-	<b>35</b>	<b>414</b>
Testudines								
<i>Chelus fimbriata</i>	Tortuga mata-mata	5.8 ± 2.3	28	162	3	17	25	145
<i>Geochelone denticulata</i>	Morrocoy	4.9 ± 2.2	101	495	22	108	79	387
			<b>129</b>	<b>657</b>	<b>25</b>	<b>125</b>	<b>104</b>	<b>532</b>
Chelonia								
<i>Podocnemis unifilis</i> <sup>3</sup>	Tortuga de cabeza y cuello amarilla	4.2	3	13	-	-	3	13
<b>TOTAL REPTILES</b>			<b>167</b>	<b>1083</b>	<b>25</b>	<b>125</b>	<b>142</b>	<b>958</b>
			<b>2101</b>	<b>26709</b>	<b>701</b>	<b>6622</b>	<b>1400</b>	<b>20105</b>

<sup>1</sup>Información de peso obtenida de Emmons (1999)

<sup>2</sup>Información de peso obtenida de Hilty & Brown (1986)

<sup>3</sup>Información obtenida de Emmons (1989)

MBW: Promedio del Peso Corporal: promedio de la masa corporal de todos los animales muertos pesados y los animales capturados vivos, incluyendo hembras y machos de todas las edades en Mocagua y San Martín

Considerando el número total de animales cosechados y los kilogramos extraídos de carne de monte de cada sitio de muestreo, Agua Pudre (rango de cacería 4) en la comunidad de San Martín, representa el 52% del total de la extracción. Hubo diferencias significativas entre el peso promedio de la presa cazada entre las comunidades ( $X^2 = 503.44$ ,  $df = 89$ ;  $p < 0.0001$ ). El promedio del peso de la presa en Mocagua fue alrededor de 10 kg mientras que el peso promedio de la presa cazada en San Martín fue de 15 kg. En ambas comunidades, hubo una marcada preferencia por presas adultas, representando alrededor del 80% (N = 1,611) del total cosechado (Figura 1.3).

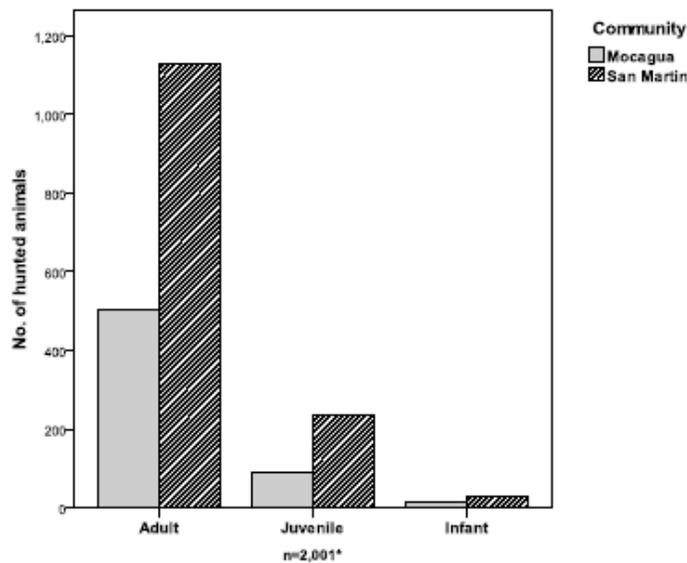


Figura 1.3 Distribución de las edades de las especies de caza consumidas en las comunidades Tikunas de Mocagua y San Martín.

\*n = 2001 = número total de animales que pudieron ser clasificados por edad precisamente.

Leyenda: Comunidad: Mocagua, San Martín

Eje Y: Número de animales cazados

Eje X: Adulto, Juvenil, Infantil, n = 2001\*

La cosecha de las 15 especies más importantes de caza incluyó un total de 1,770 presas cazadas (Figura 1.4). Los roedores contribuyeron a la mitad (52%) del total de la cosecha, seguido de los ungulados con casi 20%. Cuando se compara el número de presas cazadas en cada comunidad, la cosecha en San Martín (70%) fue significativamente más alta que en Mocagua (30%) ( $X^2 = 48,13$ ;  $df = 7$ ;  $p < 0.0001$ ).

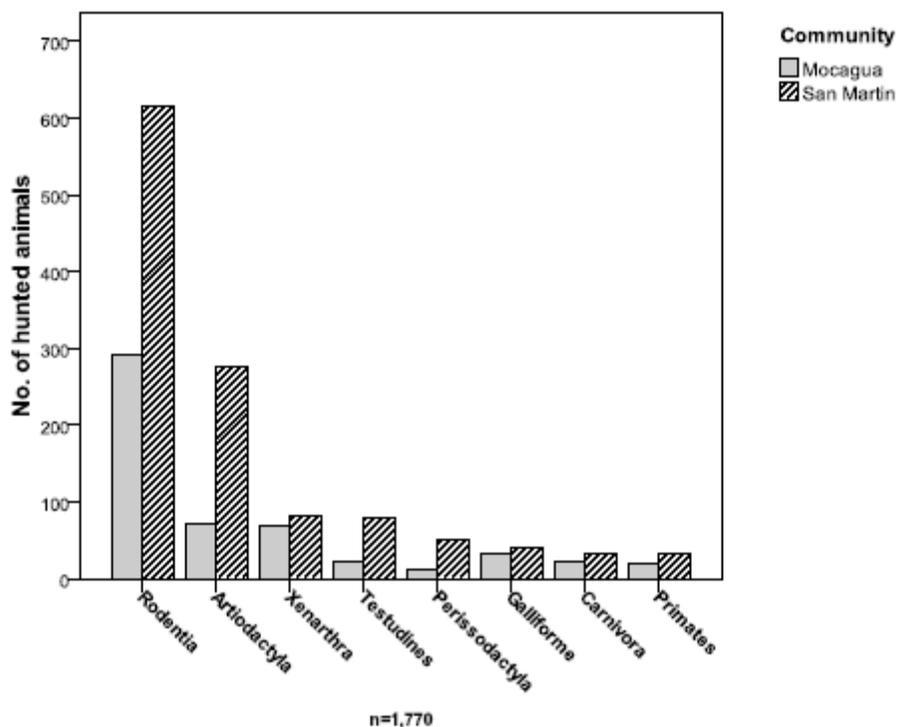


Figura 1.4 Total cosechado en Mocagua y San Martín de las 15 especies de caza más importantes agrupadas por orden  
 Leyenda: Comunidad: Mocagua, San Martín  
 Eje Y: Número de animales cazados  
 Eje X: Rodentia, Artiodactyla, Xenarthra, Testudines, Perissodactyla, Galliforme, Camivora, Primates, n = 1770

### 1.3.2 Estimativos cualitativos de la sustentabilidad de la cacería

La evaluación cualitativa de la sustentabilidad de la cacería para la comunidad de Mocagua sugirió que los venados (*Mazama* sp.), los cerrillos (*Tayassu tajacu*), el tintín (*Myoprocta pratti*) y los micos nocturnos (*Aotus* sp.) son cazados sustentablemente. Los resultados también indicaron que no es claro si la cacería de la boruga (*Agouti paca*), la guara (*Dasyprocta fuliginosa*), el armadillo (*Dasyopus* sp.), la danta de tierras bajas (*Tapirus terrestris*) y la pava colorada (*Penélope jacquacu*) es sustentable o no (DESCONOCIDO). El resto de las especies de cacería parecen sobrecazadas, siendo el morrocoy (*Geochelone denticulata*) y el paujil/piuri (*Crax* sp. / *Mitu* sp.) las especies más sobre cazadas, ya que tienen los puntajes más altos (11 y 10 respectivamente) (Tabla 1.9).

Tabla 1.9 Evaluación cuantitativa de la sustentabilidad de la cacería para las 15 especies más cazadas en Mocagua

<b>Especie</b>	<b>Nombre Común</b>	<b>LH</b>	<b>A</b>	<b>H</b>	<b>Rango</b>	<b>Sostenibilidad</b>
<i>Agouti paca</i>	Boruga	2	2	4	8	DESCONOCIDO
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	Guara	1	3	4	8	DESCONOCIDO
<i>Dasyopus sp.</i>	Armadillo	1	3	4	8	DESCONOCIDO
<i>Tayassu pecari</i>	Puerco de monte	2	4	3	9	NO
<i>Mazama sp.</i>	Venados suramericanos	1	2	2	5	SI
<i>Geochelone denticulata</i>	Tortuga de patas amarillas	4	5	2	11	NO
<i>Tayassu tajacu</i>	Cerrillo	2	3	2	7	SI
<i>Tapirus terrestris</i>	Danta	4	2	2	8	DESCONOCIDO
<i>Nasua nasua</i>	Cusumbo	1	5	2	8	NO
<i>Crax sp./ Mitu sp.</i>	Paujil/ Piuri	3	5	2	10	NO
<i>Myoprocta pratti</i>	Tintin	1	5	1	7	SI
<i>Penelope jacquacu</i>	Pava colorada	2	4	2	8	DESCONOCIDO
<i>Alouatta seniculus</i>	Coto, mico aullador	3	4	2	9	NO
<i>Aotus sp.</i>	Mico nocturno	2	4	1	7	SI
<i>Lagothrix lagothricha</i>	Mico churuco	3	5	1	9	NO

LH = Estrategia de la historia de vida, A = Abundancia, H = Cazados

Para la comunidad de San Martín, la evaluación cualitativa sugirió que la cacería de venados (*Mazama sp.*) es sustentable, mientras que la cacería de la guara (*Dasyprocta fuliginosa*), el armadillo (*Dasyopus sp.*), el cerrillo (*Tayassu tajacu*), la pava colorada (*Penelope jacquacu*) y los micos nocturnos (*Aotus sp.*) son desconocidos. El resto de las especies de cacería parecen sobre cazadas. El morrocoy parece ser la especie más sobre cazada, con el puntaje más alto (14), seguida de la boruga (*Agouti paca*) y los paujiles (puntajes = 11) (Tabla 1.10).

Tabla 1.10 Evaluación cualitativa de la sustentabilidad de la cacería para las 15 especies de caza más cazadas en San Martín

<b>Especie</b>	<b>Nombre Común</b>	<b>LH</b>	<b>A</b>	<b>H</b>	<b>Rango</b>	<b>Sostenibilidad</b>
<i>Agouti paca</i>	Boruga	2	6	3	11	NO
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	Guara	1	4	3	8	DESCONOCIDO
<i>Dasyopus sp.</i>	Armadillo	1	4	3	8	DESCONOCIDO
<i>Tayassu pecari</i>	Puerco de monte	2	4	4	10	NO
<i>Mazama sp.</i>	Venados suramericanos	1	4	1	6	SI
<i>Geochelone denticulata</i>	Tortuga de patas amarillas	4	4	6	14	NO
<i>Tayassu tajacu</i>	Cerrillo	2	3	3	8	DESCONOCIDO
<i>Tapirus terrestris</i>	Danta	4	3	3	10	NO
<i>Nasua nasua</i>	Cusumbo	1	3	5	9	NO
<i>Crax sp. / Mitu sp.</i>	Paujil/ Piuri	3	3	5	11	NO
<i>Myoprocta pratti</i>	Tintin	1	2	5	8	NO
<i>Penelope jacquacu</i>	Pava colorada	2	2	4	8	DESCONOCIDO
<i>Alouatta seniculus</i>	Coto, mico aullador	3	2	5	10	NO
<i>Aotus sp.</i>	Mico nocturno	2	2	4	8	DESCONOCIDO
<i>Lagothrix lagothricha</i>	Mico churuco	3	2	5	10	NO

LH = Estrategia de la historia de vida, A = Abundancia, H = Cazados

### 1.3.3 Estimativos cuantitativos de la sustentabilidad de la cacería

Registré un total de 860 detecciones visuales para las 15 especies más importantes de cacería. Sesenta por ciento de todos los avistamientos fueron registrados en Mocagua (N = 513), el sitio con baja presión de caza. De las 15 especies de vertebrados, solo dos especies de tamaño pequeño, la pava colorada (*Penélope jacquacu*) y el tintín (*Myoprocta pratti*) presentaron las densidades más altas en el sitio de alta cacería, San Martín. Los estimativos de densidad de las seis especies sensibles a la cacería, todas con estrategias de historia de vida larga, fueron evidentemente más altas en Mocagua respecto a San Martín. Por ejemplo, la densidad de los micos churucos (*Lagothrix lagothricha*) fue 11 veces más alta en Mocagua que en San Martín, mientras que el morrocoy (*Geochelone denticulata*), los micos aulladores (*Alouatta seniculus*) y la danta de tierras bajas (*Tapirus terrestris*) presentaron una densidad tres veces más alta en Mocagua. Hubo una diferencia estadística marginal en las densidades de la población entre Mocagua y San Martín ( $F_{1-28} = 4.3$ ;  $p = 0.047$ ). La biomasa agregada en Mocagua fue  $635 \text{ kg/km}^2$ , mientras que la biomasa agregada de San Martín fue  $255 \text{ kg/km}^2$ . Sin embargo no hubo diferencias estadísticas significativas en la biomasa entre las comunidades ( $F_{1-28} = 2.78$ ;  $p = 0.10$ ). De un total de 2,700 avistamientos de animales registrados durante este estudio, aproximadamente 60% fueron registrados en Mocagua (N = 1,532). Los avistamientos de animales incluyeron rastros, heces y detecciones visuales (Tabla 1.12).

Un ANOVA de una sola vía entre grupos fue realizado para explorar el efecto del tamaño corporal sobre las densidades de la población ( $\log_{10}$  transformado). Las categorías del tamaño del cuerpo fueron ordenadas como pequeño, mediano y grande teniendo en cuenta el promedio del peso corporal de cada especie en relación con el orden de la categoría dentro del grupo de las 15 especies de cacería. Esto mostró diferencias significativas entre los tres grupos ( $F_{2-27} = 6.23$ ;  $p = 0.006$ ). La comparación post-hoc usando la prueba Tukey HSD sugirió que las principales diferencias fueron presentadas por las especies de tamaño corporal medio ( $M = 0.59$ ,  $SD = 0.29$ ) y las especies de tamaño corporal grande ( $M = 0.03$ ;  $SD = 0.35$ ) (Figura 1.5).

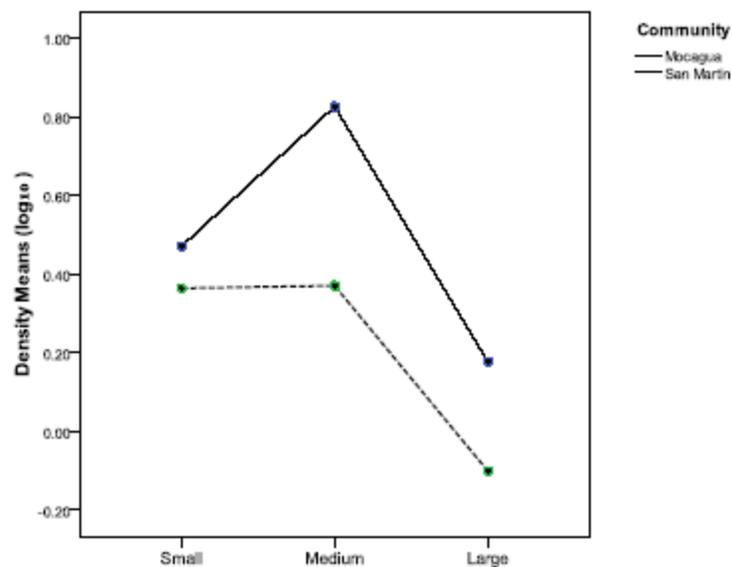


Figura 1.5 Diferencias principales en los promedios de la densidad ( $\log_{10}$ ) de las especies de caza entre las categorías del tamaño corporal en Mocagua y San Martín. Eje Y: Promedio de las densidades ( $\log_{10}$ ) Eje X: Pequeño, Media, Grande

### 1.3.3.1 Modelo de comparación de la abundancia, densidad o biomasa

La comparación de la densidad confirmó que, de las 15 especies de caza incluidas en el análisis, 13 especies presentaron densidades poblacionales más altas en Mocagua respecto a San Martín. Hubo aproximadamente un 34% de cambio relativo en la densidad entre los sitios (Tabla 1.12). La relación entre el promedio del tamaño corporal de las especies cazadas (expresado como el  $\log_{10}$  del promedio del peso corporal) y la densidad ( $\text{ind}/\text{km}^2$ ) – biomasa ( $\text{kg}/\text{km}^2$ ) fue investigada usando el coeficiente de correlación de Pearson. Hubo una fuerte correlación, con un incremento del peso corporal y el incremento de la biomasa (Pearson  $r = 0.68$ ;  $n = 30$ ;  $p < 0.0001$ ), pero no hubo correlación entre el promedio del tamaño corporal y la densidad ( $r = 0.46$ ;  $n = 30$ ;  $p < 0.88$ ).

Tabla 1.11 Información requerida para el cálculo de los índices de abundancia (AI), densidad individual (individuos/km<sup>2</sup>) y biomasa (kg/km<sup>2</sup>) para las 15 especies de caza más importantes clasificadas por orden de preferencia en Mocagua y San Martín

Especies	ABW (± SD)	80% de ABW (± SD)	Tamaño de grupo (Individuos ± SD)		N <sup>1</sup> para estimar AI		AI (rastros/100km)	
			MOC	SM	MOC	SM	MOC	SM
<i>Agouti paca</i>	8.4 ± 2.7	6.7 ± 2.2	1.0	1.0	199	135	8.8	6.0
<i>D. fuliginosa</i>	5.5 ± 1.1	4.4 ± 0.9	1.0	1.0	207	152	9.2	6.7
<i>Dasypus</i> sp.	6.3 ± 1.8	5.0 ± 1.4	1.0	1.0	139	91	6.1	4.0
<i>Tayassu pecari</i>	25.8 ± 8.3	20.6 ± 6.6	3.4 ± 4.6	2.3 ± 1.1	82	48	3.6	2.1
<i>Mazama</i> sp.	23.3 ± 7.2	18.6 ± 5.8	1.0	1.0	217	254	9.6	11.2
<i>Geochelone denticulata</i>	4.9 ± 2.2	3.9 ± 1.8	1.0	1.0	6	3	0.3	0.1
<i>Tayassu tajacu</i>	17.8 ± 10.8	14.2 ± 8.6	3.4 ± 5.6	1.9 ± 1.3	120	92	5.3	4.1
<i>Tapirus terrestris</i>	113.2 ± 44.3	90.6 ± 35.4	1.0	1.0	305	196	13.5	8.7
<i>Nasua nasua</i> <sup>1</sup>	3.7	3.0	6.0 ± 9.0	4.9 ± 3.0	22	37	1.0	1.6
<i>Crax</i> sp./ <i>Mitu</i> sp.	3.2 ± 1.6	2.7 ± 1.3	1.0	1.0	8	6	0.4	0.3
<i>Myoprocta pratti</i> <sup>1</sup>	0.9	0.7	1.0	1.0	11	16	0.4	0.7
<i>Penelope jacquacu</i>	1.7 ± 1.5	1.4 ± 1.2	1.8 ± 1.3	2.1 ± 2.6	59	57	2.6	2.5
<i>Alouatta seniculus</i>	6 ± 2.2	4.8 ± 1.8	4.4 ± 1.3	4.1 ± 2.1	59	27	2.6	1.1
<i>Aotus</i> sp. <sup>1</sup>	1.5	1.2	2.4 ± 0.8	2.2 ± 1.0	57	47	2.5	2.0
<i>L. lagotricha</i> <sup>1</sup>	9.6	7.7	16.0 ± 11.5	14,7 ± 5.2	41	11	1.8	0.5

ABW = Promedio del Peso Corporal, N = número total de rastros y heces, <sup>1</sup>información del peso tomada de Emmons (1999)

Tabla 1.12 Densidad de la población y biomasa de las 15 especies de caza más importantes clasificadas por orden de preferencia en Mocagua y San Martín.

Especies	N		ESW		Densidad de Grupos (grupo/km <sup>2</sup> ± SD)		Densidad individual (individuos/km <sup>2</sup> ± SD)		Biomasa <sup>1</sup> (kg/km <sup>2</sup> ± SD)		Cambio <sup>2</sup>
	MOC	SM	MOC	SM	MOC	SM	MOC	SM	MOC	SM	
<i>Agouti paca</i>	20	12	1.6	1.4			5.7 ± 9.2	3.9 ± 5.2	38 ± 19.9	26.2 ± 11.2	-31.0
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	34	32	9.2	7.9			1.9 ± 0.6	1.6 ± 2.3	8.3 ± 0.5	7.2 ± 2.0	-12.8
<i>Dasyopus</i> sp.	137	91	3.7	3.0			8.7 ± 5.5	4.0 ± 4.6	43.8 ± 7.9	20.3 ± 6.6	-53.8
<i>Tayassu pecari</i>	84	48	1.0	1.0	3.7 ± 0.3	2.1 ± 0.2	12.6 ± 4.5	4.9 ± 1.6	260.4 ± 29.9	100.6 ± 10.6	-61.3
<i>Mazama</i> sp. <sup>3</sup>	35	28	15.2	17.6			1.0 ± 0.5	0.9 ± 0.9	17.9 ± 2.9	16.0 ± 5.2	-10.4
<i>Geochelone denticulata</i>	6	3	0.5	0.5			5.6 ± 1.3	1.2 ± 1.6	21.9 ± 2.3	6.5 ± 6.9	-70.3
<i>Tayassu tajacu</i>	10	9	6.9	6.9	1.3 ± 0.6	0.6 ± 0.2	2.0 ± 4.5	1.2 ± 1.6	29.0 ± 38.9	16.5 ± 13.8	-43.2
<i>Tapirus terrestris</i>	10	5	11.6	11.6			0.5 ± 0.7	0.2 ± 0.3	48.9 ± 24.8	18.1 ± 10.6	-63.0
<i>Nasua nasua</i>	12	8	14.9	14.9	0.1 ± 0.3	0.3 ± 0.7	2.0 ± 6.2	1.2 ± 0.9	5.9	3.6	-38.1
<i>Crax</i> sp./ <i>Mitu</i> sp. <sup>3</sup>	8	6	1.9	1.9			2.0 ± 5.6	1.3 ± 2.1	5.4 ± 7.2	3.6 ± 2.7	-33.2
<i>Myoprocta pratti</i>	11	15	3.0	5.8			1.5 ± 2.0	2.5 ± 2.7	1.1	1.8	59.7
<i>Penelope jacquacu</i>	42	44	12.0	21.1	1.4 ± 1.9	1.6 ± 1.3	2.4 ± 3.9	3.3 ± 2.7	3.3 ± 4.7	4.5 ± 3.2	37.4
<i>Alouatta seniculus</i>	52	21	24.0	19.0	2.0 ± 2.2	0.7 ± 0.9	8.6 ± 8.7	2.8 ± 4.1	41.2 ± 15.3	13.4 ± 7.2	-67.5
<i>Aotus</i> sp.	20	16	12.8	12.8	4.1 ± 3.6	3.4 ± 2.0	9.8 ± 8.5	7.5 ± 6.1	11.8	8.2	-30.1
<i>Lagothrix lagothricha</i>	32	9	14.8	21.2	0.8 ± 1.1	0.1 ± 2.7	12.8 ± 12.7	1.1 ± 0.5	98.3	8.5	-91.4
	513	347							635.2	255.1	-33.9*

<sup>2</sup>Cambio relativo en la densidad entre Mocagua y San Martín.

<sup>3</sup>Las detecciones visuales de *Mazama americana* y *Mazama gouazoubira* fueron agrupadas.

\*Promedio del cambio en la población de las 15 especies entre Mocagua y San Martín.

### 1.3.2.2 Modelo de producción

Con el fin de evaluar las tasas actuales de cosecha de San Martín en comparación con Mocagua, comparé los estimativos de la producción máxima ( $P_{max}$ ) y los convertí en la cosecha observada anual (OH) para las comunidades de Mocagua y San Martín, (todos los estimativos son presentados por  $km^2$ ) para 10 especies cazadas, con cada área de captura de las comunidades, como lo ilustra la Tabla 1.13:

Tabla 1.13 Cálculo de la producción potencial anual ( $P_{max}$ ) y la cosecha observada (OH) para las 10 especies de caza más importantes en el orden del rango de preferencia en Mocagua y San Martín

Especie	Densidad (ind/ $km^2$ )		$\lambda_{max}$	Pmax		OH* ind/ $km^2$	
	MOC	SM		MOC	SM	MOC (208 $km^2$ )	SM (199 $km^2$ )
<i>Agouti paca</i>	5.7	3.9	1.9	3.1	2.1	0.39	0.98
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	1.9	1.6	3.0	2.3	2.0	0.23	0.32
<i>Dasypus sp.</i>	8.7	4.0	2.0	5.2	2.4	0.14	0.18
<i>Mazama sp.</i>	1.0	0.9	0.4	10.0	3.9	0.08	0.21
<i>Myoprocta pratti</i>	1.5	2.5	3.0	0.3	0.3	0.004	0.06
<i>Penelope jacquacu</i>	2.4	2.6	3.3	1.8	3.0	0.04	0.02
<i>Alouatta seniculus</i>	8.6	2.8	1.2	0.7	1.0	0.02	0.02
<i>Aotus sp.</i>	9.8	7.5	1.3	0.9	0.3	0.02	0.03
<i>Lagothrix lagothricha</i>	12.8	1.1	1.2	1.5	1.1	0.002	0.02

\*Los resultados de OH son presentadas con 2 y 3 decimales con el fin de proporcionar figuras.

$\lambda_{max}$  (tasa finita de incremento) (ver glosario para su definición): valores de Robinson & Redford (1991) Bodmer et al. (1997) y Peres & Nascimento (2006)

El modelo de producción demostró que la cacería actual para la comunidad de San Martín no es sustentable para cuatro especies (Tabla 1.14). Dos especies de cacería presentaron niveles de cacería muy por encima de MSY en San Martín. Por ejemplo, las tasas de extracción de venados y borugas fueron 160% y 76% respectivamente. Cuando se compararon los patrones de cacería entre las comunidades, hubo una diferencia significativa entre la cosecha observada (OH) de Mocagua y San Martín ( $t = 2.093$ ;  $df = 28$ ;  $p = 0.04$ ). Adicionalmente hubo una correlación significativa entre el incremento del tamaño corporal y la cosecha observada (OH (ind/ $km^2$ ):  $r = 0.814$ ;  $n = 30$ ;  $p < 0.0001$  y OH (kg/ $km^2$ ):  $r = 0.773$ ;  $n = 30$ ;  $p < 0.0001$ ).

Tabla 1.14 Modelo de producción: evaluación de la cosecha actual en San Martín

<b>Especie</b>	<b>OH</b>	<b>MSY</b>	<b>% Removido</b>	<b>% MPH</b>	<b>Sostenibilidad</b>
<i>Agouti paca</i>	1.0	1.3	76	40	NO
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	0.3	0.9	36	40	NO
<i>Dasypus sp.</i>	0.2	2.1	9	40	SI
<i>Tayassu pecari</i>	0.3	0.6	52	20	NO
<i>Mazama sp.</i>	0.2	0.1	160	40	NO
<i>Myoprocta pratti</i>	0.1	0.8	8	40	SI
<i>Penelope jacquacu</i>	0.02	0.3	7	20	SI
<i>Alouatta seniculus</i>	0.02	6.0	0.3	20	SI
<i>Aotus sp.</i>	0.03	0.6	4	40	SI
<i>Lagothrix lagothricha</i>	0.02	0.2	11	20	SI

\*La cosecha actual es insostenible ya que el porcentaje de remoción es casi igual a su MPH (Caughley & Sinclair, 1994)

OH = Cosecha observada

MSY = Producción máxima sostenible definida como 0.2 de Pmax para las especies de vida larga, 0.4 de Pmax para las de vida media y 0.6 de Pmax para las de vida corta )

% Removido = OH/ MSY\*100

MPH = Porcentaje máximo de la producción cosechable. Los valores se tomaron de Robinson & Redford (1991), Bodmer & Robinson (2004)

### 1.3.3.3 Modelo de reclutamiento - existencias

Este modelo sugiere que la cacería de la mitad de las especies de caza es llevada a cabo como una estrategia riesgosa en San Martín. Aunque la población predecida de borugas (valores de N/K) está por encima de MSY en un 9%, incluyo esta especie en la categoría de riesgosa ya que este valor marginal está muy cerca del MSY (Caughley & Sinclair 1994).

Tabla 1.15 Modelo de reclutamiento- existencias: resumen del riesgo de la cacería a largo plazo

<b>Especies</b>	<b>K</b>	<b>N</b>	<b>MSY</b>	<b>N/K</b>	<b>ESTRATEGIA</b>
<i>Agouti paca</i>	5.7	3.9	60	69	Riesgoso
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	1.9	1.6	60	87	Seguro
<i>Dasyopus sp.</i>	8.7	4.0	60	46	Riesgoso
<i>Tayassu pecari</i>	12.6	4.9	80	39	Riesgoso
<i>Mazama sp.</i>	1.0	0.9	60	90	Seguro
<i>Myoprocta pratti</i>	1.5	2.5	60	160	Seguro
<i>Penelope jacquacu</i>	2.4	3.3	80	137	Seguro
<i>Alouatta seniculus</i>	8.6	2.8	80	33	Riesgoso
<i>Aotus sp.</i>	9.8	6.9	60	70	Seguro
<i>Lagothrix lagothricha</i>	12.8	1.1	80	9	Riesgoso

N = densidad en el área cazada(San Martín); K = capacidad de carga calculada a partir de los valores de densidad de Mocagua; N/K = población predecida

#### 1.3.3.4 Modelo de cosecha unificado

Usando este modelo, examiné tanto la sustentabilidad de la cacería actual como el potencial del uso sustentable a largo plazo (Bodmer & Robinson 2004). Para este análisis, la información sobre la estrategia de la historia de vida de las 10 especies de caza está incluida, así como el porcentaje de la producción máxima cosechable (MHP) y MSY, el cual es estimado como un porcentaje de la capacidad de carga (K) de la población cazada. Los resultados del modelo de cosecha unificado indicaron que en la comunidad de San Martín la cacería de siete especies parece sustentable. Los venados presentaron la tasa más alta de sobreexplotación (extracción MPH) (-75%), seguidos por las borugas (-38%) y los micos churucos (-11%) (Tabla 1.16).

Tabla 1.16 El modelo de cosecha unificada. Evaluación de la sustentabilidad de la cacería y el potencial de uso a largo plazo (Bodmer & Robinson, 2004)

<b>Especies</b>	<b>MSY</b>	<b>OH</b>	<b>% MPH</b>	<b>% Extracción</b>	<b>Sostenibilidad</b>
<i>Agouti paca</i>	1.26	0.98	40	78	Sobrecazado
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	1.18	0.32	40	28	Parece sostenible
<i>Dasyopus sp.</i>	1.43	0.18	40	13	Parece sostenible
<i>Tayassu pecari</i>	3.09	0.30	20	10	Parece sostenible
<i>Mazama sp.</i>	0.18	0.21	40	115	Sobrecazado
<i>Myoprocta pratti</i>	1.77	0.06	40	3	Parece sostenible
<i>Penelope jacquacu</i>	0.79	0.02	20	2	Parece sostenible
<i>Alouatta seniculus</i>	0.23	0.02	20	9	Parece sostenible
<i>Aotus sp.</i>	0.64	0.03	40	4	Parece sostenible
<i>Lagothrix lagothricha</i>	0.08	0.02	20	31	Sobrecazado

OH = Cosecha observada

MSY = Producción máxima sustentable definida como 0.8 de Pmax para las especies de vida larga, 0.6 de Pmax para las de vida media usando Pmax para la población cosechada

% Removido = OH/ MSY\*100

## 1.4 Discusión

La cosecha de vida silvestre reportada por los amerindios en el neotrópico ha sido consistente, con marcadas preferencias por las especies de vertebrados grandes con estrategias de vida media y larga. Estas especies tienen periodos largos de gestación, intervalos grandes entre nacimientos y duración de vida larga, haciéndolas extremadamente susceptibles a la cacería que incluso en niveles de subsistencia pueden llevar a las poblaciones a la extinción local (Bodmer & Robinson 2004; Cullen et al. 2004; Fragoso et al. 2004; Jerzolimski & Peres 2003; Mittermeier 1991; Peres 1990a; Peres & Nascimento 2006). Adicionalmente, varios estudios demostraron que los cazadores en el neotrópico hacen escogencias interespecíficas que maximizan las tasas de retorno, según lo explica la teoría de forrajeo de Alvard (1993) (Jerzolimski & Peres 2003; Naranjo et al. 2004; Vickers 1991; Zapata-Rios et al. 2009). Por lo tanto, los cazadores se inclinan a seleccionar presas de tamaño grande que producen la mayor cantidad de carne por unidad de energía o tiempo invertido, a pesar de su densidad poblacional local y el riesgo de extinción (Bodmer 1995b; Bodmer et al. 1997; Jerzolimski & Peres 2003; Vickers 1994). De acuerdo con estos argumentos, las preferencias de cacería de los Tikunas en Mocagua y San Martín presentaron una marcada inclinación por mamíferos de tamaño grande (81%) y presas adultas (82%). Combinando los datos de la evaluación cualitativa de la cacería y los modelos cuantitativos, parece ser que al menos ocho especies de caza incluidas en los análisis están sobre cazadas.

Campos-Rozo (1987) condujo un diagnóstico etnográfico de los patrones de cacería de los Tikunas en la comunidad de San Martín, reportando el consumo de 46 especies de vertebrados donde 56% de las especies eran mamíferos. Un total de 4,020 kg de carne de monte fue consumido durante un periodo de 6 meses. Arias & Castellanos (2000) reportaron 450 kg de carne de monte en San Martín durante el periodo 1998 – 1999 como el consumo total. Aquí es relevante mencionar que Campos-Rozo (1987) registró los datos de cacería ella misma mientras que lo que figura en Arias & Castellanos (2000) fue recopilado por los cazadores locales, por lo tanto es probable que los bajos números de animales cazados reportados durante 1998 – 1999 refleje un sesgo en los datos. Sin embargo, cuando comparamos los diagnósticos de la cosecha conducidos en San Martín por Campos-Rozo en 1987 y este estudio, parece que las preferencias de cacería permanecen similares. Por ejemplo, ha existido una marcada preferencia por mamíferos donde aproximadamente el 90% del total de la cosecha (kg) ha sido representado por esta clase de vertebrados (Tabla 1.17), mientras que el consumo de las especies de aves ha disminuido con el tiempo, en términos del número de animales cazados.

Tabla 1.17 Comparación histórica de la composición de la cosecha en San Martín

Clase	Campos-Rozo, 1987 (6 meses)		Arias & Castellanos, 2000 (12 meses)		Maldonado (2005 - 2009) (48 meses)	
	% Ind. (n = 362)	% kg (n = 4,020kg)	% Ind. (n = 24)	% kg (n = 449kg)	% ind. (n = 1,410)	% kg (n = 20,095 kg)
Mamíferos	62.6	95.0	56	90.4	83.5	94.1
Aves	27.7	1.2	20	1.6	6.5	1.1
Reptiles	9.7	3.8	24	8.0	10.0	4.8

### 3.4.1 Comparación de la densidad poblacional con otros estudios

Los estimativos de la densidad poblacional en Mocagua y San Martín son más bajos en comparación a las densidades reportadas en otros sitios de la Amazonía, con estructura de hábitat comparable y presión de cacería similar (Mena et al. 2000; Peres 2000b; Peres & Nascimento 2006; Zapata-Rios et al. 2009). Estos estudios evaluaron la sustentabilidad de la cacería usando los mismos modelos incluidos en este estudio. La Tabla 1.18 presenta la comparación de las densidades. El puerco de monte (*Tayassu pecari*) fue la única especie de caza que presento densidades poblacionales más altas en Mocagua y San Martín, mientras que las densidades poblacionales de la guara (*Dasyprocta fuliginosa*), los venados (*Mazama* sp.), la pava colorada (*Penélope jacquaccu*) y el mico churuco (*Lagothrix lagothricha*) fueron particularmente más bajas en Mocagua y San Martín, que en los otros sitios amazónicos incluidos en la siguiente comparación (Tabla 1.18).

Tabla 1.18 Comparación de la densidad (ind/km<sup>2</sup>) de las especies de caza preferidas en los sitios con cacería ligera/ sin cacería y con cacería de la cuenca amazónica.

Especies	Maldonado		Mena et al. 2000	Zapata-Rios et al. 2009	Peres & Nascimento, 2006	Peres 2000		
	Colombia		Ecuador*		Brasil	(23 sitios en la Amazonía)		
	LHA <sup>1</sup>	HA <sup>2</sup>	LHA	HA	UA <sup>3</sup>	HA	LHA	HA
<i>Agouti paca</i>	5.7 ± 9.2	3.9 ± 5.2	14.3	9.7	4.5	0.5	(-)	(-)
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	1.9 ± 0.6	1.6 ± 2.3	16.7	13.8	43.3	12.5	7.6 ± 10.5	2.9 ± 1.7
<i>Dasybus sp.</i>	8.7 ± 5.5	4.0 ± 4.6	(-)	19.3	(-)	(-)	(-)	(-)
<i>Tayassu pecari</i>	12.6 ± 4.5	4.9 ± 1.6	(-)	(-)	0.04	0	1.7 ± 1.4	0.1 ± 0.4
<i>Mazama sp.</i>	1.0 ± 0.5	0.9 ± 0.9	18.8	4.7	4.5	1.7	1.3 ± 0.7	0.4 ± 0.4
<i>Myoprocta pratti</i>	1.5 ± 2.0	2.5 ± 2.7	19.3	8.6	(-)	(-)	3.5 ± 2	4.3 ± 2.6
<i>Penelope jacquacu</i>	2.4 ± 3.9	3.3 ± 2.7	31.7	21.4	22.3	14.2	8.5 ± 4.4	5.2 ± 2.9
<i>Alouatta seniculus</i>	8.6 ± 8.7	2.8 ± 4.1	17.2	6.8	8			
<i>Aotus sp.</i>	9.8 ± 8.5	7.5 ± 6.1	37.5	8.4	(-)	(-)	(-)	(-)
<i>Lagothrix lagothricha</i>	12.8 ± 12.7	1.1 ± 0.5	36.8	4.8	(-)	(-)	15.1 ± 9.4	1.7 ± 3

(-) La especie no está presente en el sitio de estudio o los valores no fueron reportados en las publicaciones

\*Las densidades reportadas para el Ecuador corresponden a la misma área de estudio, con diferentes niveles de presión de cacería

LHA: Área de cacería baja; HA: Área de cacería alta; UA: Área sin cacería

Todos los valores fueron aproximados a un solo decimal

#### 1.4.2 Sustentabilidad de la cacería

La aplicación de varios modelos para determinar la sustentabilidad de la cacería fue usada teniendo en cuenta variables cruciales tales como los estimativos de la densidad tanto en los sitios con cacería baja como alta, producción y cacería observada. Por lo tanto, esto debe proporcionar estimativos comparables de sustentabilidad. También el uso de varios modelos puede reducir el sesgo relacionado con cada modelo individual. Sin embargo, ninguno de los modelos incluidos en este análisis considera los efectos potenciales de la migración de las áreas sin cacería hacia las áreas de subsistencia. Esto se debe a que la migración no fue medida durante este estudio y los datos históricos no están disponibles (dinámica fuente- sumidero). Esto es difícil de medir ya que prácticamente nada se conoce acerca del flujo de la población y los patrones de dispersión de las especies neotropicales de caza (Peres 2001; 2008). Es probable que las dinámicas fuente - sumidero sean responsables de mantener un influjo de vida silvestre entre las áreas fuente y sumidero dentro de Mocagua y San Martín.

Resumiendo los resultados de la evaluación cualitativa y el diagnóstico cuantitativo (comparación de la densidad permanente, modelo de reclutamiento - existencias, modelo de producción y modelo de cosecha unificado), los patrones de cacería en la comunidad de San Martín son insustentables para seis especies objetivo de cacería: boruga, armadillo, puerco de monte,

venados, mico aullador y mico churuco. Aquí asumo que existe una cosecha insustentable cuando al menos tres de los modelos lo sugieren (Tabla 1.19). La evaluación cualitativa de la sustentabilidad de la cacería también indicó que el morrocoy, el montete y la danta de tierras bajas están sobre cazadas (ver Tablas 1.19).

Tabla 1.19 Resumen de los resultados para la evaluación cualitativa y cuantitativa de la sustentabilidad de la cacería en San Martín. Las especies en negrillas sufren de cacería insustentable, soportado por al menos tres modelos.

<b>Especies</b>	<b>Evaluación cualitativa Sostenible</b>	<b>Modelo de comparación de densidad % Cambio</b>	<b>Modelo de reclutamiento- existencias Estrategia</b>	<b>Modelo de producción Sostenible</b>	<b>Modelo de cosecha unificada Sustentabilidad</b>
<b><i>Agouti paca</i></b>	<b>NO</b>	<b>-31.0</b>	<b>Riesgoso</b>	<b>NO</b>	<b>Sobrecazado</b>
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	DESCONOCIDO	-12.8	Seguro	NO	Parece sostenible
<b><i>Dasypus sp.</i></b>	<b>NO</b>	<b>-53.8</b>	<b>Riesgoso</b>	<b>SI</b>	<b>Parece sostenible</b>
<b><i>Tayassu pecari</i></b>	<b>NO</b>	<b>-61.3</b>	<b>Riesgoso</b>	<b>NO</b>	<b>Parece sostenible</b>
<b><i>Mazama sp.</i></b>	<b>SI</b>	<b>-10.4</b>	<b>Seguro</b>	<b>NO</b>	<b>Sobrecazado</b>
<i>Myoprocta pratti</i>	NO	59.7	Seguro	SI	Parece sostenible
<i>Penelope jacquacu</i>	DESCONOCIDO	37.4	Seguro	SI	Parece sostenible
<b><i>Alouatta seniculus</i></b>	<b>NO</b>	<b>-67.5</b>	<b>Riesgoso</b>	<b>SI</b>	<b>Parece sostenible</b>
<i>Aotus sp.</i>	DESCONOCIDO	-30.1	Seguro	SI	Parece sostenible
<b><i>Lagothrix lagothricha</i></b>	<b>NO</b>	<b>-91.4</b>	<b>Riesgoso</b>	<b>SI</b>	<b>Sobrecazado</b>

#### 1.4.2.1 Impacto de la cacería de subsistencia sobre los ungulados

Mientras las preferencias de cacería en Mocagua y San Martín incluyen una variedad de especies silvestres, mis hallazgos sugieren que existen claras preferencias de cacería para las especies de caza vulnerables a la sobreexplotación debido a sus características ecológicas. Por ejemplo, las especies de caza sobreexplotadas son especies de media o larga vida. Aunque la danta de tierras bajas (*T. terrestris*) no fue incluida en los análisis cuantitativos, la evaluación cualitativa de la sustentabilidad de la cacería sugiere una cacería insustentable en San Martín (Tabla 1.10). Además, esta especie de caza es clasificada como En Peligro Crítico (CR) en Colombia (Rodríguez-Mahecha et al. 2006). Este taxón ha sido extirpado en amplias áreas de su rango de distribución en Colombia, principalmente debido a la cacería de subsistencia y comercial, seguido de la fragmentación del hábitat y la deforestación (Rodríguez-Mahecha et al. 2006).

Ulloa et al. (1996) reportaron la extinción local de la danta de Bairdi (*Tapirus bairdii*) debido a la cacería de subsistencia en el Parque Nacional Utría, Colombia. En este parque las comunidades indígenas Emberá tienen derecho

a la cacería de subsistencia dentro de esta área protegida ya que el parque se estableció sobre un territorio previamente Emberá. Las tasas de extracción actual de la danta de tierras bajas en el PNNA debidas a la cacería de subsistencia pueden llevar a esta especie a la extinción local. La extracción permitida de dos dantas por año (por cazador) incluida en el borrador del plan de manejo del PNNA y las comunidades Tikuna amenaza la estabilidad de las poblaciones de danta en el área. Además, esta restricción de cacería no ha sido aplicada y tiene varias limitaciones de monitoreo e inconsistencias en su diseño. Por ejemplo, los cazadores de Mocagua siguieron esta prohibición el primer año. Sin embargo, fue difícil cuantificar la extracción por familia, ya que los cazadores activos son familiares y están agrupados principalmente en dos grandes familias. De forma que argumentan que cada hombre en cada familia tiene el derecho a cazar dos dantas cada año. Sin embargo, si la restricción original de cacería es aplicada, la comunidad de San Martín con aproximadamente 30 cazadores activos tendría una extracción mínima de 60 dantas por año, mientras que a Mocagua se le permitiría la extracción de 55 dantas al año. La restricción actual de cacería permitiría la extirpación local de las dantas solo por propósitos de subsistencia.

La biomasa de ungulados en los bosques neotropicales es baja en comparación con otros bosques tropicales, como en Africa (Bodmer 1989; Emmons 1984; Robison & Bennett 2000a), por lo tanto la extracción tiene que ser cuidadosamente medida con el fin de mantener poblaciones viables. En el caso de otros ungulados sobre cazados tales como el puerco de monte y ambas especies de venado, la cacería representa una amenaza especialmente para las poblaciones de venados ya que la cosecha observada excede considerablemente su producción máxima sustentable (ver Tablas 1.15 y 1.16). Aunque la productividad reproductiva del puerco de monte es más alta que la de otros ungulados (Bodmer 1989), Peres (1996) describe que el puerco de monte es extremadamente susceptible a la cacería debido a que una gran proporción de la manada puede ser disminuida en un solo encuentro con los cazadores.

Permanecen sin aclararse cuales fueron los factores que originaron la reducción local o desaparición de esta especie reportada en diferentes sitios de la Amazonía. Por ejemplo, Kiltie & Terborgh (1983) atribuyeron la desaparición de los puercos de monte en el Parque Nacional Manu en Perú a la sobreexplotación. Fragoso (2004) afirmó que la mortalidad a partir de una epidemia causó una disminución de la población de puercos de monte a nivel regional en la Isla Maraca, Brasil. Vickers (1991) explicó que las tasas de cacería de puercos de monte por los Siono-Secoya en Ecuador fluctuaron en

una gran extensión como consecuencia de las migraciones de las manadas entre los territorios más que por la cacería. En otras regiones como el Chaco Argentino, los puercos de monte permanecen siendo una fuente importante de proteína aunque la cacería es mucho menor que en la Amazonía (Altrichter & Boaglio 2004). La desaparición de los puercos de monte cerca de los asentamientos de largo tiempo en el Chaco sugiere que esta especie no puede resistir una presión de cacería a largo plazo (Altrichter 2005). Similarmente, mis resultados sugieren que en la comunidad de San Martín, un asentamiento de 40 años, la cacería del puerco de monte refleja una estrategia de cacería insustentable y riesgosa confirmada por los cinco diagnósticos aplicados.

La información histórica sobre las tasas de cacería de los puercos de monte en San Martín durante finales de 1980 ilustra una extracción insustentable de esta especie. Campos-Rozo (1987) manifestó su preocupación ya que esta especie representó el 78% del total de la cosecha (kg), convirtiéndola en la presa más cazada. Esta cosecha se alcanzó en solo 11 faenas de cacería, soportando la descripción de Peres (1996) de la susceptibilidad de la cacería de esta especie, ya que un encuentro con los cazadores puede erradicar una manada. Por otro lado Mocagua, se estableció durante el mismo periodo que San Martín, por lo que es difícil establecer si las diferencias en las densidades de puercos de monte entre las comunidades son el resultado de la sobreexplotación o si esto está relacionado con diferencias en las dinámicas de inmigración de las áreas contiguas sin caería en ambos territorios indígenas.

#### *1.4.2.2 Impacto de la cacería de subsistencia en las especies de media y larga vida*

Es claro que la cosecha actual de boruga (*Agouti paca*) y armadillos (*Dasyus* sp.) es insustentable y riesgosa. Teniendo en cuenta los patrones reproductivos de estas especies de vida media, su relativamente alto potencial reproductivo los hace más resistentes a la presión de cacería (Robinson & Redford 1991b; Vickers 1991). La mayoría de los eventos de cacería de los roedores y armadillos fueron registrados cerca de las comunidades indígenas donde la disponibilidad de comida es alta, cerca de los cultivos de subsistencia (chagras) de las comunidades como se reportó en otros estudios (Naughton-Treves et al.2002; Vickers 1991). Sin embargo, las restricciones de cacería deben ser aplicadas para mantener las poblaciones silvestres de estas especies (ver sección 2.4.1).

La evaluación cualitativa de la cacería sugirió que los paujiles y piuris (*Crax* sp./ *Mitu* sp.), especies de vida larga, son las especies de aves más preferidas

en la dieta Tikuna y los patrones de cacería actuales son insustentables. Bennett (2000) reportó que la cacería por los Tikunas en el PNNA y la isla de Mocagua parece haber jugado un papel principal en la disminución de los números actuales de pajiiles y piuris en el área. Varios autores están de acuerdo en que las tasas de recuperación de las poblaciones de crácidos hace difícil que toleren altos niveles de cacería continua (Begazo & Bodmer 1998; Peres 2000b). La extinción de crácidos representaría más que un evento específico para la especie, debido a su rol principal como dispersores de semillas y su extinción probablemente tendría un impacto negativo en la estructura del bosque (Begazo & Bodmer 1998; Bennett 2000).

Es importante señalar que los bajos niveles de OH (cosecha observada) para las especies de primates están relacionados con la falla de los cazadores para encontrar estas especies en el bosque, más que por las preferencias de cacería. Por lo tanto, el modelo de producción es un predictor pobre para evaluar la sustentabilidad de la cacería cuando las densidades poblacionales actuales de las especies objetivo de cacería han sido drásticamente disminuidas al punto que incluso los cazadores expertos son incapaces de encontrar estas especies. El hecho de que el modelo de producción no incluya las densidades en los sitios de cacería sugiere que los resultados de este modelo deben ser interpretados con precaución (Bodmer & Robinson 2004; Peres & Nascimento 2006).

Los resultados de la evaluación cualitativa también sugieren que el morrocoy fue la especie más sobre cazada, presentando los puntajes más altos en ambas comunidades (Mocagua = 11; San Martín = 14). Además, Campos-Rozo (1987) reportó que la tasa de encuentro de los cazadores con esta especie fue significativamente más alta durante su periodo de estudio. La principal importancia del morrocoy en la dieta de San Martín durante finales de 1980 fue descrita por Campos-Rozo (1987). Ella reportó el consumo de esta especie en forma regular. La cosecha fue exitosa a lo largo del periodo de estudio con picos en mayo y septiembre. La cacería observada de esta especie sugiere que los patrones de cacería actuales son insustentables y la estrategia de cacería es riesgosa para su sustentabilidad al largo plazo. Esta especie de larga vida es usualmente capturada durante encuentros incidentales, más que porque los cazadores las estén buscando. Como se reportó en otros estudios, el morrocoy se mantiene vivo en la casa del cazador y usualmente es consumida durante las festividades de la comunidad o hasta que sea necesario para una comida (Fachín-Terrán et al. 2004; Peres & Nascimento 2006; Vickers 1991).

El modelo de reclutamiento - existencias sugiere que teniendo en cuenta la capacidad de carga, incluso aunque las tasas de extracción para los micos churucos y los micos cotudos sean extremadamente bajas. La cacería de estas especies es particularmente riesgosa ya que sus poblaciones predichas están considerablemente por debajo de MSY (densidad predicha =  $MSY - (N/K)$ ), por lo tanto la cacería a largo plazo afectará drásticamente la estructura de la población de estas especies (Tabla 1.15). Los micos churucos fueron una de las especies más importantes en la dieta tradicional Tikuna (Parathian & Maldonado 2010). Los cazadores expertos en Mocagua y San Martín revelaron que el pasado ellos podían cazar esta especie a tres kilómetros de las comunidades, donde los asentamientos fueron establecidos. Actualmente, solo los cazadores experimentados de San Martín son exitosos cazando micos churucos. Las densidades reportadas de micos churucos en San Martín sugieren una disminución de las poblaciones silvestres especialmente dentro de un radio de 8 km alrededor de la comunidad. Los micos churucos son altamente sensibles a la cacería. Incluso los niveles de cacería de subsistencia pueden resultar en la extinción local, ya que son una de las primeras especies de primates en desaparecer (Laurance et al. 2006; Peres 1990b; Peres 1991; Stevenson et al. 2005). Su vulnerabilidad es principalmente atribuida a sus bajas tasas reproductivas y largos periodos entre nacimientos (Di Fiore & Campbell 2007; Peres 1990). Peres (1990) declara que la selectividad de la cacería también puede afectar el radio de sexos en los micos churucos, influenciando de esta manera su crecimiento poblacional a largo plazo.

Los micos churucos juegan un papel importante como dispersores de semillas para especies de plantas de dosel (Andresen 1999; Dew 2005; Stevenson 2002a; Stevenson 2004). Stevenson (2007) reportó que la dispersión de semillas por micos churucos en el Parque Nacional Tinigua, Amazonía colombiana es comparable con la de la comunidad de aves, consistiendo de aproximadamente 156 especies. Aunque no existe evidencia suficiente que sugiera que la ausencia de micos churucos en bosques cercanos a los asentamientos humanos en las áreas de estudio tengan una diversidad de plantas disminuida. Barrera et al. (2008) encontraron altas tasas de remoción de semillas de *Apeaba aspera* (especie de dosel) donde las densidades de primates de tamaño grande eran altas. Se espera que la disminución actual de micos churucos a lo largo de la Amazonía por la cacería de subsistencia pueda afectar drásticamente sus tasas diarias de deposición de semillas reduciéndola de 9.5 kg de semillas/km<sup>2</sup> en sitios sin cacería a solo 2.24 kg/km<sup>2</sup> en sitios con cacería moderada a alta (Peres & Palacios 2007). La evidente disminución de los primates de tamaño grande especialmente el caso de los micos churucos en la comunidad de San Martín, es un buen ejemplo de la “extinción ecológica”

descrita por Estes et al. (1989), ya que “*la reducción de una especie a tales abundancias que aunque aún está presente en la comunidad, no tiene la capacidad de interactuar normalmente con otras especies debido a su población reducida*”. La extinción de los Atelinos puede afectar fuertemente los amplios patrones de dispersión de semillas y de esta forma la diversidad de plantas especialmente las plantas de semillas grandes, las cuales raramente son consumidas por otros dispersores de semillas (Peres & Dolman 2000; Peres & Van Roosmalen 2002; Stevenson & Aldana 2008; Terborgh et al. 2008). Además, la venta de carne a la escuela católica en Puerto Nariño por la comunidad de San Martín, y la venta de carne a la escuela de Macedonia por la comunidad de Mocagua, pueden ser contrarrestadas con una cría a pequeña escala de animales domésticos. Es crucial informar a los directores de las escuelas el daño a las poblaciones de especies de caza cuando promueven el pago de las cuotas de la escuela con carne de monte.

## **1.5 Conclusión**

Estos resultados son consistentes con otros estudios en la Amazonía donde la cacería de subsistencia parece ser la causa principal de disminución de los vertebrados de gran tamaño (Bodmer et al. 1997; Parry et al. 2009; Peres 2000b; 2001b; Peres & Nascimento 2006; Robinson & Redford 1991b; Terborgh 1999). Como consecuencia de una cosecha selectiva continua de presas de gran tamaño, es probable que sus poblaciones naturales disminuyan conspicuamente reflejando una baja biomasa (Lopes & Ferrari 2000; Peres 1999a; Peres 2000a, Peres & Dolan 2000). Además, si el perfil de cacería presenta una inclusión o incremento en el consumo de especies de tamaño pequeño, esto puede ser interpretado como evidencia de la disminución de las especies preferidas (Jerolimski & Peres 2003). Por lo tanto, en las áreas sobre cazadas el promedio de la biomasa y la diversidad de mamíferos disminuye, mientras que las especies adaptables se vuelven predominantes (Lopes & Ferrari 2000; Naughton-Treves et al. 2002).

Un buen ejemplo de esto puede ser el caso de dos especies de tamaño pequeño, el tintín (*Myoprocta pratti*) y la pava colorada (*Penelope jacquaccu*), cuyas densidades fueron más altas en San Martín que en Mocagua. Sin embargo, este estudio no puede proporcionar suficiente evidencia biológica para afirmar que las especies arriba mencionadas presenten densidades más altas en el área con cacería alta como un efecto de la compensación de la densidad. Estos hallazgos son otro ejemplo de un incremento en las densidades poblacionales de las especies de tamaño pequeño y la reducción

de las especies objeto de cacería como resultado de la sobreexplotación (Peres & Dolman 2000; Peres & Nascimento 2006; Peres & Palacios 2007). Además, el consumo de tintín (*Myoprocta pratti*), cusumbo (*Nasua nasua*), mico nocturno (*Aotus* spp.) y chozna (*Potos flavus*) no fueron parte de la dieta tradicional Tikuna, ya que las cuatro especies fueron objeto de tabús de cacería. Era una vergüenza para los cazadores traer cualquiera de estas especies como presa, debido a que no eran valoradas por los Tikuna. Esto debido al tamaño de la presa y a su sabor. Actualmente, estas especies son comúnmente cosechadas cerca de las comunidades por los cazadores jóvenes y/o inexpertos, en ausencia de las especies preferidas.

Dos especies importantes de caza no fueron incluidas en los análisis, la tortuga mata-mata (*Chelus fimbriatus*) y el chigüiro (*Hydrocheris hydrochaeris*), ya que fallamos en detectar su presencia durante el periodo de estudio. Los cazadores expertos confirmaron que ambas especies eran comunes cuando se asentaron a principios de 1960, pero se han vuelto escasas. La carne de chigüiro fue vendida en grandes cantidades durante la explotación de coca durante principios de 1980, mientras que la tortuga mata-mata fue colectada para propósitos comerciales para ser traficada hacia Brasil (Franco 2006; L. Panduro & M. del Aguila, com. pers.). Es probable que esas especies fueran sobre explotadas en el pasado y que las poblaciones silvestres estén siendo llevadas a su extirpación local. Por otro lado, el consumo de la chozna (*Potos flavus*) se está incrementando en Mocagua y San Martín. Las vocalizaciones de chozna fueron comúnmente registradas, pero las observaciones visuales no fueron suficientes para estimar sus densidades. Por tal razón es crucial llevar a cabo censos nocturnos para estimar densidades de especies crepusculares y nocturnas.

Ya que la dinámica socio-económica entre las comunidades Tikuna está cambiando constantemente debido al mercado del efectivo, el uso de los recursos para propósitos comerciales se ha incrementado. Aquí es crucial definir el alcance de si la cacería puede ser mantenida en el tiempo, sin amenazar las poblaciones silvestres o el funcionamiento de los ecosistemas. Como se mencionó antes, la falta de información de las dinámicas fuente – sumidero a nivel local restringe nuestro criterio cuando diseñamos las estrategias de manejo de las especies susceptibles a la cacería. Por lo tanto, dependiendo de la biología de la especie y su estado de conservación a nivel local y el impacto actual de la cacería, el diseño de una estrategia de conservación debe basarse en el uso eficiente de recursos o la promoción de restricciones en la explotación (Mace & Hudson 1999; Robinson 2001).

Además es crucial incluir la importancia que las especies de caza tienen en la dieta tradicional Tikuna (ver sección 2.4).

## 2. FACTORES INFLUENCIANDO LA SOSTENIBILIDAD DE LA CACERÍA

El establecimiento de las áreas protegidas que cubren los ecosistemas biodiversos ha sido una estrategia de conservación comúnmente implementada para proporcionar protección a los refugios de hábitat naturales para las poblaciones de fauna (Worboys & Winkler 2006). El establecimiento inicial de los parques naturales en 1872, fue propuesto para defender la naturaleza de los cazadores, madereros y mineros, así como de las actividades de las “poblaciones indígenas y comunidades locales” (Anderson & James 2001). En la mayoría de los casos, estas áreas protegidas fueron desarrolladas dentro de los territorios indígenas existentes donde los habitantes han dependido, por milenios, de la vida silvestre para suplir sus requerimientos de proteína (Robinson & Bennett 2000a; Robinson & Bodmer 1999; Robinson & Redford 1991a; Roosevelt et al. 1996; Smith 1978). Se espera que antes de la implementación de un área protegida, la información de línea base sobre los límites del área propuesta y sus ecosistemas, comunidades y poblaciones deben ser identificados (Cowlshaw & Dunbar 2000). Sin embargo, las vastas áreas cubiertas por tierras indígenas y áreas protegidas, y la falta de fuentes de financiamiento invertidas por lo gobiernos locales, hacen esta crucial aproximación no viable (Anderson & James 2001; Peres 2002).

Estos asuntos influyen la legislación que puede ser aplicada para regular el uso de los recursos. Visiones opuestas son mantenidas respecto a la presencia y el impacto de las poblaciones indígenas y campesinas en las áreas protegidas. Algunos argumentan que dichas poblaciones humanas pueden vivir dentro de las áreas protegidas sin disminuir los recursos naturales (Alcorn 1993; Colchester 2004; Keller & Turek 1998; Ohi-Schacherer et al. 2007; Peres 1994; Zimmerman et al. 2001). Otros señalan que la coexistencia armoniosa entre comunidades nativas y la vida silvestre en el neotropico depende profundamente de las bajas densidades humanas y las limitaciones tecnológicas, especialmente las escopetas (Alvard 1994; Galetti 2001; Terborgh 1992; 1999; Terborgh & Peres 2002). Una preocupación común expresada por los conservacionistas y los grupos de apoyo de las etnias indígenas es la extracción comercial de los recursos tanto de las tierras de los indígenas como de las áreas protegidas. La extracción ilegal de maderas no solo está fragmentando los ecosistemas altamente biodiversos (Chapman & Peres 2001; Laurence et al. 2006; Michalski 2007), sino que también está perturbando los regimenes de propiedad común tradicional de la gente local (Alcorn 1993; Colchester 2002). Además, el acceso al dinero en forma de efectivo no es uniformemente distribuido dentro de los miembros de la comunidad y las cuotas de extracción no son determinadas basados en la capacidad de carga del bosque (Redford & Stearman 1993).

La situación actual de la disminución masiva de los recursos naturales dentro de los territorios indígenas, áreas protegidas y sus zonas de traslape, hacen cuestionar la eficacia del estado hipotético de *protegido* (Terborgh & Davenport 2002). En las riveras del Amazonas tanto la vida silvestre como las culturas indígenas están enfrentando un inmenso riesgo de extinción si la sobre extracción de los recursos, las perturbaciones del hábitat y el incremento de la población

humana no son manejados en el corto plazo (Fagan et al. 2006; Peres & Michalski 2006). Cómo podemos combatir con estos problemas cuando los gobiernos, la gente local y sus grupos de apoyo, así como los conservacionistas, no tienen la información de línea base sobre los ecosistemas amazónicos? Sin esta información cómo podemos persuadir a los hacedores de políticas para que inviertan en la conservación como una estrategia para contrarrestar la escasez de los recursos a nivel global? Además, cómo podemos convencer a los habitantes locales que el concepto de los bosques que nunca se acaban no es más que una ilusión? Alvard (1993: 357) afirma: “*los individuos que son realmente altruistas, y se contienen de tomar más de un recurso que está a su alcance por razones de conservación, se espera que sean reemplazados por selección natural por actores más egoístas y extractivos*”.

Sin embargo, el bienestar humano y la conservación de las especies de caza no tienen que ser mutuamente exclusivo. Robinson & Redford (1991b) señalaron que una cosecha que no es ecológicamente sostenible no puede ser económicamente sustentable o socialmente sensible. Las soluciones viables para este asunto requieren el entendimiento del papel que la vida silvestre tiene en las tradiciones de la gente local y el sustento de la vida, así como las limitaciones de la vida silvestre para suplir la cacería (Bennett & Robinson 2000; Hill 2002). En el caso particular de los territorios indígenas que traslapan las áreas protegidas, existen varios impedimentos para el uso sostenible de los recursos a través del manejo. Terborgh & Davenport (2002) resumen estos impedimentos tales como: i) ambigüedades en el estatus legal de la propiedad; ii) la necesidad de monitorear el uso de los recursos no siempre es reconocido, especialmente en el caso de los países en desarrollo y la responsabilidad pública son conceptos aún nuevos y no probados; iii) los métodos para monitorear el uso de la biodiversidad en una forma sistemática no están estandarizados todavía. Por lo tanto, el manejo de los recursos se vuelve un reto.

## **2.1 La Cacería**

### *2.1.1 Manejo de los recursos por los primeros cazadores - recolectores amazónicos*

Existen varias discrepancias sobre las adaptaciones que los primeros cazadores-recolectores amazónicos tuvieron que emplear con el fin de sobrevivir en un ambiente pobre como lo es la ribera del Amazonas (Mora 2001; Rival 1999). Sin embargo, es ampliamente aceptado que se adaptaron a las condiciones del pre-neolítico (Lathrap 1968 en Mora 2001; Rival 1999). Meggers (1996) argumentó que la baja densidad poblacional, la agricultura de corte y quema y los tabús alimenticios fueron el resultado de las adaptaciones humanas a los factores ambientales limitantes y a la disminución de los recursos naturales críticos. Otros argumentaron que los primeros cazadores - recolectores amazónicos se adaptaron a las pobres planicies amazónicas, gracias a su “domesticación” del ambiente (Baleé 1992; Posey 1992). Esta domesticación involucró las prácticas

intencionales y no intencionales y las actividades tales como el cultivo de especies de plantas claves y el incremento de la producción animal (Baleé 1987 en Baleé 1992; Fowler & Turner 1999).

Good (1993 en Rival 1999) reportó que el grupo Yanomamö de Venezuela basó su dieta en la cacería y recolección, 40 – 60% del año a través de sus largas faenas de caza, mientras que sus huertas representaron menos del 10% de su dieta. Los Yanomami adoptaron el platanillo (*Plantago* spp.) como su principal cultivo y esto constituyó dos tercios de la dieta de la comunidad (Good 1987). Los Tukanos del noroeste amazónico colombiano usaron sistemas policulturales y polivarietales, donde la raíces, tubérculos y la vegetación sucesional baja fueron usados para atraer animales de caza, tales como roedores grandes, pecaríes y venados (Dufour 1990; Hames 1983). Con el fin de incrementar la productividad de plantas y animales los primeros amerindios usaron diferentes prácticas de manejo. Fowler & Turner (1999) resumieron estas prácticas para el mejoramiento de la producción vegetal como: quema, poda, crecimiento denso de arbustos, hacer claros, cosecha selectiva, desviación del agua, dosificación, resiembra o propagación, fertilización, desmalezar y trasplantar.

El manejo e incremento de la producción animal fue resumida por Fowler & Turner (1999) como: selección, dosificación, monitoreo, pesca y caza selectiva basada en los ciclos de vida y densidades de los animales, uso de recursos alternativo, trasplante de huevos y juveniles (peces), relocalización de la caza, ocasionalmente criando juveniles, y manipulación del hábitat por medio de la formación de claros y la quema para promover un mejor forraje para la caza. Sin embargo, la mayoría de esas prácticas tradicionales de manejo fueron perdidas después del contacto con “los forasteros” (gente blanca) (Anderson 196; Campos-Rozo 1987; Mora 2001). El contacto de los cazadores y/o recolectores amerindios con los misioneros así como con los agentes gubernamentales, dirigido para establecer a la gente local en comunidades locales, fue la causa más frecuente de hostilidades respecto a la extracción de recursos naturales de las tierras indígenas (Nimuendaju 1952; Stearman 2000). Adicionalmente, los indígenas les proporcionaron las comodidades necesarias para sostener grandes números de colonos trabajando durante la explotación de los recursos (Porro 1996; Stearman 1984; Zarate 2008). Este contacto temprano con el mercado occidental llevó a los amerindios modernos a transformar su ambiente. Como resultado, los indígenas modificaron la estructura y composición de las especies de caza en toda la ribera del Amazonas para propósitos de subsistencia y comerciales (Terborgh 1999).

Stearman (2000) esbozó cómo el cambio social de los amerindios y la modernización tuvo un efecto adverso en la sostenibilidad de la cacería. Ella describe cuatro factores: sedentarismo, crecimiento de la población, participación en el mercado y avances tecnológicos. El sedentarismo juega un papel crucial en la disminución localizada de la vida silvestre. Por ejemplo, las tribus nómadas son ahora confinadas en asentamientos y son consecuentemente grandes consumidores de los recursos en el bosque aledaño a sus comunidades. La cacería de taxos sensibles como los primates, felinos y dantas está contribuyendo

a llevarlos hacia la extinción local (Fragoso 1991; Peres 1991). Vickers (1983) reportó como los habitantes de las villas hortícolas de Siona-Secoya en Ecuador tuvieron que ser reubicados debido a la disminución de las especies de cacería. Good (1987) documentó los conflictos dentro de la comunidad causados por la escasez de carne y los problemas socio - políticos internos entre los Yanomamó de Venezuela y Brasil, que resultaron en la división y reubicación de las comunidades indígenas.

El crecimiento poblacional facilitado por la transición entre la caza nomádica y la siembra de cultivos, junto con la pérdida de los métodos tradicionales para el control de la población humana, resultaron en una rápida tasa de incremento de la población (Campos-Rozo 1987; Stearman 1987). Por ejemplo, los Tikunas de Mocagua incrementaron su número de 350 en el 2003 a 510 en el 2008. Hoy día, los números de habitantes en la Amazonía son muy altos para ser sostenidos por los suelos amazónicos los cuales son muy pobres nutrientes (Terborgh 1992). Como resultado de la participación en el mercado y los avances tecnológicos, la cacería con propósitos de subsistencia y comerciales plantea una de las más alarmantes y poco notables amenazas para las comunidades de grandes vertebrados (Bodmer & Robinson 2004; Galetti 2001; Robinson & Redford 1991b). Sin embargo, la carne de monte representa el principal ingreso de proteína en la dieta de los indígenas, seguida por el pescado cuando este recurso está disponible (Harris & Ross 1987; Townsend 1996; 2000). Reichel-Dolmatoff (1997), describió como el grupo indígena Desana del Vaupés, Colombia (Noroeste amazónico), drásticamente disminuyó las poblaciones de animales de cacería. Esto se debió a la desaparición de sus tabús de cacería y la adopción de las armas de fuego para la cacería comercial para suplir la demanda de carne de los misioneros (católicos y protestantes), los oficiales del gobierno y los colectores de caucho durante los años 1960. Hoy día, los Desana han sido forzados a modificar su dieta tradicional ya que la caza se ha vuelto escasa.

En esta sección presento un perfil de cacería para Mocagua y San Martín. Una combinación de las técnicas de recolección de datos cualitativos fueron usados para: i) identificar los factores socio - culturales y económicos que influyeron en los patrones de cacería actual; ii) reunir información histórica sobre el manejo tradicional de los recursos por los Tikunas; iii) y las actuales percepciones de la utilización de la vida silvestre. Esta información es crucial para el diseño de una estrategia de manejo en los territorios que traslapan los resguardos Tikuna y el PNNA.

## **2.2 Métodos**

Una combinación de técnicas etnográficas fue usada durante la recolección de los datos incluyendo: entrevistas semi- estructuradas (SSIs), entrevistas sin estructura o etnográficas (USIs), entrevistas de la historia oral (OHIs), análisis de la conversación, grupos focales y observación participativa. La combinación de diferentes técnicas permite que un equipo de investigación con antecedentes

multidisciplinarios pueda producir resultados cualitativos, involucrando la participación activa de la gente local y los diferentes tomadores de decisiones en una forma sistemática (Beebe 1995).

### *2.2.1 Registro de los datos*

Tres muestras fueron usadas para diferentes propósitos: i) una muestra propositiva (o muestra del informante clave) de 46 cazadores y sus familias, cubriendo un 92% del número total de cazadores en Mocagua (n= 22) y el 85% del número total de cazadores en San Martín (n= 24); ii) una muestra propositiva de 5 miembros del personal del PNNA involucrados con el diseño/implementación del plan de manejo en el parque (100%); iii) una muestra seleccionada al azar de los miembros de la comunidad de diferentes géneros y edad, que asistieron a cuatro talleres y 21 reuniones de la comunidad organizadas por el equipo de investigación desde el 2003 (proyecto piloto) hasta el 2009.

Desde el 2005 al 2009 la recolección de los datos cualitativos fue realizada por un equipo interdisciplinario compuesto por un quipo de investigación (yo y voluntarios con diferentes antecedentes académicos incluyendo ecología, botánica, antropología, sociología, primatología, veterinaria, producción de medios, economía y arte) y dos co-investigadores locales como lo solicitaron las comunidades Tikuna. Un resumen de las técnicas de investigación empleadas de acuerdo con el tópico investigado es presentado en la Tabla 2.1.

Tabla 2.1 Resumen de las técnicas de investigación usadas para la colección de los datos

<b>Tópico de investigación</b>	<b>Técnica de investigación</b>	<b>Periodo de colección de datos</b>	<b>Colector de los datos</b>	<b>Grupo objetivo</b>	<b>Contexto / ubicación</b>
Identificación de los factores socio- culturales que influyen la cacería actual y el uso de los recursos	Entrevistas (Is) y observación participativa (PO)	2005 a 2009	Co-investigadores locales, AM (A. Maldonado), equipo de voluntarios	Is = cazadores y personal PNNA PO = miembros de la comunidad (adultos, ambos géneros) Número promedio de participantes 55.	Las reuniones de la comunidad fueron mantenidas cada 6 meses. Reuniones mensuales con el equipo de co-investigadores (n = 22)
Información histórica de la cacería y uso tradicional de los recursos	Is, análisis de la conversación (CA)	2005 a 2008	Co-investigadores locales, AM	Cazadores (n= 46), viejos (n= 18) y miembros de la familia del cazador (n= 12)	Colección de datos en la casa/ patio de la casa del entrevistado
Prácticas de cacería actuales	Is, CA y PO	2006 a 2009	Co-investigadores locales, AM, equipo de voluntarios	Cazadores y sus familias; viejos	Is = colección de datos en la casa del entrevistado PO = salidas de campo, talleres y reuniones de la comunidad
Conocimiento ecológico tradicional de la historia de vida de las especies de caza	Grupos focales (FG), CA y PO	2008	AM, equipo de voluntarios	Cazadores, viejos y miembros de la comunidad (adultos, ambos géneros)	FG = talleres con una participación promedio de 17 personas CA & PO = durante las salidas de campo con cazadores y en los talleres
Calendario Tikuna para la cacería, pesca y agricultura	FG y PO	2008	AM, equipo de voluntarios	Cazadores, viejos y miembros de la comunidad (adultos, ambos géneros)	FG = talleres con una participación promedio de 17 personas CA & PO = durante las salidas de campo con cazadores y en los talleres
Ingreso económico obtenido por la comunidad Tikuna del PNNA	Is, CA y PO	2006 a 2008	AM	Personal del PNNA	Is = entrevistas grabadas y datos económicos colectados por el personal del PNNA

### *2.2.2 Triangulación*

El término triangulación viene de la navegación o agrimensura física y describe una operación para hallar una posición o ubicación por medio del reconocimiento de dos puntos fijos conocidos (Beebe 1995). Cuando se aplica a los métodos etnográficos, la triangulación apunta a evaluar la suficiencia de los datos de acuerdo a la convergencia de múltiples fuentes de datos o procedimientos de colección de datos. Busca la corroboración de la información entre las fuentes o técnicas y la convergencia de la información en un hallazgo o concepto común. La triangulación puede habilitar al investigador para subrayar su interpretación del fenómeno en revisión, mientras al mismo tiempo considera ese fenómeno en términos del grupo participante, sus antecedentes culturales y las experiencias del día a día (Maggs-Rapport 2008). La triangulación involucra una selección sistemática de los métodos de investigación y los miembros del equipo basado en los recursos disponibles y el tópico de interés (Beebe 1995). Durante el 2005, el primer año de investigación, los co-investigadores locales fueron colectando datos por su cuenta después de un entrenamiento preliminar. Solo los voluntarios cuya primera lengua fuera el español estuvieron colectando datos cuantitativos para evitar el uso de interpretes (Beebe 1995). Durante el 2006 y 2008, yo triangulé los datos previamente colectados por otros miembros del equipo de investigación.

Esta investigación fue realizada con el permiso de las autoridades indígenas Tikuna y con un permiso de investigación otorgado por el Sistema de Parques colombiano. Adicionalmente, este estudio tuvo la aprobación ética de la Universidad Oxford Brookes, de Inglaterra. Las formas de consentimiento fueron firmadas por los adultos cuando quienes respondían eran menores de 18 años. Cuando quienes respondían eran analfabetos, las comunidades, PNNA y yo, acordamos grabar en video los acuerdos verbales antes de coleccionar los datos con la gente local. Antes de conducir las entrevistas, los participantes fueron informados de su derecho a no participar o responder cualquier pregunta que no quisieran. Cuando quienes respondían estaban de acuerdo con participar, fueron informados de que podían retirarse de la investigación en cualquier momento. El anonimato y la confidencialidad fueron asegurados. Las copias de las grabaciones de video son mantenidas en el centro de recursos del PNNA. Una copia de los datos de no identificación es mantenido en las casas comunales como se arreglo con las comunidades Tikuna. Las entrevistas originales son mantenidas en la Universidad de Oxford Brookes. Las diferentes técnicas fueron probadas durante un proyecto piloto llevado a cabo en el 2003 con el fin de seleccionar las técnicas más apropiadas teniendo en cuenta la tradición cultural de comunicación de los Tikuna (tradición oral) y el nivel de educación.

### *2.2.3 Técnicas de investigación*

Para todas las técnicas de las entrevistas, los entrevistadores, un cazador seleccionado por las comunidades (uno de cada comunidad), recibieron entrenamiento antes de llevar a cabo las entrevistas. Se les pidió que leyeran la guía de la entrevista varias veces y me preguntaran sobre cualquier duda que tuvieran. Las preguntas de las entrevistas fueron luego dirigidas a los miembros de

las familias. Estos resultados no fueron incluidos en los análisis de los datos. Después de esta prueba inicial tuve que modificar la guía de entrevistas ya que unas pocas preguntas hacían suposiciones sesgadas respecto a las prácticas de cacería y otras no eran bien entendidas por los entrevistados. Las preguntas adicionales, en su mayoría abiertas, fueron agregadas también como lo sugirieron los entrevistados y sus familias. Es claro que los entrevistadores necesitan la guía con ellos durante las entrevistas ya que tienden a leer las preguntas de la guía y de otra manera olvidan preguntar unas pocas preguntas.

En San Martín las entrevistas conducidas por los co-investigadores locales fueron hechas en lengua Tikuna, mientras que en Mocagua fueron realizadas principalmente en español ya que los cazadores de esta comunidad tienen diferentes antecedentes étnicos (por ejemplo grupos indígenas Cocama y Yagua). Con la aprobación de las autoridades indígenas locales, repetí aproximadamente el 50% de las entrevistas en español desde el 2006 al 2008 con el fin de triangular los datos elucidados por los dos co-investigadores locales. Las entrevistas (SSI, USI y OHI), fueron flexibles y permitieron la presentación de nuevas preguntas como resultado de lo que decían los entrevistados. Cada entrevista duro un promedio de 45 minutos. Cuando el informante lo permitió, la entrevista fue grabada.

#### *2.2.3.1 Entrevistas semi-estructuradas (SSIs)*

Este método usa una serie de preguntas en la forma general de una entrevista pero la secuencia de las preguntas puede ser variada (Bryman 2006; 2008). El diseño de SSIs usado en esta investigación tiene una combinación de preguntas abiertas y cerradas para permitir a los entrevistados responder en sus términos y para obtener respuestas inusuales.

#### *2.2.3.2 Entrevistas no estructuradas (USIS)*

También llamadas entrevistas etnográficas (Spradley 1979). El entrevistador tiene una lista de tópicos o asuntos que son abordados siguiendo una guía de la entrevista o *aidemémoire*. Esta técnica es particularmente útil cuando la forma cultural del informante de compartir la información es por medio de la comunicación oral. Otra ventaja de las USIS es que los participantes indígenas no se sienten intimidados por el entrevistador ya que las USIS son llevadas a cabo durante las salidas de campo, reuniones de la comunidad y eventos sociales.

#### *2.2.3.3 Entrevistas de la historia oral (OHIs)*

Este es un SSI en el cual a quien responde se le pide que cuente los eventos de su pasado y se reflejen en ellos. Usualmente existe una sección que se trata de la investigación específica que se realiza con un periodo o evento particular (Bryman 2008). Las OHIs fueron principalmente usadas para reunir información sobre los cambios de la cacería percibidos y para confirmar las fechas de actividades comerciales/extractivas particulares llevadas a cabo por extraños en el área, en las cuales la gente local participó.

#### 2.2.3.4 *Análisis de la conversación*

El análisis de la conversación es un examen de las conversaciones según ocurren en la interacción en situaciones cotidianas. La conversación es grabada y transcrita con el fin de llevar a cabo un análisis detallado (Bryman 2008). Los tres supuestos básicos de los análisis de las conversaciones fueron resumidos por Heritage (1987 en Bryman 2008) como: i) la conversación es estructurada y evita la inferencia de las motivaciones de los hablantes de lo que están diciendo o le atribuyen a sus conversaciones características personales; ii) la conversación es forjada contextualmente y sigue una secuencia lógica; iii) el análisis se basa en el análisis de los datos y requiere de una transcripción detallada de la conversación.

#### 2.2.3.5 *Grupos focales (FGs)*

Este método es una forma de entrevista en grupo donde varias personas participan y existe un énfasis en las preguntas de un tópico particular; puede haber más de un entrevistador que este a cargo de moderar las discusiones y registrar los datos durante la actividad (Morgan 1996). Los participantes pueden estar divididos en grupos y tópicos similares o diferentes son dados a cada grupo. El resultado general de un FG es una discusión entre los participantes que puede ser presentada oralmente, en una interpretación o en un formato escrito (por ejemplo, gráficas, mapas, reportes) (Bryman 2008; Morgan 1996). Algunas de las ventajas de los FGs son: i) las personas tienen la propiedad durante el proceso; ii) facilita la comparación de las respuestas de los participantes bajo un contexto diferente (individual vs. social) ayudando en la triangulación de la información; iii) las personas con diferentes niveles de educación pueden participar sin sentirse excluidos; iv) los FGs proporcionan el espacio para usar las técnicas audiovisuales que ayudan a la transmisión de la información a los participantes analfabetos; v) disminuye los sesgos en la colección de los datos relacionados con diferencias en género, autoridad y conocimiento de quienes responden (Chambers 1997; Morgan & Spanish 1984; Mosse 1995).

Los cazadores y sus familias fueron seleccionados para participar en los FGs, para recoger información sobre Conocimiento Ecológico Tradicional (TEK) de la historia de vida de las especies de caza, con un promedio de muestra de 17 participantes. Durante los FGs, los participantes fueron divididos en dos grupos y dos miembros de cada grupo fueron subsiguientemente nominados como escribas para escribir o pintar la información proporcionada por el grupo. Al final de la sesión, los participantes compartieron sus resultados con el otro grupo (Morgan & Spanish 1984). Ninguna de las muestras fue segmentada (género/edad) ya que el objetivo de los FGs fue registrar el conocimiento local de los miembros de la comunidad que han estado en contacto cercano con la actividad de cacería, los cazadores y las presas (ver Tabla 2.1). Similarmente, mientras se reunía información sobre el calendario Tikuna para la cacería, pesca y agricultura, los miembros de la comunidad de ambos géneros y diferentes clases de edad participaban ya que esas actividades son practicadas por la mayoría de miembros de la comunidad. Aunque los grupos no fueron homogéneos, los grupos mixtos proporcionaron un resumen de TEK y también redujeron el número de grupos, lo cual a su vez facilitó la participación activa de la mayoría de los miembros de la

comunidad y el análisis de los datos. Los FGs fueron realizados en las casas comunitarias de Mocagua y San Martín.

#### *2.2.3.5 Observación participativa (etnografía)*

El observador participativo o etnógrafo se integra en un grupo de gente por un periodo extenso de tiempo de observación del comportamiento y escucha lo que se dice en las conversaciones entre otros y con el investigador (Bryman 2008). Los datos obtenidos con esta técnica son usualmente usados como una técnica de triangulación para corroborar los datos colectados por otros investigadores o los datos reunidos usando otras técnicas (Beebe 1995). La observación participativa pretende desarrollar un entendimiento de la cultura del grupo y el comportamiento de la gente dentro del contexto (Chambers 1997), La observación participativa fue una forma efectiva de triangular la información previamente registrada por los co-investigadores locales.

#### *2.2.4 Análisis de los datos*

Ya que los datos obtenidos no fueron normalmente distribuidos u homogéneos, los resultados son resumidos en la mayoría de los casos con la estadística descriptiva y todos los análisis fueron llevados a cabo con SPSS V. 17.0. Cuando los datos lo permitieron, conduje una prueba Mann-Whitney U para examinar las diferencias entre variables categóricas entre Mocagua y San Martín. Otras pruebas no paramétricas tales como Chi-cuadrado no fueron incluidas ya que los datos violaban los supuestos de las celdas de frecuencia mínimas esperadas (Pallant 2007).

## **2.3 Resultados**

### *2.3.1 Factores que influyen la cacería para los Tikunas en el PNNA*

#### *2.3.1.1 Sedentarismo*

Los impactos directos que la vida sedentaria tiene en las especies de caza son: i) la disminución de la vida silvestre por la sobre-explotación alrededor de los asentamientos humanos en un radio estimado de 10 km (Fragoso et al. 2000; Leeuwenberg & Robinson 2000); ii) la fragmentación del hábitat debido al incremento de la conversión de la tierra para las parcelas de agricultura, las cuales aíslan grandes extensiones de tierra de bosque primario, afectando drásticamente el área vital de especies que requieren grandes extensiones de bosque para llenar sus requerimientos de dieta a lo largo del año (Cullen 2001; Peres 1996; Silvius 2004); iii) la pérdida de las prácticas de cacería tradicional: los viajes largos de cacería por varios días, donde una familia completa establecía un sitio de campamento y se quedaba por periodos de semanas a meses, cazando y recolectando frutos ya no es aplicado por los Tikunas de Mocagua y San Martín. Sin embargo, los Tikunas de San Martín, esporádicamente visitan a sus familiares de la comunidad de Buenos Aires localizada al norte del PNNA, para las festividades tradicionales, o eventos culturales incluyendo varias celebraciones católicas (por ejemplo bodas, bautizos). Durante esos viajes, la cacería se vuelve necesaria ya que el viaje (a pie) toma entre dos días (para cazadores expertos) a

cinco días (cuando los niños, mujeres o viejos son parte del grupo). Medina (1977) reportó que los Tikunas eran semi-nómadas y que vivían en dos tipos de asentamientos: Malocas, una casa grande donde varias familias vivían juntas y pequeños asentamientos (6 – 10 familias) donde cada familia vivía en pequeñas casas. En ambos tipos de asentamientos, la comunidad completa se movía tres a cuatro veces al año.

### *2.3.1.2 Crecimiento de la población*

El radio de crecimiento de la población anual estimada para Mocagua es 4.7%, mientras que para San Martín es 6.7% (Martínez 2006; Reyes 2008). Las parejas jóvenes (16 – 35 años) aún están teniendo familias grandes compuestas de 4 a 7 niños. El treinta y dos por ciento de la población de Mocagua está por debajo de los 10 años de edad (Reyes 2008); similarmente la población de San Martín por debajo de los 10 años representa el 29% del total de habitantes (Martínez 2006). Desde el 2007 el servicio de salud de Colombia está visitando las comunidades indígenas en el sur del Amazonas, donde los métodos anticonceptivos han sido presentados. Una gran proporción de la población de hombres ven la anticoncepción como una forma de promover la poligamia. Además, el hombre ve la vasectomía como una castración y han rechazado cualquier práctica de anticoncepción. Por primera vez en Mocagua, siete mujeres con más de tres niños tuvieron una histerectomía en el 2008. Los métodos anticonceptivos tradicionales no son practicados y la mayoría de las mujeres jóvenes no tienen conocimientos para aplicar o preparar esos métodos. La emigración contribuye a menos del 0.05% del crecimiento de la población anual en ambas comunidades (Martínez 2006; Reyes 2008).

### *2.3.1.3 Participación en la economía de mercado*

En la escala actual de transición cultural y económica que enfrentan los Tikunas en el área, es claro que la participación en el mercado de los indígenas es inevitable y tiene que ser abordado correctamente. La extracción de cedro incrementa la demanda de carne de monte, ya que los madereros ilegales pasan varios meses en la selva y la caza es la principal fuente de proteína. Los cazadores expertos de las comunidades indígenas son contratados para proporcionar la carne de monte necesaria durante las campañas de extracción de maderas. La participación en las economías de mercado es uno de los principales contribuyentes a la pérdida de las prácticas tradicionales por parte de la gente indígena ya que trae el acceso a las nuevas tecnologías, incrementa la demanda por comodidades innecesarias y altera las jerarquías de poder tradicional, entre otros (Silvius 2004).

Silvius (2004) también declaró que el acceso a trabajos con sueldos permanentes o estacionales afecta las prácticas tradicionales de los indígenas como la cacería y la agricultura. Sin embargo, debido a que la participación en las economías de mercado es inevitable, y la presente pérdida de tradiciones se refleja en la vida diaria de los Tikunas, las alternativas sustentables deben ser identificadas con el fin de disminuir la dependencia de la gente local en el ingreso obtenido por la extracción comercial de los recursos con el fin de promover la conservación (IIED

1994; Niesten & Rice 2006; Redford et al. 1995). Actualmente, 4% de los habitantes de Mocagua son empleados en el centro de turismo del PNNA, representando el 90% del total del personal (PNNA 2006); nueve por ciento de la población de Mocagua recibe un ingreso económico de la investigación, turismo, comercialización de artesanías y de trabajos proporcionados por el gobierno (por ejemplo el curaca, los cabildos, profesores de la escuela) (Reyes 2008). En San Martín, solo 8% de la comunidad recibe un ingreso del turismo, venta de artesanías y trabajos proporcionados por el gobierno (Martínez 2006). La participación de los pobladores de San Martín en la extracción ilegal de maderas y la cacería comercial es más alto que en Mocagua, sin embargo las figuras son desconocidas. Durante el periodo del 2006 – 2008, Mocagua obtuvo 63% (USD 52,000) del total del ingreso por ecoturismo del centro de visitantes del PNNA, mientras que San Martín recibió solo el 12% (USD 9,700). Este ingreso viene de los servicios (gente local trabajando como guías turísticos y empleados) y ventas de comida y artesanías (Buitrago 2008).

#### *2.3.1.4 Propiedad de la tierra*

La comunidad indígena de San Martín quiere ser independiente del territorio indígena mayor del que hacen parte (Resguardo Mayor de Puerto Nariño). Los líderes de San Martín manifestaron que su razón principal para buscar su independencia es prevenir la sobreexplotación de los recursos, ya que las autoridades del resguardo mayor proporcionan los permisos de explotación de maderas a los colonos en el área. Se sabe que las autoridades locales reciben una recompensa monetaria por la emisión de esos permisos de extracción de maderas. Además, la propuesta de San Martín incluye la extensión de su territorio. Para esta extensión ellos están reclamando tierras del PNNA, aproximadamente el 70% del territorio de la comunidad Tikuna de Palmeras y 40% del territorio de Mocagua. Palmeras y Mocagua ven la expansión del territorio de San Martín como una violación a la propiedad de su tierra, y esto continúa originando una división entre ellos. Los líderes de la comunidad de San Martín argumentan que el único interés detrás de la extensión de su territorio se basa en su relación cosmológica con la tierra reclamada. Por otro lado, los líderes de Mocagua y Palmeras argumentan que su único interés detrás de la extensión del resguardo de San Martín, es la concentración de cedro localizada en el área reclamada. Por lo tanto, las razones socio-políticas y económicas detrás de la independencia del territorio de San Martín y la extensión del territorio no son claras. Actualmente, no existe comunicación relacionada con el manejo de recursos entre las tres comunidades Tikunas.

### 2.3.2 Manejo tradicional de los recursos por los Tikunas

La organización social de los Tikunas se basa en una división de clanes patrilineales exogámico, diseñado con nombres de especies de animales terrestres, aves y plantas (López 2000; 2002). La organización del clan tiene un adulto mayor o abuelo como cabeza, donde las decisiones de la comunidad eran primero discutidas por los mayores (abuelos) y Payés<sup>7</sup> (chamanes), y luego comunicada a la comunidad completa. Hoy en día, las principales autoridades socio- políticas son el Curaca y el Cabildo, quienes son elegidos por la comunidad, sin embargo esta elección democrática está muy influenciada por el número de familiares que el candidato tiene en la comunidad más que por sus habilidades para ser digno de ser la primera autoridad en la comunidad. Como consecuencia de esta elección “democrática”, las comunidades Tikunas actuales carecen de líderes con experiencia que representen el interés de la comunidad; la corrupción política de los Curacas es común en el área. Nimuendaju (1952) quien vivió con los Tikunas en Brasil cerca de Leticia durante finales de 1940s, declaró: “*Los Tukunas (Tikunas) nunca han tenido la más ligera cohesión política. Hoy día no existe absolutamente ninguna organización política*” (Nimuendaju 1952: 64). Esta falta de cohesión política fue aparentemente relacionada con la pérdida de las autoridades espirituales (los Payés).

En la cultura Tikuna, la cacería es considerada como una de las más importantes y respetables ocupaciones, no solo por la relación intrínseca entre el cazador y el Payé y los espíritus de la selva, sino también porque proporcionan carne a la comunidad (Campos-Rozo 1987). Esto está de acuerdo con la descripción hecha por Stearman (2000), donde para los grupos indígenas Yuquí y Sirionó de Bolivia, el prestigio es aumentado a través de la cacería y la provisión de carne, y no de la obtención de plantas o la siembra de plantas que no presentan ningún peligro, no requieren persecución y raramente son consideradas un recurso escaso. La cacería le otorga al hombre estatus dentro de su familia y una recompensa social que se extiende más allá de sus familiares cercanos (Stearman 1987; 1989; 1990). Entre los Tikunas, las habilidades para la cacería son aprendidas y heredadas en una forma patrilineal. En el pasado, usualmente el padre, abuelo o cualquier otro familiar hombre, llevaba al niño (tan joven como de 5 años) a los viajes de cacería con el fin de que se familiarizara con la selva y para enseñarle como cazar. Esta transmisión patrilineal corresponde a la organización de clanes de los Tikunas (Goulard 1998 en López 2002).

---

<sup>7</sup> Los Payés fueron los chamanes de los Tikunas. Eran las autoridades espirituales y políticas. Las decisiones de la comunidad eran tomadas después de las advertencias de los Payés y los viejos. Los Payés estaban a cargo de la mediación entre el mundo suprenatural, los recursos naturales y los humanos (Campos-Rozo 1987).

### 2.3.2.1 Chamanes (Payés)

Como con la mayoría de los grupos amerindios, los Tikunas tuvieron una estrecha relación con la naturaleza y el manejo de los recursos fue controlado por las autoridades espirituales. Estas autoridades estuvieron principalmente compuestas por los Payés y viejos quienes tenían un extenso conocimiento de la naturaleza, tales como el uso de las plantas para la comida, construcción y propósitos medicinales. Además, conocían la ubicación de los recursos claves, teniendo en consideración la migración de la caza y la estacionalidad de los recursos de la selva en su territorio indígena (Campos-Rozo 1987). El papel del chaman en la mayoría de las tribus amerindias de cazadores-recolectores también era proporcionar protección espiritual. Ellos intercedían entre el mundo social/ humano y el mundo impredecible de lo supernatural (Brightman 2007; Lee & Daly 1999a; 1999b). Los Payés también eran mediadores de la relación espiritual entre los humanos y los “dueños de los animales<sup>8</sup>” (o maestro de la caza). Ellos podían realizar rituales específicos, tales como preguntar a los dueños de los animales por permiso para cazar una especie animal específica, para proteger esa especie de espíritus malos o para proteger los animales de ser cazados por otras comunidades o tribus (Brightman 2007). También realizaban rituales donde protegían a los cazadores antes de embarcarse en los viajes largos de cacería, para ayudarlos a encontrar buenas presas y para protegerlos de enfermedades. La relación de los Payés con la naturaleza incluía su propia transformación<sup>9</sup> en un animal. Aunque adoptaban las personificaciones de varias especies de animales, el jaguar es la transformación más común (Guenther 1999; Reichel-Dolmatoff 1997; H. Gregorio; L. Panduro, comp. pers.).

### 2.3.2.2 Tabús de cacería

Varias especies de animales fueron objeto de tabús de cacería, la mayoría de ellas relacionadas con las creencias Tikunas de que los animales tienen un espíritu que puede ser bueno o malo, o que el animal puede tener el espíritu de Payés (Cardoso de Oliveira 1983). Por ejemplo, la danta, el colibrí y el tucán poseen espíritus buenos, mientras que el venado, la boruga, el morrocoy, el jaguar, todas las especies de culebras, el búho, el mico nocturno y la mayoría de las aves de presa tienen espíritus malignos o pueden ser la personificación del Payé. Por lo tanto, la cacería de estas especies fue prohibida por los Payés (Campos-Rozo 1987). Las vedas de cacería fueron impuestas por los Payés durante ciertos meses del año, para otras presas comunes de cacería.

La desobediencia de los cazadores de las restricciones de cacería o las vedas hechas por el Payé podían traer mala suerte durante la cacería, la desaparición o escasez de las especies de caza preferida, tristeza, enfermedad e incluso la muerte del cazador, su familia o la maldición de la comunidad completa (Reichel-Dolmatoff 1997; H. Gregorio; M del Aguila; L. Panduro, com. pers.). Para los grupos colombianos indígenas como los Tikunas, Tukanos y Yukunas, el control

---

<sup>8</sup> Los dueños de la caza son representaciones mitológicas de gente, animales o plantas que gobiernan, manejan y organizan el uso de los recursos naturales específicos (Fajardo en Campos-Rozo 1987).

<sup>9</sup> En la cultura Tikuna, el género biológico del Payé es macho (López 2000).

de las especies de caza tales como la danta, el venado, los pecaríes, los primates y pajiiles era severamente restringido (Reichel-Dolmatoff 1996; van der Hammen 1992). Por el contrario, otras especies de caza tales como la boruga, la guara y el armadillo no era sujeto de tabú de cacería (Reichel-Dolmatoff 1996; van der Hammen 1992). Ya que los cazadores estaban predispuestos a encuentros sorprendidos con animales y situaciones inusuales, los Tikunas y varias tribus amazónicas colombianas, creían que los cazadores eran los miembros de la comunidad con más oportunidades de encontrarse con el dueño de los animales en la selva, lo cual tenía implicaciones ecológicas importantes (Reichel-Dolmatoff 1996).

El dueño de la caza es probable que aparezca como un cuidador severo tratando de proteger su territorio de la sobre cacería y cualquier otra forma de extracción (Reichel-Dolmatoff 1996). Por lo tanto, un encuentro con el dueño de los animales es una advertencia, que a menudo será vista como un castigo en la forma de enfermedad. Este encuentro usualmente involucra gente que está consciente de los problemas ecológicos, gente que está activamente involucrada en las perturbaciones ambientales, que ha violado las normas consciente o inconscientemente (Reichel-Dolmatoff 1997). Reichel-Dolmatoff (1996) describió que entre la tribu Tukano del noreste de la amazonía colombiana, los chamanes tenían que pagar al dueño (maestro) de los animales una recompensa por sus favores. “Los chamanes les pagan con almas (vidas) humanas. Las víctimas eran aquellos que desobedecían las normas, que disminuían los recursos naturales, los que mataban demasiados animales, cortaban árboles, envenenaban las quebradas para coger pescado. “La gente que destruye el ambiente tiene que pagar el precio” (Reichel-Dolmatoff 1996). Esta forma de castigo severo era metafórica, y era referida a los poderes supernaturales de los chamanes donde ellos arrojaban hechizos malignos, lanzaba sustancias patogénicas mágicas en dirección a alguien o maldecían a la gente u otros chamanes.

#### 2.3.2.3 Áreas sagradas

En la cultura Tikuna la designación de los sitios sagrados está cercanamente relacionada con sus orígenes mitológicos (Cardoso de Oliveira 1983). Por ejemplo el cerro Tuirupw localizada cerca del río Amacayacu, y dentro del territorio indígena de San Martín, es donde Yoí e Ipi (dos hermanos Tikunas que son las principales deidades y los primeros ancestros de los Tikunas), nacieron y varios Payés fueron enterrados en el área (Barona 2007, A. Vásquez, com. pers.). Por lo tanto, el territorio indígena de la comunidad de San Martín fue considerado un lugar sagrado para los primeros Tikunas (incluyendo los grupos Tikunas de Perú y Brasil) debido a su significancia religiosa y mitológica (A. Vásquez ; M. Vásquez, com. pers.). Además, el cerro Tuirupw es el origen de las cabeceras de los ríos Amacayacu y Loretoyacu, los dos tributarios más grandes del río Amazonas en el área. Cualquier tipo de extracción de recursos fue prohibido la mayor parte del tiempo en el cerro Tuirupw; el acceso a los recursos en el área solo fue permitido por el Payé después de que él obtuvo permiso del dueño de los animales. Los testimonios de los abuelos de San Martín afirman que el dueño de la caza en el cerro Tuirupw es un hombre viejo que luce como una danta y es a menudo

encontrado en el área transformado en este animal, llamado *Chenawa* (A. Vásquez; M. Vásquez, com. pers.). Esta área tiene una alta concentración de cedro (*Cedrela odorata*), una de las especies de maderas más valiosas en las riberas del Amazonas (Barona 2007). En el territorio de Mocagua, el área de Bacaba (uno de los sitios de estudio) tiene un importante valor cultural, ya que esta fue el área donde el último Payé de la comunidad vivió; los hijos y nietos son los mejores cazadores en las comunidades de Mocagua y Palmeras, todos ellos hacen parte de la familia Panduro.

Para las tribus amazónicas, los salados representan uno de las áreas ambientales más sagradas de la selva (Reichel-Dolmatoff 1996). Para los Tikunas los salados fueron sitios sagrados donde los Payés encontraban a los dueños de los animales personificados por animales tales como la danta, jaguar, venado, guacamaya y cotudos entre otros (Campos-Rozo 1987; A. Vásquez, com. pers.). Se reúnen para hablar y para recibir instrucciones acerca de las restricciones de la cacería y las vedas. También, varias restricciones de comida fueron comunicadas al Payé por uno de los animales que participaron en la fiesta; la mayoría de estas restricciones sobre la alimentación estaban relacionadas con los animales que a menudo visitan los salados (ver la sección 2.3.2.4). Al final de la reunión tuvieron una fiesta donde todos se emborracharon (Campos-Rozo 1987; A. Vásquez; M. Vásquez; L. Panduro; M. del Aguila, com. pers.). Existen varias historias Tikunas donde los salados son el centro de la reunión y las decisiones importantes fueron tomadas por el Payé respecto a la utilización de la fauna (Campos-Rozo 1987; A. Vásquez; M. Vásquez; L. Panduro; M. del Aguila, com. pers.). Las vedas de cacería aplicadas por los Tikunas en los salados, pueden estar relacionadas con su conocimiento de la emigración de la caza durante ciertas épocas de escasez de alimentos. Por ejemplo, durante la época seca, las especies de caza dependen de los nutrientes encontrados en los salados por largos periodos de tiempo (Lozano 2004). Por lo tanto, las dinámicas de fuente – sumidero de las poblaciones de caza fueron permitidas, y la política cosmológica de los Tikunas jugó un papel importante en la conservación de la vida silvestre.

#### 2.3.2.4 Dietas o restricciones de comida

Para la mayoría de los grupos indígenas distribuidos en la amazonía colombiana, las restricciones de comida (mejor entendidas como abstinencia, ayuno o dieta) fueron comunes para todos los miembros de la comunidad (Reichel-Dolmatoff 1997; van der Hammen 1992). Reichel-Dolmatoff (1996) afirma que las restricciones de comida eran basadas en las relaciones intrínsecas entre el hombre y la naturaleza cuando el hombre se aliaba con la naturaleza y este hecho implicaba el seguimiento de las reglas sobre la extracción. Además, los animales poseen una energía tal que está relacionada con tipos específicos del ambiente donde viven y también con las personas que viven en las selvas de los alrededores. Las diferencias en las energías de los animales dependen en gran medida de la disponibilidad y abundancia de sus recursos alimenticios. Por lo tanto, estas consideraciones proporcionan la base para las restricciones de alimentos y para ciertas preparaciones culinarias (Reichel-Dolmatoff 1996). La mayoría de las restricciones de comida estaban relacionadas con el control de

nacimientos, embarazo, gestación, crianza y convalecencia de la gente. Otras restricciones de alimentos estuvieron relacionadas con ciertas actividades que implican tener contacto cercano con la naturaleza tales como la cacería, recolección, agricultura y pesca (Campos-Rozo 1987; Reichel-Dolmatoff 1996; van der Hammen 1992).

#### 2.3.2.5 Herramientas de cacería

Las herramientas de cacería tradicionales usadas por los Tikunas, fueron descritas por Nimuendaju (1952) como cuatro herramientas principales: i) la cerbatana, la cual es un arma simple que consiste de un tubo pequeño para disparar dardos livianos. Los dardos usualmente son sumergidos en veneno de curare con el fin de paralizar a la presa, eran muy efectivos para la cacería de primates; ii) una lanza de aproximadamente 260 cm de largo hecha de la corteza muerta de una palma (*Iryanthera* spp.) con una flecha envenenada con curare en el extremo, usada para cazar presas grandes como dantas; iii) otra lanza de aproximadamente 230 cm de largo hecha de la palma espinosa (*Bactris* spp.), muy efectiva para cazar pecaríes; iv) una lanza corta con un extremo de madera principalmente usado para matar grandes felinos. Nimuendaju (1952) reporta que durante su última visita a las comunidades Tikunas en Brasil en 1942 solo las lanzas de palma espinosa y las lanzas cortas fueron usadas para la cacería, mientras que las cerbatanas y la lanza de corteza muerta y no eran usadas.

#### 2.3.3 Perfil de los cazadores Tikunas

##### 2.3.3.1 Mocagua

Un total de 22 cazadores fueron entrevistados en Mocagua, representando el 92% del número total de cazadores. De esta muestra dos de los cazadores eran mujeres. El promedio de edad de los cazadores fue de 45 años (SD = 14.3) y el grupo familiar promedio del cazador fue de 7 personas (SD = 2.3). Los cazadores que pertenecían al grupo étnico Tikuna representan el 40% del total de la muestra, mientras que el resto de los cazadores son de diferentes antecedentes étnicos (Cocama = 36%, Yagua, Huitoto, Cabloco = 24%). El número promedio de años de experiencia como cazadores fue de 25 años (SD = 13.8). Sesenta por ciento de los cazadores preferían cazar por su cuenta; los viajes de cacería duraban en promedio 10 horas (SD = 4) y cazaban en un promedio de tres veces al mes (SD = 2). Los entrevistados declaran que la distancia mínima que han caminado para cazar una presa grande es 4 - 6 km desde la comunidad (73%) mientras que las presas pequeñas pueden encontrarse a 1 - 3 km de la comunidad, cerca de las parcelas de cultivo (82%). La división de la carne en Mocagua es principalmente para el consumo de la familia del cazador y el resto es vendido dentro de la comunidad (95%). Los cazadores afirmaron que solo al inicio del año académico comercializan la carne para comprar los uniformes y materiales escolares de los niños. Sin embargo, los datos registrados a lo largo de la observación participativa, confirmaron que la carne fue vendida a Macedonia, la comunidad Tikuna más cercana, para las festividades religiosas católicas (n = 7). La época seca es el momento preferido para la cacería (60%) debido a que los animales son fáciles de

cazar cerca de las fuentes de agua, especialmente en la noche (23%) y también debido a la facilidad para escuchar a los animales caminando sobre la hojarasca (20%). La cacería, agricultura y pesca representan el 50% del ingreso económico de los cazadores, mientras que el turismo representa el 20%. Otras actividades como la elaboración de artesanías, construcción e investigación traen ingresos adicionales pero esporádicos a las familias de los cazadores (30%).

Con el fin de evaluar la preferencia de los cazadores por las especies de caza, los animales fueron divididos en tres categorías: aves, mamíferos y reptiles. Aquí el entrevistador pregunto que especies eran más frecuentemente cazadas dentro de cada categoría. La pava colorada (*Penelope jacquacu*) ocupó el primer lugar entre las especies de aves (46%) seguida de la pava negra (*Aburria pipile*) (9%). Sin embargo, 23% de los cazadores afirmaron que ellos no cazan aves, debido a que las aves no valen la inversión de los cartuchos en relación con la cantidad de carne que tienen. La boruga (*Agouti paca*) y la guara (*Dasyprocta fuliginosa*) fueron las especies de mamíferos más cazadas (50% y 27%, respectivamente) reportadas por los entrevistados. En la categoría de los reptiles, el morrocoy (*Geochelone denticulata*) fue la especie más preferida (73%). Diez por ciento de los entrevistados afirmaron que no cazan reptiles, ya que son difíciles de encontrar. La preferencia personal para las especies de caza se basó en el sabor de la carne, y la boruga fue la carne más preferida (73%) seguida de la carne de danta (*Tapirus terrestris*) (14%). La mayoría de los entrevistados prefirió la carne de monte (74%), seguida del pescado (14%) y el pollo (12%).

### 2.3.3.2 San Martín

El tamaño de la muestra de cazadores en San Martín fue 24, representando el 85% de los cazadores en la comunidad. La edad promedio de los cazadores es 51 años (SD = 15) y el grupo familiar promedio del cazador es de 8 personas (SD = 3). Todos los cazadores en San Martín son Tikunas, y 63% pertenecen al clan Ardilla, mientras que 21% son del clan Paujil, seguidos del clan Picon (tucán) y del clan Garza (13% y 3%, respectivamente). Los entrevistados en San Martín tienen un promedio de 26 años de experiencia como cazadores (SD = 18.1). Mientras que el 58% de los cazadores prefieren cazar por su cuenta, 42% cazan en pequeños grupos familiares, usualmente compuesto por el padre, 1- 2 hijos y nietos. Las mujeres son parte de los viajes de cacería cuando son viajes largos de más de 3 días y están a cargo de preparar la carne, lo que implica cocinar, salar y ahumar la carne para preservarla. Los viajes de cacería duran en promedio 11.2 horas (SD = 8.5) y la frecuencia promedio de los viajes de cacería es 3.5 veces al mes (SD = 2.3). Sin embargo los datos registrados durante la observación participativa (periodo de 6 meses) confirmó que tres de los cazadores más expertos fueron en viajes de cacería largos en un promedio de 6 veces por mes, pero durante las entrevistas afirmaron que solo cazan dos veces al mes. La mayoría de los entrevistados (75%) declararon que tienen que caminar aproximadamente 6 km desde la comunidad para encontrar presas grandes mientras que las presas pequeñas son encontradas alrededor de 1 – 3 km de las chagras (100%).

La distribución de la carne en San Martín, incluye el consumo de la familia, amigos (usualmente padrinos y madrinas de los hijos de los cazadores) y la venta en la comunidad (75%). Además, la carne a menudo es ofrecida durante las mingas (25%), que es el trabajo comunitario donde una familia invita gente de la comunidad para participar voluntariamente en el corte y quema de tierra para la agricultura, construcción de casa, parcelas de cultivo, etc. La familia ofrece masato (bebida alcohólica hecha de yuca (*Manihot esculenta*), o palma espinosa (*Bactris* spp.)) y la comida. Gran cantidad de gente atiende a las mingas, cuando la carne es ofrecida (H. Gregorio y A. Vásquez com. pers.). Cuando triangulamos esta información con los datos recolectados por los co-investigadores, parece que la cacería comercial no fue reportada durante las entrevistas. Los registros de la cosecha confirmaron que el 25% (n = 342) del número total de animales cazados en San Martín (n = 1,401) fueron vendidos por fuera de la comunidad, principalmente en el mercado de Puerto Nariño y al internado católico. Como en Mocagua, los cazadores afirman que la cacería comercial se hace solo para pagar la educación de los hijos (por ejemplo uniformes, libros, papel, pagos del colegio, comida) y la compra de gasolina para el transporte por el río. Sin embargo, los co-investigadores locales confirmaron que cuando la extracción de maderas (ilegal) tiene lugar en el área, los cazadores de San Martín son contratados por los madereros para proporcionar carne, o los cazadores estaban cazando y vendiendo carne a los madereros independientemente. Sin embargo, esta investigación solo registró las presas cazadas y compradas en la comunidad. La preferencia estacional para la cacería incluyó: la época seca (33%) , inicio de la época seca (21%) , (debido a que es más fácil detectar los animales debido a que los animales se reúnen en los parches de frutos); época de lluvias (17%) , inicio de la época de lluvias (17%) (es más fácil encontrar rastros y debido a que existe mucha comida para los animales) y cualquier momento (1%) . Los cazadores obtienen ingresos principalmente de la cacería, agricultura y pesca (78%), mientras que la investigación, turismo y extracción de maderas proporciona un ingreso esporádico y alternativo. De los 24 entrevistado, solo uno reportó que recibía ingreso de los madereros. Sin embargo, los datos colectados por los co-investigadores locales confirmaron que seis de los cazadores venden activamente cedro y/o cazan para los madereros.

Entre las categorías de la presa más cazada de las aves, los entrevistados respondieron que preferían tres especies: pava colorada (30%), paujil (30%) y pava negra (21%). En la categoría de los mamíferos, la boruga (25%), el cerrillo (*Tayassu tajacu*) (17%) y la danta (17%) fueron reportados como las presas más cazadas. El morrocoy fue reportado como la especie más cazada de reptil (80%) (Figura 2.1), seguida del caimán (*Caiman crocodilus*) (20%). Las preferencias personales para las especies de caza fueron principalmente reportadas para el cerrillo (25%) y la boruga (21%), mientras que el venado, el morrocoy y el puerco de monte ocuparon el tercer lugar de preferencia (8% cada una de las especies). La mayoría de los cazadores prefieren la carne de monte (80%), seguida por el pescado y el pollo (8% para cada especie).

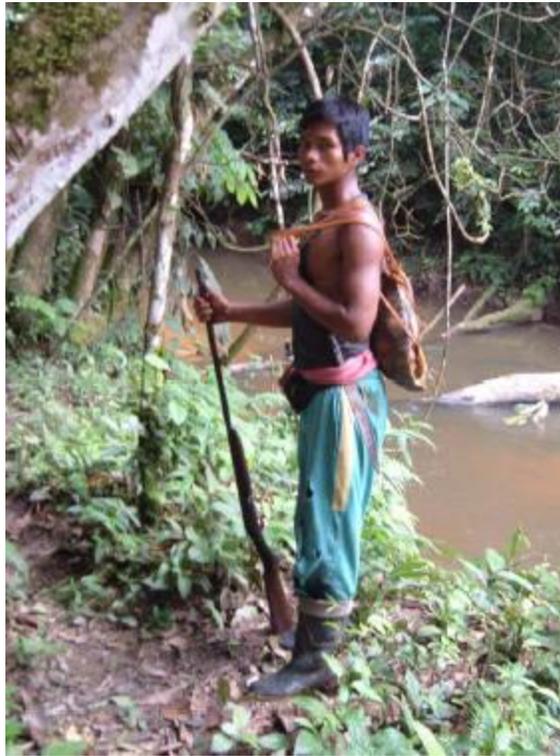


Figura 2.1 Cazador joven de San Martín con un morrocoy (*Geochelone denticulata*).

### 2.3.4 Prácticas actuales de manejo de recursos

#### 2.3.4.1 Chamanes (Payés)

El último Payé de Mocagua y San Martín murió a finales de 1980s. El abuelo Panduro fue el último Payé en Mocagua y sus descendientes están asentados en las comunidades de Mocagua y Palmeras. Los hombres adultos de la familia Panduro son expertos cazadores y también son líderes en la comunidad. El abuelo Gregorio fue el último Payé en San Martín y sus descendientes son cazadores expertos en la comunidad y son parte de los líderes de la comunidad. La pérdida de la autoridad espiritual tuvo efectos perjudiciales para el manejo de los recursos ya que las restricciones y tabús de comida no son seguidos actualmente. Algunos abuelos en San Martín creen que la escasez actual de las especies de caza es el producto de las peleas entre Payés de las comunidades Tikunas localizadas al norte en las riberas del río Cothue, donde cerraron los caminos de las especies de caza para impedirles que viajarán hacia el sur (donde está localizada San Martín).

#### 2.3.4.2 Tabús de cacería

Entre Mocagua y San Martín los tabús de cacería no son aplicados por los cazadores jóvenes ( $\leq 30$  años;  $n = 6$ ; 13%) ya que no creen o no están conscientes de los tabús. Sin embargo, los cazadores jóvenes no van por su cuenta a viajes de cacería si un cazador conocedor (familiar) tuvo un sueño relacionado con culebras o jaguares, ya que creen que es un signo de mala suerte y pueden perderse. Además, existe una creencia común de que el Curupira, el

dueño de la selva, que es un hombre/mujer pequeño cuyos pies están dirigidos hacia atrás hace que los cazadores se pierdan. Ya que los cazadores siguen sus huellas para encontrar el camino de salida, pero cuando siguen las huellas del Curupira, se desvían del camino hacia la selva densa y se pierden. Los cazadores viejos manifiestan que el único tiempo en que no cazan es en la Pascua (o semana santa) debido a sus creencias católicas, evitan comer carne durante los últimos tres días de esta festividad religiosa. Algunos de los cazadores que participaron de viajes para la extracción de maderas se enfermaron, principalmente con malaria, y declararon que eso fue un castigo del Curupira. Los abuelos cazadores en San Martín creen que cuando la gente blanca es parte de un viaje de cacería largo, esto trae mala suerte y enfermedades para los Tikunas.

#### *2.3.4.3 Áreas sagradas*

Como se mencionó antes, el cerro Tuirupw en San Martín es un sitio sagrado. Hoy en día este es una de las áreas donde la extracción ilegal de madera de cedro se lleva a cabo, con la participación de la gente Tikuna. Actualmente, la cacería en los salados es muy común ya que son los lugares más frecuentes para cazar dantas. Durante la época seca los cazadores establecen campamentos para esperar a los animales en la noche para cazarlos. En Mocagua y San Martín, el área de la quebrada Bacaba representa uno de los sitios de cacería más visitados, donde el 30% de los entrevistados declararon que visitan este sitio al menos una vez al mes ya que es un buen lugar para cazar una presa grande.

#### *2.3.4.3 Restricciones de comida*

Los cazadores de ambas comunidades fueron capaces de proporcionar una lista detallada de las especies de animales que no eran cazados en el pasado y las especies que no son cazadas o se evita cazar hoy en día. Las descripciones de los tabús de cacería y el uso de las partes del animal para otros propósitos se listan en la Tabla 2.2.

#### *2.3.4.5 Herramientas de cacería*

Todos los cazadores hombres declararon que siempre cazaban con escopeta, mientras que las dos cazadoras mujeres cazan con machete y perros. En ambas comunidades los cazadores siempre usan la escopeta y el machete (41%) para los viajes largos de cacería, mientras que cinco cazadores de Mocagua afirmaron que también llevan flechas (11%) y 20% de los cazadores también cazan con perros. Solo un entrevistado, un abuelo cazador de San Martín, tiene una cerbatana pero no la usa ya que no tiene curare (veneno). El afirmó que la única gente Tikuna que prepara curare en el área es una pareja de viejos del norte, cerca del río Cothué. Los viajes de cacería largos son realizados a pie en la mayoría de los casos (52%) o a pie y en canoa durante la época de lluvias (41%). Solo tres cazadores mayores prefieren la canoa como transporte, principalmente porque se siente muy viejos para caminar (7%).

Tabla 2.2 Restricciones de comida, tabús y otros usos de los animales reportados por un total de 46 cazadores de Mocagua y San Martín. Respuestas obtenidas de entrevistas semi-estructuradas.

<b>Respuestas de los cazadores</b>	<b>Frecuencia</b>	<b>Porc. %</b>
El oso hormiguero es cazado ahora debido a la escasez de presas con mejor carne	10	22
El jaguar no era consumido en el pasado porque su comida no es buena, tiene un mal sabor. Su carne es mala para los niños	6	13
Los pejejos no eran comidos en el pasado porque había mejores presas que eran más abundantes	5	11
El venado es cazado ahora porque tiene suficiente carne	4	9
Los perros de agua no eran consumidos en el pasado porque podían causar tos y la enfermedad del tifo. Su carne es dañina para los niños	3	7
El capibara no era comido porque causaba enfermedades en la piel a la gente	2	4
El oso hormiguero no era comido porque tradicionalmente para los Tikunas, tiene malos espíritus y es un animal impuro. Su carne es dañina para la gente	2	4
<sup>1</sup> El perro silvestre no era consumido en el pasado debido a que la gente decía que esa carne tenía mal olor. Hoy en día se caza cuando se encuentra	2	4
El venado no era comido porque los viejos dicen que eran humanos	1	2
El venado no era comido porque eran un animal impuro. Hoy en día es una de las presas preferidas	1	2
El venado no era comido porque la gente que lo comía se volvía venado	1	2
El venado no era comido porque era protegido por el chaman y comer su carne volvía loca a la gente	1	2
Los huesos del venado son usados como medicina para los niños, les fortalece los huesos en las piernas	1	2
El oso hormiguero y el venado no eran comidos en el pasado sin el permiso del chaman, de lo contrario se volvía loco	1	2
Los perros de agua no eran consumidos en el pasado porque era considerados animales sagrados	1	2
El jaguar no era cazado porque en el pasado no se vendía la piel	1	2
La tamandua no era consumido en el pasado porque los viejos decían que este animal comía gente	1	2
La tamandua no es comida porque este animal da mala suerte	1	2
<sup>1</sup> Las pieles de los micos fueron usadas para la elaboración de tambores	1	2
<sup>1</sup> Los chulos no eran comidos en el pasado porque eran considerados espíritus diabólicos	1	2
	46	100

<sup>1</sup> Respuestas incluidas en la Figura 2.2 como "otros".S

La cacería en el pasado: La mayoría de los cazadores reportaron que en el pasado, la gente Tikuna tenía varias restricciones de alimentación y tabús de cacería basados en sus creencias religiosas y sus relaciones cercanas con la naturaleza. Las especies de animales reportadas sujetas a tabús de cacería o restricciones de cacería revelaron diferencias significativas entre las comunidades (Prueba U Mann-Whitley;  $U = 152$ ;  $z = -2.56$ ;  $p = 0.01$ ). La Figura 2.2 resume las principales especies de cacería, las cuales no eran cazadas por los Tikunas en el pasado. Los cazadores viejos reportaron que sus padres no cazaban venado o capibara por diferentes razones (Tabla 2.2) y solo los cazadores inexpertos eran los que cazaban estas especies. Ambas especies son preferidas hoy en día.

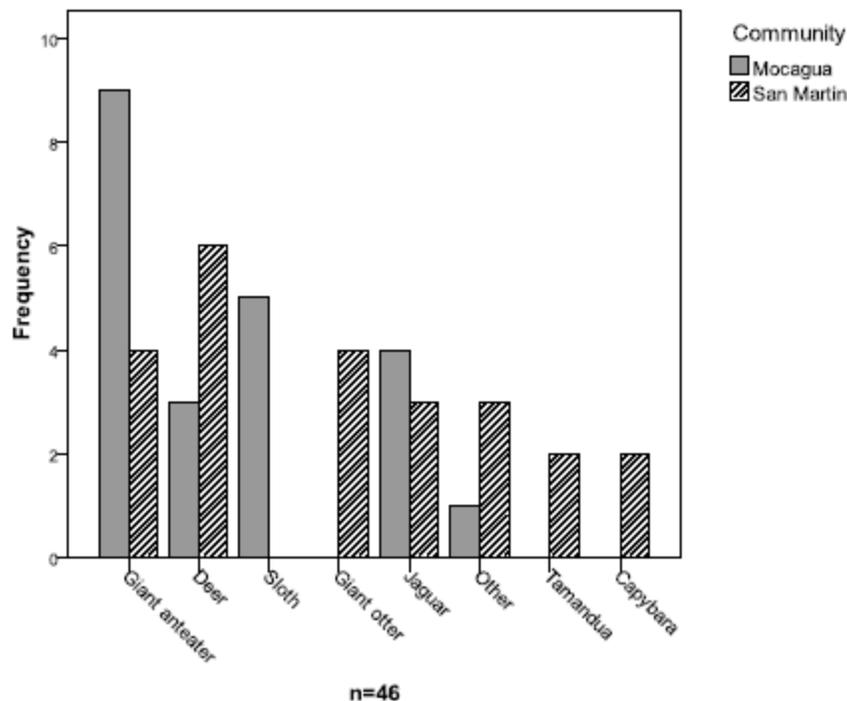


Figura 2.2 Resumen de los animales sujetos a restricciones de cacería o tabús por los Tikunas en el pasado reportados por los cazadores (otros: incluidos en la Tabla 2.2). Eje Y: Frecuencia. Eje X: oso hormiguero o palmero, venado, pejejo, perro de agua, jaguar, otro, tamandua, capibara. Leyenda: comunidad.

Cacería actual: Las presas no cazadas o evitadas entre las comunidades no presentan diferencias significativas (Prueba U Mann-Whitley;  $U = 208.5$ ;  $z = -1.248$ ;  $p = 0.21$ ). En Mocagua, 32% de los entrevistados evitan cazar el oso hormiguero (*Myrmecophaga tridactyla*). Sin embargo, el 41% del total de la muestra declaró que cazaba esta especie debido a la escasez de otras presas preferidas y debido a que este animal tiene suficiente carne para una familia. Los entrevistados en San Martín evitan cazar la tamandua (*Tamandua tetradáctila*) (33%) y el oso hormiguero (21%) ya que no les gusta el sabor de la carne; sin embargo cazan ambas especies esporádicamente cerca de las parcelas de cultivo en ausencia de las especies de presa preferidas (Figura 2.3). Para los cazadores en ambas comunidades el jaguar no es consumido (Mocagua = 14 %; San Martín = 21%) principalmente debido a que no les gusta el sabor de la carne y a que creen que la

carne del jaguar es dañina para la gente. La mayoría de los cazadores mayores ( $\geq 56$  años;  $n = 13$ ; 20%) creen que el jaguar tiene el espíritu de los Payés y matarlos trae mala suerte durante los viajes de cacería e incluso enfermedades. La gente local cree que el consumo de la carne del perro de agua y el jaguar produce tos y enfermedades relacionadas con el sistema respiratorio.

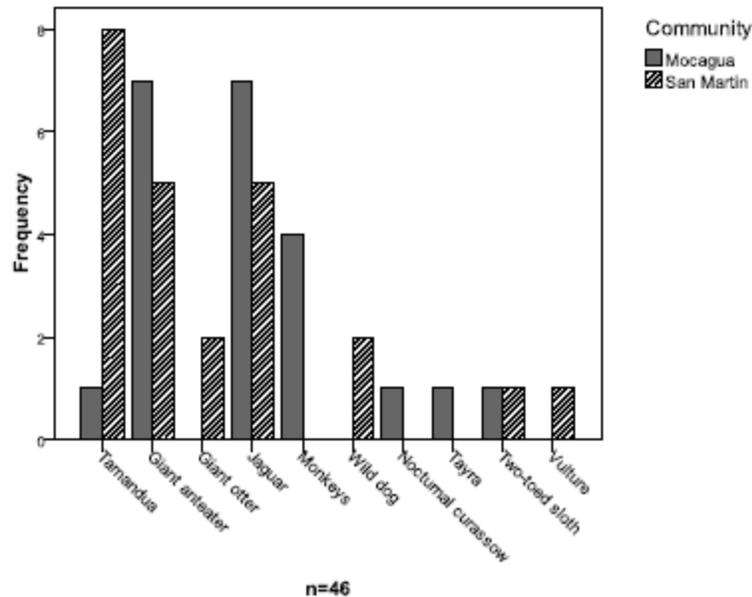


Figura 2.3. Las especies animales no cazada o evitadas por los cazadores en Mocagua y San Martín. Eje Y: Frecuencia. Eje X: tamandua, oso hormiguero, perro de agua, jaguar, micos, perro silvestre, montete, manco, pelejo de dos uñas, chulo. Leyenda: Comunidad.

### 2.3.5 Percepciones modernas de la cacería

Los cazadores de Mocagua y San Martín proporcionaron diferentes respuestas cuando explicaron la percepción de la disminución de las especies de cacería (Prueba U Mann-Whitely;  $U = 171$ ;  $z = -2.41$ ;  $p = 0.016$ ). Sin embargo, los entrevistados estuvieron de acuerdo que existen cambios significativos en la cacería de hoy en día, tales como: i) los animales son escasos y ahora tienen que caminar grandes distancias para cazar presas de tamaño medio y grande ( $n = 34$ ; 74%); ii) los cazadores creen que la desaparición del puerco de monte, la danta y el cerrillo cerca de las comunidades es una evidencia de la disminución de la caza ( $n = 12$ ; 26%). La mitad de los entrevistados ( $n = 22$ ; 48%) declararon que la reducción de las especies de caza preferidas es el resultado de la sobre cacería; también debido al incremento de la población humana ( $n = 9$ ; 20%). Otros factores que influyen en la disminución de la vida silvestre reportadas por los entrevistados fueron ( $n = 15$ ; 32%) : i) el uso de las herramientas de cacería occidentales; ii) los Payés cerraron el camino para que los animales vinieran cerca de nuestra comunidad; iii) la presencia de la gente blanca en la selva; iv) el ruido del machete y las escopetas; v) la cacería comercial para pagar la educación de los niños, vi) los cazadores perseguían las presas grandes y ellas no viven más en el área. Durante las actividades de grupos focales a los participantes se les pidió que hicieran una lista de las especies de caza que eran importantes en la dieta Tikuna, y que ellos creen que son escasos o más difíciles de cazar hoy en día. Además los

datos ecológicos fueron reunidos y compartidos entre los participantes (Tablas 2.3 y 2.4).

Tabla 2.3 Lista de especies de caza y su información ecológica proporcionada por los participantes de Mocagua durante las actividades de grupo focal.

<b>Especies</b>	<b>Tiempo de vida (años)</b>	<b>Edad de la primera reproducción</b>	<b>Tamaño de la camada/ intervalo entre nacimientos</b>	<b>Preferencia de cacería por sexos/ clase de edad</b>
Boruga	50	1 año	1 – una vez al año	Preferencia por M
Guara	50	1 año	2 – 4 una vez al año	Preferencia por M
Armadillo	100 (matado solo por el jaguar o humanos)	1 año	1 - 6 una vez al año	Preferencia por M
Puerco de monte	60 (matado solo por el jaguar o humanos)	1 año	3 - 8 una vez al año	Adultos M & F
Venado	80 (matado solo por el jaguar o humanos)	1 año	1 – una vez al año	Adultos M & F
Cerrillo	50 (matado solo por el jaguar o humanos)	1 año	4 – 6 una vez al año	Adultos M & F
Danta	100 (matado solo por el jaguar o humanos)	1 año	1 – una vez al año	Adultos M & F
Cotudo	50 – 60	1 año	1 – una vez al año	Adultos M & F
Mico nocturno	15	2 -3 meses	2 cada seis meses	Cazados solo cuando nada más fue cazado
Churuco	60	1 año	1 – una vez al año	Adultos M & F
Capibara	80 – 90	1 año	4 – 7 una vez al año	Preferencia por M, especialmente durante la época seca
Armadillo gigante	Nunca muere (matado solo por el jaguar o humanos)	1 año	1 – una vez al año	Muy difícil de encontrar. M & F
Oso hormiguero	100	1 año	1 – una vez al año	Adultos M & F

F = Hembra; M= Macho

Los notables comentarios durante los talleres en San Martín subrayan que la gente local todavía cree que algunos animales son inmortales (por ejemplo el armadillo gigante) o son personificaciones del dueño de los animales. Por ejemplo, una señora vieja y su esposo que es el cazador más respetado en la comunidad afirman: “Algunos animales como el jaguar, la danta, el armadillo gigante y los churucos nunca mueren, viven para siempre, o solo mueren si el jaguar, la boa o la gente los mata. Sin embargo, si el jaguar no es matado por la gente, ellos se devuelven a su mundo (supernatural)” (M. Vásquez; H. Gregorio, com. pers.). Otro testimonio de un viejo de San Martín fue: “La mayoría de los micos, pero especialmente los más grandes como el churuco y el cotudo son como la gente, se reproducen todo el tiempo, cuando ellos quieren” (A. Vásquez, com. pers.).

Tabla 2.4 Lista de especies de caza y su información ecológica proporcionada por los participantes de San Martín durante las actividades de grupo focal.

<b>Especies</b>	<b>Tiempo de vida (años)</b>	<b>Edad de la primera reproducción</b>	<b>Tamaño de la camada/ intervalo entre nacimientos</b>	<b>Preferencia de cacería por sexos/ clase de edad</b>
Boruga	70	1 año	1 – una vez al año	Preferencia por M
Guara	70	1 año	1 – 3 una vez al año	M & F
Armadillo	60	1 año	1 - 6 una vez al año	M & F
Puerco de monte	50	1 año	5 una vez al año	M & F
Venado	80 el venado colorado/ 20 el venado cenizo	1.5 año	1 – una vez al año	M & F
Cerrillo	15	1.5 año	5 una vez al año	M & F
Danta	100	1 año	1 – una vez al año	Adultos M & F (las hembras son más comunes)
Cotudo	100	1 año	1 – una vez al año	Preferencia por M
Mico nocturno	60	1 año	1 – una vez al año	M & F
Churuco	100	1 año	1 – una vez al año/ cualquier momento del año	Preferencia por M
Capibara	80	1 año	2 – 6 una vez al año	M & F
Armadillo gigante	100	1 año	1 – una vez al año	M & F
Oso hormiguero	80	1 año	1 – una vez al año	Adultos M & F

F = Hembra; M = Macho

Hubo diferencias significativas entre las comunidades respecto al uso de las partes de los animales (Prueba U Mann-Whitely;  $U = 137.5$ ;  $z = -2.9$ ;  $p = 0.004$ ). En San Martín el 54% de los entrevistados respondieron que no usan otras partes de las presas cazadas. Sin embargo, 30% de los entrevistados en San Martín usan las partes de animales para propósitos medicinales y para las colecciones de pieles (3%). En Mocagua, las partes de los animales fueron principalmente usadas para medicinas (41%), seguido de la elaboración de artesanías (27%) y para mejorar la fertilidad de la tierra usando los huesos como abono (10%). Los usos medicinales reportados incluyen: i) los huesos rallados de venado son aplicados sobre las piernas de los niños para fortalecer sus huesos, ii) las pezuñas ralladas de la danta para detener las hemorragias; iii) la bilis de la boruga es usada para desinfectar las mordeduras de culebras y para curar la diabetes; iv) el pene del cusumbo (y del delfín rosado) se cree que cura la impotencia (Fig. 2.4). Parathian & Maldonado (2010) también reportaron el uso del saco de la garganta del aullador como una medicina para curar la laringitis.

Los entrevistados de ambas comunidades reportaron diferentes preferencias por las especies de animales mantenidas como mascotas (Prueba U Mann-Whitely;  $U = 105.5$ ;  $z = -3.63$ ;  $p = 0.001$ ). En Mocagua la especie más común mantenida como mascota fueron la boruga (27%), el tintín (10%) y el mono blanco (10%). La mayoría de los cazadores en San Martín declararon que no mantienen animales silvestres como mascotas (58%), pero en el pasado las mascotas más comunes eran los churucos (33%), guaras (5%) y mono banco (4%).

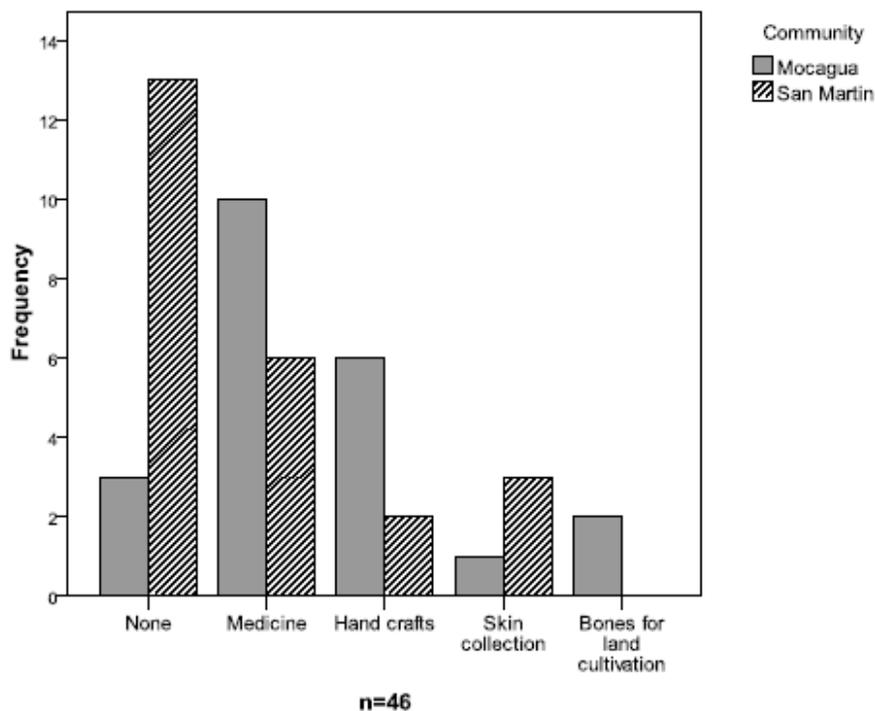


Figura 2.4 Uso de las partes de animales en Mocagua y San Martín. Eje Y: Frecuencia. Eje X: ninguna, medicina, artesanías, colección de pieles, huesos para la tierra de cultivo. Leyenda: comunidades.

## 2.4 Discusión

La pérdida de las prácticas de manejo tradicionales de los Tikunas en el PNNA es otro ejemplo de las inevitables consecuencias de la incursión de los asentamientos y la participación de los indígenas en las economías extractivas (Redford et al. 1995). Es claro que el contacto con los misioneros interrumpió drásticamente el estilo de vida semi-nómada de los Tikunas, así como la pérdida de los tabús y restricciones intrínsecamente unidas con su religión y conocimiento tradicional. Este fenómeno ha sido ampliamente reportado para otras tribus amerindias en las riberas del Amazonas (Brightman 2007; Good 1987; Grohs 1974; Stearman 1984; Stearman & Redford 1992). Los Tikunas en el área han tolerado por siglos la disminución de sus recursos y hoy en día son actores más activos en las economías de mercado, donde la extracción comercial de los recursos es culturalmente aceptada. Otros factores tales como el crecimiento de la población, la falta de gobernabilidad y de organización social, y la necesidad de formalizar la tenencia de los acuerdos entre las comunidades Tikunas, también afecta el uso de los recursos. La malnutrición y el incremento de la susceptibilidad a las enfermedades son comunes hoy en día y pueden estar relacionadas con el cambio en su dieta tradicional y el estilo de vida semi-nómada (Stearman 2000). Es claro que los Tikunas necesitan acceso al dinero en efectivo con el fin de satisfacer las necesidades que no eran parte de su estilo de vida tradicional, tales como la educación, transporte, acceso a las comunicaciones (comunicación, ropa, recreación, etc.).

La información obtenida de ambas comunidades confirman que los viajes largos de cacería duran en promedio un día y los cazadores prefieren cazar por su cuenta, lo cual está de acuerdo con los resultados obtenidos por Campos-Rozo (1987) en San Martín. Ella analizó el cambio de las herramientas de cacería relacionado con la disminución de la caza y la duración de los viajes de cacería individual. Declaró que los viajes de cacería individual son el resultado de: i) las comunidades Tikuna ya no viven más en malocas y las familias viven en casas separadas; por lo tanto la cacería es usualmente realizada por un solo hombre dentro de la familia, mientras en el pasado, los grupos de cazadores eran necesarios para limpiar y transportar suficiente carne para la comunidad completa; ii) la ausencia actual de las presas grandes, restringe el número de cazadores viajando juntos ya que no pueden dividir las escasas presas entre varios cazadores; iii) la cacería individual es común hoy en día debido al uso de escopetas que reduce los riesgos que los cazadores enfrentaban en el pasado cuando cazaban por su cuenta. El incremento de los viajes cortos de cacería individual evidencia la disminución de la caza y también incrementan la selectividad de la cacería de las especies grandes.

El consumo incrementado de especies de tamaño pequeño y mediano que eran sujeto de restricciones de cacería en el pasado y la inclusión de especies de animales indeseables en la dieta Tikuna también refleja la disminución de la caza. Esto ha sido reportado para muchas comunidades amerindias y de colonos a lo largo de los neotropicos (Altrichter 2005 en Argentina; Bodmer et al. 1997 en Perú; Fragoso et al. 2000 en Brasil, Ulloa et al. 2004 en Colombia; Smith 2005, 2008, en

Panamá; Townsed 2000 y Stearman 2000 en Bolivia). Por ejemplo, la boruga, el venado y el capibara no eran consumidas en el pasado por los Tikunas, mientras que hoy en día son las especies de presa preferidas, ya que aquellos animales de tamaño medio y grande no solo proporcionan suficiente carne para una familia sino que también son una de las especies de caza favoritas en las comunidades vecinas. Los cazadores jóvenes cazan choznas (*Potos flavus*), una presa indeseable en el pasado (ver Figura 2.5). La cacería en sitios anteriormente sagrados tales como los salados está amenazando drásticamente a población de dantas, clasificada como críticamente amenazada (CR) por la IUCN, Colombia (Lozano 2004; Rodríguez-Mahecha et al. 2006). La extracción de maderas selectiva de cedro en sitios sagrados como el cerro Tuirupw en San Martín, donde la gente local trabaja con los madereros, claramente refleja los cambios de los valores culturales.



Figura 2.5 Niña Tikuna de Mocagua con una chozna cazada (*Potos flavus*), una especie no deseada en el pasado (fuente de la foto: Nelson Suárez – Mocagua).

La falta de veracidad en los datos fue reflejada principalmente de la comunidad de San Martín. Por ejemplo, las especies cazadas que son sujeto de vedas de cacería no fueron reportadas por los entrevistados como especies de caza preferidas o especies para mascotas, tales como la danta y el churuco. Sin embargo, los datos recolectados durante las actividades de observación participativa y los grupos focales revelaron claras preferencias por la carne de danta y churuco. Además, durante conversaciones informales en el curso del estudio a un número de participantes (n = 11) en ambas comunidades hablaron de que habían tenido o sabían de alguien conocido que había criado churucos (*Lagothrix lagothricha*), cotudos (*Alouatta seniculus*), micos nocturnos (*Aotus* spp.)

y micos voladores (*Pithecia monachus*) (Parathian & Maldonado 2010). En el 2008, observé tres titis de manto negro - bebeleche (*Saguinus nigricollis*) mantenidos como mascotas en San Martín; sin embargo, los animales no fueron reportados en los formatos de cacería ni mientras se entrevistaba a los dueños de las mascotas. Las discusiones siguientes con individuos (n = 10) sugirieron que las crías de primates eran usualmente mantenidas como mascotas después de la muerte de sus madres, las cuales, típicamente habían sido cazadas como alimento (Parathian & Maldonado 2010).

Cuando se miran los resultados de las actividades de grupos focales (talleres), el tiempo de vida reportados para la mayoría de las especies sobre cazadas, claramente refleja la falta de conocimiento preciso de las limitaciones biológicas de las especies de caza para la cacería. Por lo tanto la gente local creía que varias de las especies de caza eran inmortales como el armadillo gigante o vivían en promedio 70 años (n= 26; SD = 26.6) (Fig. 2.6). Los participantes reportaron que creían que los animales tenían su primera reproducción durante su primer año de vida y luego se reproducían una vez al año. Las declaraciones de los abuelos que creen que los primates se reproducen “cuando ellos quieren” es común entre la gente local. Estas creencias locales nos ayudan a entender porque la gente local es escéptica cuando presentamos los resultados de la investigación reportando que varias especies de caza pueden volverse localmente extintas si la cacería continúa de forma no sustentable. Por otro lado, me siento privilegiada por tener la oportunidad de escuchar los relatos Tikunas relacionados con los animales inmortales y sus orígenes místicos y/o las formas de morir, ya que solo los abuelos tienen este conocimiento tradicional y usualmente no lo comparten con la gente blanca.



Figura 2.6 Armadillo gigante (*Priodontes maximus*) cazado en San Martín, considerado como inmortal por los tikunas viejos. Clasificado como EN por la IUCN- Colombia (Rodríguez-Mahecha et al. 2006) (Fuente de la foto: Diana Deaza- PNNA).

El conocimiento local del uso de las partes animales para medicinas ya no es aplicado actualmente como lo hacían los Tikunas de antes. Los abuelos de ambas comunidades afirmaron que cuando los misioneros católicos llegaron al área, censuraron cualquier uso de la medicina tradicional ya que argumentaban que era brujería. En su lugar, los misioneros y el gobierno les proporcionaron medicina occidental a las comunidades localizadas cerca de las riberas de los ríos. Esto parece ser una de las principales razones de por qué los Tikunas ya no conocen como preparar las medicinas tradicionales. Otro uso común de las partes animales en el área es para la elaboración de artesanías, sin embargo, su comercialización es ilegal bajo la legislación colombiana; esto es considerado tráfico ilegal de vida silvestres, lo cual ha ayudado a reducir las grandes cantidades de partes de animales compradas por los turistas en el área (PNNA 2006).

Nimuendaju (1952) relató que la pérdida del conocimiento para preparar el curare (veneno) está unido con la reubicación de los Tikunas cerca de los cursos de los ríos durante 1700s, ya que la mayoría de las especies de plantas usadas para la preparación del curare sólo son encontradas en las selvas de *tierra-firme* y tienen distribución restringida. También afirma que esto fue una de las principales razones de por qué los Tikunas rápidamente cambiaron la cerbatana por las escopetas. El reemplazo de las herramientas tradicionales de cacería creó una dependencia del sistema de mercado; la adquisición de escopetas requirió de una inversión inicial sustancial. Además, los cazadores necesitan dinero en efectivo para comprar cartuchos, gasolina para los motores fuera de borda, baterías para las linternas, sal para conservar la carne. Consecuentemente, el dinero es solo una forma de adquirir esas comodidades, justificando la comercialización de la carne para permanecer funcional (Redford et al. 1995; Stearman 2000). Teniendo

en cuenta la situación actual donde el uso de la tierra no es claro, es crucial que las organizaciones del gobierno tales como INCODER (a cargo de la legislación de la tenencia de la tierra) y el Sistema de Parques colombiano medien entre las comunidades y proporcionen el escenario de políticas/ legislación necesario para clarificar esta situación. El PNNA ha venido apoyando las tres comunidades Tikunas que traslapan el parque con el fin de formalizar un acuerdo sobre los límites del territorio y el uso de los recursos naturales pero hasta ahora no existen acuerdos formales.

## **2.5 Conclusión**

Los resultados presentados en esta sección proporcionan un conocimiento de las prácticas actuales de cacería y las percepciones de los Tikunas en el PNNA, proporcionando un mejor entendimiento del significado que la vida silvestre tiene en la vida diaria Tikuna. La gente local reconoce que la pérdida de las tradiciones culturales y religiosas ha impactado su uso de los recursos y tienen una idea clara de los factores externos que disminuyen la vida silvestre en el área. Sin embargo, la disminución de la caza no es vista como una consecuencia de su presencia a largo plazo en el área y de su participación en el sistema de mercado. El diseño de una estrategia de conservación en el área tiene que abordar fuerzas externas complejas y cambios culturales internos que son difíciles de eliminar pero que pueden ser modificados. Por ejemplo, es crucial ser conscientes de que las comunidades locales estarán interesadas en las estrategias de manejo solo si la conservación de la vida silvestre les proporcionará un ingreso que subsidie sus necesidades de dinero en efectivo para pagar las necesidades básicas y comodidades, con el fin de erradicar la cacería comercial y extracción ilegal de madera. Además, es esencial que las nuevas generaciones de Tikunas tengan un entendimiento de las limitaciones biológicas de la fauna para sostener la cacería a largo plazo, así como un conocimiento básico para monitorear su uso de los recursos. Al mismo tiempo, el uso tradicional de los recursos debe ser rescatado y reforzado para ser aplicado por las nuevas generaciones. Por lo tanto, una combinación del conocimiento científico y tradicional y la implementación de alternativas económicas sustentables deben ser combinadas para abordar los retos de conservación en el área, antes de que la cacería quede atrás porque no hay nada más que cazar. En la sección 3 proporciono una lista de alternativas factibles para disminuir la cacería comercial.

### 3. CONCLUSIONES GENERALES Y RECOMENDACIONES

#### 3.2 Recomendaciones para el Diseño de la Estrategia de Manejo en el PNNA

Las estrategias de manejo solo son factibles cuando las necesidades de la gente local y los contextos socio-culturales y económicos son incluidos durante su diseño, así como las limitaciones biológicas de cada especie sobre-cazada. La implementación de la alianza de conservación entre las comunidades indígenas y los tomadores de decisiones relevantes todavía tienen que satisfacer los principios del manejo de recursos comunes, lo cual puede ser difícil de alcanzar (por ejemplo, García & Lescuyer 2008; Niesten & Rice 2006; Zimmerman et al. 2001). Lo que es claro de las experiencias anteriores es que las estrategias que pueden trabajar en una situación y ubicación específica no pueden ser aplicables en un contexto diferente y el diseño de la estrategia de manejo basada localmente involucra sopesar varias opciones (Niesten & Rice 2006; Sayer & Campbell 2004). El criterio para el diseño de la estrategia de manejo para Mocagua y San Martín está basado en dos objetivos principales para el uso sustentable de las especies de caza: eficiencia y control (por ejemplo Mace & Hudson 1999; Robinson 2001). Los criterios fueron implementados a través de talleres con las comunidades Tikuna y a partir de reuniones con los tomadores de decisiones relevantes. La guía adicional incluyó las recomendaciones de CITES y IUCN para el manejo de la vida silvestre, las guías IIED para el manejo de recursos basado en la aproximación a la comunidad, y varias experiencias de estrategias de manejo basadas localmente que proporcionan evidencia del éxito bajo contextos ecológicos y socio-económicos similares (por ejemplo Bodmer & Puertas 2000; Fragoso et al. 2000; Townsend 2000; Ulloa et al. 2004; Zimmerman et al. 2001). La tabla 2.1 presenta los objetivos principales y los indicadores para el uso sustentable de recursos que será abordado en esta sección.

Tabla 3.1 Indicadores principales del uso sustentable de acuerdo con los objetivos de manejo (Robinson 2001).

<b>Objetivo de Manejo</b>	<b>Indicadores del uso sustentable</b>
Conservación de especies	1. Poblaciones de vida silvestre que no muestran una disminución consistente 2. Poblaciones de vida silvestre que no son vulnerables a la extinción 3. Poblaciones de vida silvestre que mantienen su papel ecológico
Salud del ecosistema	1. Mantenimiento de la riqueza de especies y la diversidad 2. La productividad primaria del ecosistema es mantenido 3. Los ciclos de nutrientes y los patrones del paisaje son mantenidos
Seguridad alimentaria	1. El total de la cosecha es mantenida 2. La composición de la cosecha es mantenida

### 3.2.1 *Objetivo del manejo: Estrategias de conservación de especies*

Con el fin de lograr este objetivo de manejo cada especie cosechada (o sobrecazada) tiene que mantener sus poblaciones por encima de la producción máxima sustentable (MSY), teniendo en cuenta la capacidad de carga del hábitat y la salud del ecosistema (por ejemplo Caughley & Sinclair 1994; Robinson 2001; Sinclair et al. 2006). Las limitaciones principales para esta aproximación son: i) la falta de datos respecto a las dinámicas poblacionales, productividad reproductiva, sexo y estructura de edad y procesos fuente-sumidero en el área de estudio (Kokko et al. 2001; Lande et al. 2001); ii) la mayoría de las especies incluidas en estos análisis naturalmente presentan bajas densidades poblacionales, siendo altamente vulnerables a la estocasticidad ambiental y demográfica que llevará a fallas catastróficas de reproducción o reclutamiento (Petersen & Levitan 2001).

### 3.2.2 *Objetivo del manejo: Salud del ecosistema y seguridad alimentaria*

Cuando se miran los indicadores del uso sustentable presentado en la Tabla 3.1, es difícil concluir si las actividades antrópicas actuales están afectando el ecosistema en la parte sur del PNNA debido a la falta de datos históricos sobre la riqueza y diversidad de especies. Además, los indicadores relacionados con el ciclo de nutrientes en el ecosistema son muy difíciles de medir en los bosques lluviosos de la Amazonía (Peres 2008). Dobson et al. (1997) afirman que la cantidad de conversión de hábitat es un indicador más fácil de medir. Van Leijsen & Vleut (2005) condujeron un análisis de redundancia (RDA) donde midieron el impacto de las actividades humanas (cacería, extracción selectiva de maderas y conversión de los bosques en tierras para la agricultura) en los bosques adyacentes a Mocagua con el fin de probar la influencia de estos factores sobre las especies de primates. Sus resultados sugieren que la principal actividad que reduce la ocurrencia de los primates en el área es la cacería. La tierra para la agricultura y la deforestación no representa un impacto debido a la pequeña área usada para propósitos de la agricultura (Van Leijsen & Vleut 2005). El área de agricultura de San Martín también es limitada.

Cuando se miran los indicadores del uso sustentable para la seguridad alimentaria de las comunidades locales (Tabla 3.1), es claro que la cosecha total y su composición no son mantenidas por los Tikuna en PNNA en el mediano o largo plazo. Los datos presentados por Campos-Rozo (1987), muestran que la cosecha de especies de gran tamaño está disminuyendo con el tiempo en la comunidad de San Martín, y la inclusión actual de presas pequeñas está cambiando drásticamente la composición de la cosecha con el tiempo. Por lo tanto es claro que una estrategia de manejo tiene que ser implementada con el fin de mantener el consumo de carne de monte en el largo plazo, garantizando este aporte proteínico a los pobladores Tikunas. Para lograr la conservación efectiva, varios autores postulan diferentes aproximaciones basados en indicadores tales como: i) sustentabilidad para mejorar la seguridad alimentaria de las comunidades locales; ii) equidad en la distribución de recursos basados en la disponibilidad; iii) la economía de libre mercado es esencial para incrementar la disponibilidad de recursos. Robinson (2001) proporciona una lista de indicadores soportados por

varios casos de estudio con éxito medible a lo largo de los bosques tropicales, presentados a continuación:

- El uso y manejo de recursos debe involucrar directa y activamente a la comunidad local: los derechos de las comunidades de la propiedad y tenencia deben ser asegurados para el manejo sustentable de la vida silvestre (IIED 1994).
- El uso debe estimular la integración entre los pobladores locales y la fauna en el paisaje: la reintegración de la gente y la naturaleza por medio de la remoción de la división entre las áreas protegidas y las áreas con influencia humana. Hutton & Dickson (2001) afirman que el uso de recursos por parte de las comunidades locales tiene que ser permitido incluso en las áreas protegidas a través de estrategias de manejo con el fin de disminuir la extracción ilegal y comercial de recursos, y para garantizar la seguridad alimentaria de las comunidades.
- El uso puede promover la actividad económica local: las diferentes aproximaciones a este indicador son controversiales. Por ejemplo, algunos autores argumentan que las especies silvestres deben pagar su propia vía en el mundo moderno (Child & Child 1990 en Robinson 2001). Por otro lado, varios ejemplos claramente confirman que la comercialización de la vida silvestre sin una estrategia de manejo está llevando a la extirpación local de grandes vertebrados en las riveras del Amazonas (Begazo & Bodmer 1998; Bodmer & Pezo 2001; Laurence et al. 2006; Peres 2001a;b; Terborgh 1999).

### *3.2.3 Monitoreo: componente clave para la estrategia de manejo*

García & Lescuyer (2008) afirman que la descentralización es el principal componente para la implementación de una estrategia de manejo efectiva y es visto como un componente clave para el diseño de políticas ambientales. La descentralización del manejo de los recursos naturales está caracterizada por un cambio de poder de una estructura del estado central a un organismo local (Ribot & Larson 2005). Aquí, es importante identificar el tipo de poder que está siendo transferido, la naturaleza de la estructura recipiente y el mecanismo de responsabilidad (Ribot & Larson 2005). Por lo tanto, se espera que la descentralización del manejo de recursos genere tres beneficios principales: i) un incremento en el bienestar de la gente local; ii) mejoramiento de la preservación del ecosistema y iii) una mejor gobernabilidad mediante el empoderamiento de las comunidades locales, permitiéndoles el control del manejo de recursos (García & Lescuyer 2008).

Holck (2008) afirma que el objetivo principal del monitoreo es generar datos que describan el estado ambiental del sitio en un momento determinado. Estos datos pueden ser usados como línea base para el diseño, implementación y evaluación de una estrategia de manejo. El monitoreo puede ser visto desde el punto de vista de los administradores de las áreas protegidas, como una herramienta para identificar el estado del ecosistema y proporcionar información sobre las respuestas del ecosistema después de la implementación de una estrategia de manejo de recursos. Mientras que el monitoreo desde el punto de vista científico

es propuesto como una herramienta para aprender y entender el comportamiento y dinámica de un sistema (Yoccoz et al. 2001). Sin embargo, las experiencias pasadas en el monitoreo han mostrado que las aproximaciones convencionales para monitorear la biodiversidad por parte de profesionales científicos son a menudo considerados irrelevantes por los pobladores locales. Además, éstos pueden ser muy costosos para ser sustentables en el largo plazo en la realidad económica de los en desarrollo (Lawton et al. 1998; Sheil 2001). Como resultado, las autoridades ambientales a menudo carecen de la información necesaria para tomar las mejores decisiones, las cuales pueden llevar a subestimaciones significativas del impacto actual de las actividades humanas tales como las perturbaciones del hábitat, deforestación y cacería (Laurance & Useche 2009; Padmanaba & Sheil 2007). Por lo tanto, el monitoreo tiene que integrar las visiones científicas y del manejo teniendo en cuenta la sustentabilidad económica a largo plazo.

La aproximación de manejo basado localmente demanda la participación activa de las autoridades ambientales relevantes y el monitoreo participativo tiene que ser alcanzado. Para el éxito de la operación de monitoreo, la inclusión de los siguientes ingredientes es crucial: i) conocimiento y medición de los bienes y servicios que son obtenidos por las comunidades locales, y que son derivados del ecosistema; ii) los beneficios para las comunidades locales involucradas en el monitoreo tiene que exceder los costos; iii) los conflictos entre los tomadores de decisiones tales como, autoridades locales, autoridades ambientales, representantes de las aéreas protegidas, entre otros, no debe limitar su participación en el proceso del monitoreo; iv) la información obtenida durante el monitoreo deben ser disponible a nivel local; v) el monitoreo es llevado a cabo bajo la supervisión de los tomadores de decisiones tradicionales existentes, en este caso, autoridades indígenas, ambientales y sociedad civil (Danielsen et al. 2005; García & Lescuyer 2008).

Numerosas experiencias de las estrategias de manejo basadas a nivel local han demostrado que el monitoreo durante la estrategia de manejo tiene que ser sustentable en el tiempo, de lo contrario fallará. Un resumen de la causas más comunes de falla son: i) el ingreso obtenido del monitoreo y la protección de la biodiversidad no asegura un retorno apropiado a la gente local (Fraser et al. 2006); ii) el sistema de monitoreo no proporciona guías claras para el manejo adaptativo a nivel local (García & Lescuyer 2008); iii) cambios inesperados en los acuerdos institucionales ocurren debido a la transferencia o cambio de posición de un funcionario de alguna de las entidades gubernamentales que participan en el proceso (García & Lescuyer 2008; Ulloa et al. 2004). Esto es muy común en países en desarrollo, y pone en peligro las estrategias de manejo a largo plazo que pueden tener la aprobación de los tomadores de decisiones relevantes; iv) los datos registrados en el monitoreo no son confiables. Se ha argumentado que la participación de miembros de las comunidades locales en el monitoreo de la biodiversidad puede comprometer la precisión de los datos e incrementar los sesgos mas allá de los niveles aceptables en comparación con los datos colectados por biólogos profesionales (Brandon et al. 2003; Genet & Sargent 2003). No obstante, otros estudios han reportado que los pobladores locales

tienen la capacidad de registrar datos precisos si reciben entrenamiento adecuado en los métodos de monitoreo. Es crucial que los métodos de monitoreo sean simples y costo- efectivos. Eso es decisivo para garantizar la continuación del monitoreo después de que los fondos de financiamiento externo se hayan terminado (Holck 2008).

### **3.3 Alternativas de manejo propuestas**

La Tabla 3.2 muestra un resumen de las alternativas de manejo propuestas teniendo en cuenta los tres objetivos de manejo: conservación de especies, salud del ecosistema y seguridad alimentaria para las comunidades locales.

#### *3.3.1 Estrategias para la conservación de especies*

Las recomendaciones para las especies sobre-cazadas son presentadas en una clasificación de orden descendente teniendo en cuenta la presión de cacería, incluyendo un resumen de la evaluación cualitativa de la sostenibilidad de la cacería, y una aproximación cuantitativa, incluyendo cuatro modelos. En la mayoría de los casos la cacería ha sido restringida con el fin de permitir que las poblaciones se recuperen. Para reemplazar el ingreso obtenido por la cacería comercial, las alternativas económicas son explicadas en la sección 3.3.3.

Tabla 3.2 Resumen de las alternativas de manejo propuestas incluyendo sus definiciones y las condiciones requeridas y las limitaciones para su implementación.

<b>Objetivo de Manejo: Conservación de Especies</b>		
<b>Alternativa de Manejo</b>	<b>Definición</b>	<b>Requerimientos para la implementación y limitaciones</b>
<p>Restricción de cacería: es aplicable cuando la población de las especies de caza es actualmente cosechada en niveles cercanos a su <b>MSY</b><sup>6</sup></p>	<p>Una especie de caza puede ser cosechada en relación a las restricciones de acuerdo a las características individuales de la especie tales como edad, sexo, productividad reproductiva, época de reproducción y requerimientos del área vital</p>	<p><b>Monitoreo local:</b> la comunidad ha desarrollado un monitoreo continuo para cuantificar su cosecha. La colección de los datos del seguimiento tiene que ser permanente. Los monitores deben ser continuamente evaluados, entrenados y rotados para incluir todas las edades/ géneros en el proceso.</p> <p>Las mediciones de la vida silvestre deben ser llevadas a cabo con el fin de cuantificar las densidades de las especies de caza y para determinar los efectos de la alternativa de manejo. La inclusión de los tabús locales incrementará la aceptación de las prohibiciones/ restricciones de cacería.</p> <p><b>Limitaciones:</b> si un incentivo económico no es ofrecido la colección de datos no será confiable por largos periodos de tiempo. Además, la alternativa económica tiene que ser implementada para reemplazar el ingreso percibido de la cacería comercial.</p>
<p><b>Restricción de cacería:</b> debe ser implementada cuando la cosecha actual de una especie sobrepasa su <b>MSY</b> (desde 25 %) y las densidades están disminuyendo</p>	<p>Una especie de caza no debe ser cosechada cuando las tasas de extracción sobrepasan la habilidad de las especies para recuperarse de la cacería debido a sus limitaciones reproductivas. Una veda de cacería debe ser aplicada cuando el uso de una especie está reduciendo los números de la población al punto donde deja de ser un recurso significativo para el usuario humano</p>	<p>Lo mismo que para las restricciones de cacería.</p> <p><b>Otras limitaciones:</b> otra fuente de proteína debe estar disponible durante la veda de cacería. La preferencia de las especies de cacería por la gente local puede tener varios impedimentos para la implementación de una veda de cacería</p>

<sup>6</sup> Caughley & Sinclair (1997) sugieren que un margen de error de aproximadamente 25% por debajo de la Producción Máxima Sustentable (MSY) es apropiado, especialmente en áreas donde la variación anual climática está por encima del promedio.

**Objetivo de Manejo: Salud del Ecosistema**

<b>Alternativa de Manejo</b>	<b>Definición</b>	<b>Requerimientos para la implementación y limitaciones</b>
<b>Refugios de caza:</b> sirven como una fuente de vida silvestre que se dispersa en las áreas de cacería, facilitando las dinámicas de fuente - sumidero	Porción de tierra donde la cosecha de fauna es prohibida por un determinado periodo de tiempo con el fin de permitir a las especies de caza mantenerse o incrementarse. Los límites del refugio tienen que ser demarcados teniendo en cuenta las necesidades del área vital de las especies sobre-cazadas incluyendo la disponibilidad de recursos alimenticios. Esto es crucial para permitir las necesidades socio-culturales y productivas de las comunidades humanas que usa el área	El conocimiento del territorio de la gente Tikuna y los tomadores de decisiones relevantes es crucial para el establecimiento de los límites de los refugios de caza  <b>Limitaciones:</b> El PNNA, Mocagua y San Martín han mapeado los límites de cada territorio indígena desde el 2005, incluyendo las áreas fuente de alimento para ellos y las especies de caza, como salados, la distribución de especies de palmas y árboles claves (por ejemplo el cedro) entre otros. Sin embargo, el tema de propiedad de la tierra están amenazando la delimitación de áreas para el uso humano/ de la vida silvestre. Por lo tanto, el uso de la propiedad común de recursos como la fauna, el territorio, el agua y productos del bosque es difícil de planear ya que la propiedad de la tierra no es clara.
<b>Rotación de los refugios de caza</b>	Esta rotación incrementarán la aceptación de la gente local para el establecimiento de los refugios de cacería. La gente local no sentirá que sus derechos sobre la tierra están restringidos si tienen acceso a diferentes áreas a lo largo del año.	Lo mismo que para los refugios de cacería
<b>Enriquecimiento de los rastrojos</b>	El mejoramiento de los rastrojos a través del manejo del bosque y las hierbas, arbustos, enredaderas, pastos y árboles de cultivo incrementará las fuentes de alimento para uso de la fauna y los humanos	Tomando ventaja de la Minga, el trabajo comunitario tradicional Tikuna, esta estrategia de manejo puede tener la aceptación de la comunidad. Ya que las mujeres son las que más participan en estas actividades, la organización y el seguimiento pueden ser alcanzados.  <b>Limitaciones:</b> Esta alternativa de manejo requerirá de financiamiento externo, con el fin de cubrir los costos básicos de materiales y mantenimiento de la gente involucrada. Este financiamiento externo tiene que ser disponible al menos por dos años, o hasta que a gente local pueda ver resultados (por ejemplo un incremento de la caza alrededor de los rastrojos o un incremento de las especies del bosque usadas por ellos).

**Objetivo de Manejo: Seguridad alimentaria**

<b>Alternativa de Manejo</b>	<b>Definición</b>	<b>Requerimientos para la implementación y limitaciones</b>
<b>Recuperación de as prácticas de cacería tradicionales</b>	Incremento de los viajes familiares de cacería largos y difíciles hacia áreas distantes limitando el acceso de armas de fuego e incrementando el uso de las herramientas de cacería tradicional Rotación de os sitios de cacería lejos de la comunidad. Esto puede mejorar el conocimiento de la gentelocal de su territorio, así como el mejoramiento de su retorno de cacería	Implementación de sitios de campamento 15 - 30 km de distancia de la comunidad  <b>Limitaciones:</b> las autoridades locales tendrán que introducir esta idea en la comunidad y tener a cargo la implementación y el seguimiento, lo cual requiere de organización local. Los viajes de cacería largos y difíciles interrumpirán las actividades diarias de la gente local (por ejemplo la asistencia de los niños a la escuela, y las actividaes económicas tales como la agricultura, pesca y elaboración de artesanías). La gente demandará más suministros de alimentos durnte los viajes de cacería. Adicionalmente, será necesaria gasolina, por lo tanto el acceso al dinero en efectivo para los viajes de cacería largos y difíciles tendrá que ser arreglado.
<b>Alternativas económicas sostenibles</b>	Es la cría o reproducción de especies doméstica o silvestres en condiciones de cautiverio o semi- cautiverio la que logra una productividad estable, la cual en el largo plazo sirve como una fuente de proteína para la gente local y eventualmente proporcionará un beneficio.	Compromiso a largo plazo de los tomadores de decisiones: para el éxito de la alternativa de reproducción en cautiverio y los pozos de pescado, varios tomadores de decisiones tienen que participar y el seguimiento a largo plazo es crucial para el éxito de está alternativa.
Reproducción en cautiverio para comida: tales como roedores de tamaño medio y pequeño, aves grandes (paujiles), reptiles (tortuga de patas amarillas) y cerrillos		Los requerimientos mínimos son: 1. Aceptación de la gente local para incluir nuevos recursos de proteína animal en el caso de animales domésticos. 2. Soporte técnico y financiero permanente para la gente local. 3. Disciplina y continuidad en el seguimiento del proceso de reproducción en cautiverio por la gente local. 4. Organización a nivel local para administrar los fondos y asegurar la distribución uniforme de los beneficios cuando esten disponibles.
Piscicultura a nivel familiar		<b>Limitaciones:</b> la falta de una tradición cultural para: 1. criar animales que requieren de una atención permanente de la gente (por jemplo las especies domésticas o especies silvestres con tiempos de vida media a largos). 2. Administración de fondos. 3. Procedimientos administrativos que requieren atención diariamente. Varios intentos por establecer proyectos económicos basados localmente fallan debido a la falta de un seguimiento externo y la falta de organización local (Martiez 2006).

**Objetivo de Manejo: Sustento de la vida humana**

<b>Alternativa de Manejo</b>	<b>Definición</b>	<b>Requerimientos para la implementación y limitaciones</b>
Servicios y productos: Ecoturismo (turismo de la vida silvestre), salud y belleza, talleres para los visitantes en la elaboración de artesanías, restaurante de comida tradicional, frutos y plantas medicinales congeladas-secas. Extracción legal de cedro por una cooperativa local.	Las actividades económicas garantizarán un ingreso para la gente local cuando se involucran en la estrategia de conservación. Estas alternativas son propuestas para: 1. Controlar la extracción ilegal de recursos. 2. Minimizar el uso comercial de los recursos. 3. Incremento de la gobernabilidad local y administración de los recursos naturales y económicos	Lo mismo que para reproducción en cautiverio.  <b>Otras limitaciones:</b> cualquier alternativa económica cambiará las jerarquías de poder en las comunidades

Capibara o chigüiro (*Hydrochaeris hydrochaeris*): como se mencionó en la sección 1 esta especie no está incluida en los análisis ya que no fue detectada visualmente durante el periodo de estudio. Además, la alarmante disminución en el consumo local puede indicar que las poblaciones silvestres no pueden tolerar la cacería actual. Esta especie fue incluida en el plan de manejo (Franco 2006; PNNA, 2006) por las comunidades locales y su cacería fue prohibida durante marzo a mayo y de septiembre a noviembre, cuando la gente local reportó que las hembras estaban preñadas. Por lo tanto, recomiendo una prohibición de la cacería comercial para esta especie por al menos cinco años con el fin de permitir su recuperación. Esto permitirá a las hembras producir cerca de ocho crías por año, ya que ésta especie tiene 2 camadas por año que comprenden de 3 – 5 crías (Redford et al. 1995). Además recomiendo la implementación de las restricciones de cacería sugeridas por la gente local durante los periodos de gestación.

Danta de tierras bajas (*Tapirus terrestris*): la evaluación cualitativa de la sostenibilidad de la cacería demostró que la cacería de esta especie no es sustentable (Tablas 1.9 y 1.10). Las dantas son una de las especies más sobre-cazadas en el PNNA y debido a su baja tasa de nacimientos (una cría cada dos años), es una especie altamente vulnerable a la extinción local (Fragoso 1991; Rodríguez-Mahecha et al. 2006).

#### Recomendaciones

1. Veda de cacería para propósitos comerciales por diez años, con especial atención a la prohibición de cacería en los salados. Este periodo permitirá a las hembras reproductivas dar a luz al menos 4 crías.
2. Veda de cacería para el consumo de subsistencia por dos años, en un radio de 15 km de las comunidades para permitir que las poblaciones se incrementen.
3. Permitir la cacería de **un** animal por comunidad para la celebración del aniversario de las comunidades y las fiestas de la Pelazón.
4. Establecer los salados como refugios de caza.
5. Establecer alternativas económicas que reemplacen los ingresos obtenidos de la cacería comercial.

Venados (*Mazama* sp.): La comparación de la densidad de población entre este estudio y otros sitios de la Amazonía expuestos a presiones de cacería similares, sugieren que las densidades en PNNA son extremadamente bajas (ver tabla 3.8). Además, el género es uno de los más altamente amenazados por cacería en el PNNA (Tabla 1.19).

#### Recomendaciones

1. Veda de cacería para propósitos comerciales por un mínimo de tres años. Este periodo permitirá a las hembras reproductivas dar a luz al menos 3 crías.
2. Restricción de cacería de venado cerca de las comunidades. Por lo tanto la cacería deberá ser realizada en las área de cacería más distantes (Agua Blanca para San Martín y Bacaba para Mocagua).

3. Permitir la cacería para la celebración del aniversario de las comunidades y las festividades de la Pelazón.
4. Enriquecimiento de los rastrojo usando las Mingas (trabajo comunitario) para incrementar la disponibilidad del alimento para estas especies.
5. Establecer los salados como refugios de caza para permitir la dinámica de fuente- sumidero.
6. Incrementar los tabús de cacería local y las restricciones de alimento.

Mico churuco común (*Lagothrix lagothricha*): Esta especie es excepcionalmente vulnerable a la extinción local debido a: i) las bajas densidades poblacionales en el área; ii) su intolerancia a la cacería y perturbación del hábitat; iii) bajas tasas reproductivas (Di Fiore & Campbell 2007; Laurance et al. 2006; Peres 1990b; Peres 1991). La cosecha de esta especie debe ser prohibida en San Martín donde enfrenta la extirpación local en un radio de 7 km de la comunidad.

#### Recomendaciones

1. La veda local implementada y seguida en Mocagua tiene que continuar por al menos ocho años con el fin de permitir a las hembras reproductivas dar a luz al menos 2 crías. Esta veda permitirá el tiempo necesario para cuantificar sus efectos en las poblaciones silvestres. Los censos deben ser continuos.
2. San Martín necesita urgentemente implementar la veda de cacería por al menos ocho años para permitir la recuperación. Los censos deben ser implementados para monitorear el impacto de la prohibición de cacería.
3. El uso de los micos churucos como especie bandera para la conservación del hábitat ha proporcionado resultados positivos y tangibles para Mocagua. Por ejemplo, el incremento del ingreso del eco-turismo relacionado con la observación de micos y el uso del bosque cercano a la comunidad por los micos churucos como en el caso del sitio de cacería de Pucacuro.
4. Es crucial que Mocagua reciba más apoyo formal en la organización del ecoturismo con el fin de estimular las iniciativas de manejo basado localmente y recompensar su actitud positiva hacia la conservación.

Tortuga de patas amarillas suramericana - morrocoy (*Geochelone denticulada*): Comparando los datos históricos de cacería proporcionados por Campos-Rozo (1987) en San Martín con mis resultados, parece que la disminución de la cacería del morrocoy puede estar asociada con una disminución de la población. Esta especie aún es una presa favorita por los Tikunas. Es probable que la disminución percibida en la tasa de retorno de la cacería pueda ser un efecto de la sobre cacería. Aunque poco se conoce sobre los parámetros reproductivos de esta especie, se sabe que el morrocoy se reproduce muy lentamente, haciéndolo altamente susceptible a la cacería (Strong & Frago 2006).

#### Recomendaciones

1. Veda de cacería con propósitos comerciales. Debido a la falta de información sobre esta especie es difícil ser definitivo, pero al menos 3 años de prohibición comercial debe ser implementada.
2. Veda de cacería durante abril y mayo cuando las hembras están poniendo huevos<sup>4</sup>.
3. Farias et al. (2007) reportaron altos niveles de flujo genético en el morrocoy y sugirieron que es probable que esta especie tenga la capacidad de colonizar hábitats disponibles recientemente y recolonizar las áreas donde las poblaciones fueron disminuidas por la cacería (Farias et al. 2007). La cría en cautiverio de esta especie puede ser una opción para disminuir su extracción de la selva y eventualmente repoblar áreas disminuidas. Esta especie es mantenida para las festividades y puede ser alimentada fácilmente con productos del bosque. Por lo tanto, la opción de criarla en cautiverio puede ser aceptable para la gente local como parte de la forma tradicional de manejar la vida silvestre.

Cusumbo (*Nasua nasua*): las densidades de cusumbos en Mocagua y San Martín son comparativamente bajas en relación con las densidades reportadas en otros sitios de la Amazonía (ver Peres & Nascimento 2006). Debido a su potencial reproductivo, esta especie puede tolerar la cosecha. Su uso de las chagras hace que esta especie sea muy fácil de cazar alrededor de las comunidades.

#### Recomendaciones

1. Veda de cacería en un radio de 5 km de las comunidades, incluyendo las chagras con el fin de permitir la recuperación de sus poblaciones.
2. Refuerzo de los tabús de carne para esta especie.
3. Enriquecimiento de los rastrojos a través de las Mingas para incrementar la disponibilidad de alimento para esta especie.

Paujil/ Piuri (*Crax globulosa/ Mitu tuberosum*): *Crax* sp. / *Mitu* sp. han sido sobre-cazados en el área debido a las preferencias de la gente Tikuna por esta carne y para propósitos comerciales. Las poblaciones de estos crácidos en el PNNA son notablemente bajas en comparación con otros sitios de la Amazonía con presiones de cacería similares (ver Tabla 1.18). Sus bajas tasas de recuperación los hacen extremadamente susceptibles a la cacería (Begazo & Bodmer 1998).

#### Recomendaciones

1. Aplicar las prohibiciones incluidas en el diseño del Plan de Manejo por PNNA y las comunidades Tikuna. Estos crácidos tienen una prohibición de cacería cerca de todos los ríos principales y quebradas en el área y en la isla de Mocagua.
2. La implementación de las restricciones de cacería estacional a lo largo de los cursos de agua importantes tales como las quebradas Matamata y Bacaba en Mocagua y en las quebradas Agua Blanca y

---

<sup>4</sup> Esta información fue proporcionada durante un taller con cazadores, pero tiene que ser triangulada con los censos

Agua Pudre en San Martín, las cuales pueden ser rotadas durante el año, pueden ser una opción para disminuir el impacto en las poblaciones de paujiles. Por ejemplo, la cacería en estas áreas debe ser prohibida durante las estaciones reproductivas correspondientes a Junio – Julio y Diciembre.

3. La cría en cautiverio del piuri/paujil puede ser una opción para disminuir su cacería. Una familia local en Mocagua mantuvo una pequeña existencia de esta especie pero no ha habido intentos formales para reproducir el piuri/paujil en cautiverio. Esto puede ser una alternativa para el consumo local. Sin embargo la reproducción en cautiverio de esta especie demanda una inversión en encierros ya que la predación por pequeños carnívoros es una amenaza. Por lo tanto el soporte financiero y técnico sería necesario.

Puerco de monte (*Tayassu pecari*): Los patrones reproductivos y los requerimientos de área vital del puerco de monte los hacen extremadamente susceptibles a la cacería. La cacería actual está modificando el uso del espacio de *T. pecari* ya que están evitando los bosques alrededor de las comunidades, como ha sido reportado en otros sitios con presión de cacería alta (Fragoso et al. 2000; Peres 1996). Esto también se refleja en las preocupaciones de la gente local ya que el consumo de esta especie está disminuyendo drásticamente con el tiempo. Por lo tanto, los patrones actuales de cacería deben ser modificados con el fin de estabilizar las poblaciones de puerco de monte y permitirles el uso del bosque cerca de las comunidades.

#### Recomendaciones

1. Veda de la cacería para propósitos comerciales al menos por tres años. Este periodo permitirá a las hembras reproductivas dar a luz al menos 6 crías.
2. Restringir la cacería en las áreas de cacería cercanas. La cacería puede ser realizada a partir de Agua Blanca para San Martín y Bacaba para Mocagua.
3. Permitir la cacería para la celebración del aniversario de la comunidad y la festividad de la Pelazón.
4. Enriquecimiento de los rastrojos a través de las Mingas.
5. Establecer los salados como refugios de cacería.
6. Los cazadores expertos de San Martín sugieren que los puercos de monte pueden ser criados en cautiverio. Ellos reconocen que esta especie es altamente agresiva y los animales solo pueden ser alimentados por la misma persona, de lo contrario pueden atacar a desconocidos. Estos animales pueden ser alimentados con frutos y productos de los cultivos alimenticios; sin embargo demandan altas cantidades de comida. Los cazadores propusieron encierros de gran tamaño cerca de las zonas de cultivo. Sows (1997) afirmó que la reproducción en cautiverio del puerco de monte no es exitosa, sin embargo los cerrillos han sido reproducidos exitosamente en cautiverio. Por lo tanto, si la gente local desea criar especies silvestres, el cerrillo puede ser una opción viable que reducirá el impacto de la cacería de los puercos de monte.

Boruga (*Agouti paca*): Teniendo en cuenta los patrones reproductivos de la boruga, su potencial reproductivo, que es relativamente alto las hace más resistentes a la presión de cacería respecto a otras especies de vida media (Robinson & Redford 1991b; Vicker 1991). Además, esta especie tiene la ventaja de ser altamente adaptable a los bosques perturbados. Se alimentan de los cultivos cercanos a las comunidades. Sin embargo, la boruga representa una de las presas preferidas de los Tikuna y la implementación de prohibiciones de cacería es improbable que sea aplicada. Durante los talleres, los miembros de la comunidad de Mocagua manifestaron su desacuerdo respecto a la intensa cacería de las borugas y sugirieron sanciones económicas para la cacería comercial. Esta propuesta generó varios argumentos entre los cazadores.

#### Recomendaciones

1. Veda de cacería para propósitos comerciales por al menos dos años. Este periodo permitirá a las hembras reproductivas dar a luz al menos 2 – 3 crías.
2. Seguir el Plan de Manejo diseñado por las comunidades Tikuna y el PNNA, la gente local sugiere una prohibición de cacería para las hembras durante la época de nacimientos (marzo- mayo y septiembre- noviembre). Los cazadores locales afirman que es difícil cazar solo machos ya que es difícil distinguir los sexos, especialmente de noche cuando las borugas son principalmente cazadas. Por lo tanto una prohibición completa durante la época de nacimientos puede ser una opción. Durante este periodo, las guaras pueden ser cazadas en reemplazo de las borugas ya que sus poblaciones son aparentemente estables.
3. Permitir la cacería para la celebración del aniversario de las comunidades y las festividades de la Pelazón.
4. Restricción de la cacería donde las borugas no sean cazadas en las tierras de cultivo cerca de las comunidades, en un radio de 5 km por al menos por un año. Las áreas cercanas de cacería para esta especie serían el sitio de cacería de Agua Pudre para San Martín, y para Mocagua la cacería debe ser restringida al sitio de cacería de Pucacuro en adelante.
5. Enriquecimiento de los rastrojos a través de Mingas.
6. La cría en cautiverio de esta especie no es recomendada debido a los altos costos de mantenimiento y la productividad reproductiva a largo plazo de la especie (Smythe 1991; Smythe & Brown 1995). Esto demanda la presencia permanente de cuidadores y esto no se ajusta con la vida diaria y cultura de los Tikuna.
7. La cría en cautiverio del tintín y las guaras puede ser una opción de proteínas e ingresos para considerar.

### 3.3.2.1. Salud del ecosistema

#### Refugios de caza

*Salados:* Los salados representan un sitio sagrado para la vida silvestre en la tradición Tikuna. Hoy en día los salados se han convertido en los principales sitios de cacería durante la época seca ya que las especies de caza visitan esas áreas. La pérdida de la cosmovisión Tikuna y las creencias tradicionales hacia la cacería pueden ser recuperadas si los miembros de la comunidad deciden implementar los tabús de la cacería tradicional. Sugiero que los salados localizados en un radio de 15 km de las comunidades sean designados como refugios de caza y sean rotados anualmente, con el fin de mantener la dinámica de fuente – sumidero para la vida silvestre. Sin embargo, el monitoreo de los salados tiene que ser implementado a menos durante la época seca para controlar la cosecha y cuantificar el número de animales usando estas áreas.

*El cerro Tuirupw:* En San Martín debería ser designada como un refugio de caza para los Tikuna en el área, el cual incluye tres comunidades indígenas que traslapan con el PNNA (Mocagua, San Martín y Palmeras) y las comunidades Tikuna localizadas al norte del parque (Buenos Aires y Pupuña). El acceso de madereros ilegales debería ser prohibido y las autoridades Tikuna deberían implementar un sistema de control permanente. Este sistema requerirá de financiamiento externo para cubrir los costos de mantenimiento de los guardias así como los gastos de gasolina. Debido a la participación de los Tikunas de San Martín y Buenos Aires en la extracción ilegal de cedro en esta área, esta propuesta traerá un conflicto de intereses. Como una alternativa para mitigar la participación ilegal de los Tikunas en la extracción selectiva de maderas, estoy proponiendo el establecimiento de una cooperativa Tikuna para la extracción de cedro (ver sección 3.4).

El territorio que comprende el área de Bacaba forma parte de los territorios indígenas de Mocagua y Palmeras y se traslapa con el PNNA. El área de cacería frecuentemente usada pertenece al PNNA, pero no a los dos territorios Tikuna, ya que los límites legales de su territorio están por fuera de esta área de cacería. Esta área es pobre en especies de plantas pero diversa y rica en vertebrados grandes; los primates grandes tales como los micos aulladores y los churucos son fácilmente encontrados en esta área a lo largo del año. Esta área también representa uno de los principales sitios de cacería de la familia Panduro, ya que hubo un asentamiento del último Payé en el área, el abuelo de todas las familias Panduro que actualmente viven en Mocagua y Palmeras. Ambas comunidades han proclamado esta área como parte de su territorio. Durante un taller en mayo del 2009 sobre cartografía social y territorio, yo pregunte si ambas comunidades querrían establecer una reserva de uso común manejado por Mocagua y Palmera, estableciendo una rotación de las restricciones de cacería durante la época de nacimiento de dantas y primates. Los líderes comunitarios jóvenes fueron entusiastas sobre esta propuesta, pero los

abuelos aún argumentan sobre los límites de las áreas y reclaman la propiedad de la tierra para cada comunidad. Como resultado de este taller los líderes de ambas comunidades manifestaron su interés en visitar el área nuevamente junto con representantes del PNNA, con el fin de confirmar los límites de los territorios indígenas y el PNNA. Desafortunadamente los líderes locales no organizaron esta salida de campo, ya que la comunicación entre las comunidades es esporádica. Es crucial que las autoridades locales y el personal del PNNA clarifiquen la propiedad de la tierra para esta área y establezcan una reserva que actúe como una importante fuente- sumidero para la fauna.

*Las quebradas Matamata y Bacaba en Mocagua y el río Amacayacu y las quebradas Agua Pudre y Agua Blanca en San Martín:* las riveras de estos importantes cursos de agua fueron incluidas en el plan de manejo establecido en el 2003, incluyendo las restricciones de cacería para las aves grandes y dantas (Franco 2006; PNNA 2006). Recomiendo la revisión de estas restricciones, y enfatizar la necesidad de la descripción detallada y el mapeo con GIS de las áreas prohibidas para la cacería. Este trabajo ya fue hecho por San Martín, pero debido al conflicto de la tenencia de tierra actual, este trabajo no es compartido con las comunidades vecinas las cuales son co-propietarias. Es crucial establecer las fechas de las prohibiciones de cacería y los límites de las áreas restringidas, así como un sistema de patrullaje permanente con la participación de miembros de las comunidades de Mocagua, Palmeras y San Martín. Esto requerirá el financiamiento externo para la implementación y seguimiento.

*Rotación de los refugios de caza:* Esto facilitará el acuerdo con las comunidades locales para restringir el uso de los refugios de caza durante el año y permitir las dinámicas de fuente-sumidero para las especies de caza. Debido a la falta de datos ecológicos respecto a la biología y distribución de las especies objetivo de caza, el conocimiento local debe ser la base para el establecimiento de este objetivo de manejo. Por lo tanto, el monitoreo tiene que ser establecido para cuantificar el estado actual de las áreas, así como para registrar la cosecha de las especies de caza. Los censos son cruciales para ganar un entendimiento de la distribución de la fauna y obtener información sobre del estado de la población.

*Enriquecimiento de los rastrojos:* El fracaso del proyecto “Chagra comunitaria” (Parcelas de cultivo comunitario) iniciado por el PNNA durante 2004 – 2006 con la participación de las comunidades Tikuna de San Martín y Palmeras, demostró una vez más que después de que los tomadores de decisiones externos dejan el proceso, la organización local es demasiado débil para continuar por si misma (Martínez 2006). Por esta razón pienso que el enriquecimiento de los rastrojos puede ser más efectivo si es implementado por familias más que por grupos de las comunidades, ya que la coordinación es difícil de lograr. Las experiencias en Brasil han demostrado que el manejo de los rastrojo, especialmente en las áreas de inundación estacional, incrementa la

diversidad y mantiene la biodiversidad (Pinedo-Vásquez et al. 2002). Aunque los Tikunas practican la agricultura de cambio, la cual involucra dejar periódicamente los rastrojos de bosque, no existe un manejo para este propósito.

El enriquecimiento de los rastrojos incrementará la producción de frutos y especies maderables. Por ejemplo: – plantar, remover las enredaderas – diseminación de semillas y/o una combinación de todas las opciones de arriba, incrementará la disponibilidad de la comida para las personas y las especies de caza tales como roedores grandes, ungulados y pequeños omnívoros. Pinedo-Vásquez et al. (2002) compararon los patrones de variación espacio temporal de tres bosques diferentes en la Amazonía Brasileira: parcelas de rastrojo, tierra para la agricultura y bosques sin intervención. Como resultado, las parcelas de rastrojo manejadas por agricultores expertos, presentaron un 10% más de árboles que los bosques sin intervención humana. Además, los datos del inventario mostraron que la gente mantuvo varias especies no comerciales para crear un hábitat para la vida silvestre, particularmente para borugas y varias especies de aves terrestres, las cuales incrementan el retorno de la cacería. La implementación de esta estrategia demandará el monitoreo continuo de los pobladores locales. La implementación de esta estrategia demandará un continuo monitoreo. Sin embargo, las experiencias previas obtenidas del proyecto “Chagra Comunitaria” deben ser tomadas en cuenta para evaluar la estructura local para la implementación de esta alternativa. El financiamiento externo será requerido para su implementación y monitoreo.

### 3.3.3. Seguridad alimentaria

La implementación de faenas familiares de cacería distantes de la comunidad fue una de las alternativas de manejo adoptadas por el grupo indígena Xavante de Mato Grosso en Brasil (Fragoso et al. 2000; Leeuwenberg & Robinson 2000). Ellos ilustraron una analogía con el comportamiento del jaguar, el cual rota su cacería sobre su territorio, permitiendo la recuperación de las especies de caza (Leeuwenberg & Robinson 2000). Unas pocas familias Tikuna aún hacen faenas de cacería. Usualmente el padre (cazador experto), hasta tres hijos y ocasionalmente la madre, esposa o hermana, acompañan al hombre para preservar la carne y cocinar para el grupo. Ellos viajan en bote y acampan por varios días para cazar. Usualmente una gran proporción de la carne colectada durante estos viajes es vendida en la comunidad, para compensar la gasolina y otros suministros (por ejemplo sal, arroz, fariña, aceite, mosquiteros, cartucho para las escopetas, plástico para el techo del campamento, etc). Como se explica en la Tabla 3.2, los viajes de cacería requieren de sitios de campamento a 15 - 30 km de las comunidades, así como acceso al dinero en efectivo, requiriendo la comercialización de la carne de monte. Un ingreso alternativo podría provenir del pagar a las que conducen las faenas de cacería para monitorear las especies de caza. Es crucial que uno de los miembros Tikunas empleados del PNNA esté incluido en estos viajes.

### 3.4. Alternativas económicas sustentables

Varios intentos para proporcionar un ingreso alternativo a las comunidades Tikuna localizadas dentro y cerca del PNNA, con miras a reducir la extracción ilegal y comercial de recursos han fallado. En la mayoría de los casos esto se debe a que estos proyectos son extraños a su sistema cultural y forma de vida. Los principales factores identificados por Martínez (2006) durante su diagnóstico para el PNNA fueron: i) deficiencia a largo plazo del compromiso, organización, monitoreo y administración de los fondos a nivel local; ii) ausencia a largo plazo de la participación de los tomadores de decisiones relevantes en el mantenimiento de un proyecto económico; iii) falta de liderazgo local; iv) la influencia de los políticos durante los periodos pre-electorales los cuales debilitan drásticamente la gobernabilidad de las comunidades Tikuna.

Las autoridades locales cambian su agenda respecto al manejo de los recursos en los periodos pre-electorales, por ejemplo, las campañas políticas puede requerir la extracción de recursos como una contribución hacia sus campañas como la carne de monte para los eventos de bienvenida. A cambio, los políticos prometen el mejoramiento de los servicios locales (por ejemplo agua, infraestructura, salud, transporte, etc.) pero usualmente los ingresos solo benefician a las autoridades locales en la forma de “contribuciones” tales como motores fuera de borda, materiales para la construcción y eventualmente dinero en efectivo. Estas consideraciones, junto con la aculturación de los Tikunas, amenaza la gobernabilidad local y esto tiene un efecto perjudicial en el ambiente.

Las sugerencias para las alternativas económicas han resultado de los talleres conducidos entre las comunidades Tikuna y los tomadores de decisiones relevantes. Estas sugerencias también incorporan el principio 7 de la Declaración de Rio UNDP (Programa de Desarrollo de las Naciones Unidas) sobre el Ambiente y Desarrollo: “*Proporcionar apoyo para el desarrollo de estrategias sustentables y programas, incluyendo la toma de decisiones sobre la inversión en la infraestructura y desarrollo económico*” (Chandra 2006). Yo divido las alternativas económicas en tres grupos: 1. **Locales**: el soporte técnico y seguimiento externo está disponible durante la implementación del proyecto, pero el monitoreo y viabilidad a largo plazo está en las manos de las comunidades locales; 2. **Mixtas**: Participación local con el apoyo a largo plazo de las organizaciones gubernamentales y no- gubernamentales involucradas en el proceso 3. **Externo**: manejo llevado a cabo por una ONG con la participación de tomadores de decisiones locales y las comunidades locales. El manejo de los fondos y la administración son llevados a cabo por las ONGs, mientras que las comunidades locales proporcionan la materia prima y la mano de obra. Después de probar la factibilidad económica del proyecto (punto de equilibrio), la tecnología puede ser transferida a las comunidades locales si las circunstancias lo permiten.

### 3.4.1 Alternativas económicas basadas localmente

Cría en cautiverio para consumo: A nivel local, la falta de un manejo adecuado de las especies domésticas (por ejemplo cerdos, gallinas, vacas), ha contribuido a la dispersión de enfermedades y muerte de una gran proporción de animales, resultando en una pérdida económica para las agencias gubernamentales responsables (Martínez 2006). Las comunidades locales pierden el interés en estas alternativas económicas debido a la falta de ingresos. Ha habido algunas experiencias casuales de manejo de especies silvestres ya que las mujeres crían las crías de las presas cazadas.

- La reproducción en cautiverio de roedores de mediano y pequeño tamaño: ejemplos exitosos de la reproducción en cautiverio de capibaras, borugas y tintín han sido reportadas en Sur América (Smythe & Brown 1995). El financiamiento externo es requerido para la construcción de los encierros y los costos de mantenimiento por un mínimo de cinco años (Smythe & Brown 1995).
- Piscicultura: La cría de pescado ha sido una actividad promocionada por las instituciones del gobierno en el Sur de la Amazonía colombiana, principalmente para la seguridad alimentaria durante los periodos de escasez de pescado (Reyes 2008). A nivel internacional, la FAO (Miller 2009) está promoviendo la piscicultura como una forma efectiva de incrementar el sustento de la vida local y facultar a las comunidades locales en el proceso de la formulación de políticas y plan de desarrollo de su territorio. Los pozos hechos para la piscicultura también pueden servir como un suministro de agua doméstico así como irrigación altamente valorada para los cultivos (Miller 2009).

Durante el 2008, dos familias de Mocagua se acercaron a la Fundación Entropika para facilitar la colaboración en el desarrollo de un proyecto de piscicultura. Con el soporte técnico de un economista condujeron un estudio de factibilidad que indicó que dos especies de peces con el más alto potencial económico son el tambaqui/ gamitana (*Colossoma macropomum*) y el bocachico colombiano (*Prochilodus nigricans*). La inversión estimada para un pozo de 300 m<sup>2</sup> durante los primeros cinco años fue aproximadamente de \$15.000.000 de financiamiento externo y un contribución de aproximadamente \$9.000.000 por parte de las familias locales, correspondiente a los gasto de mano de obra. Este proyecto proponía proporcionar pescado a ambas familias y para la venta al restaurante de la escuela de Mocagua. El soporte técnico regular es ofrecido por el SINCHI en Leticia. La piscicultura ha sido exitosamente implementada en la Amazonía peruana, con la asistencia técnica del IIAP (Instituto de investigaciones para la Amazonía peruana) (IIAP 2000).

- Turismo a pequeña escala: grupos de mujeres en Mocagua y San Martín manifestaron su interés en crear un restaurante donde los platos tradicionales Tikunas pudieran ser ofrecidos cerca de senderos de

turismo alrededor de la comunidad. Con la colaboración de la Fundación Entropika, el grupo de mujeres diseñaron una propuesta de financiamiento. La inversión total para el primer año de operación fue estimada en \$7.500.000 incluyendo una contribución local de \$4.500.000. El grupo de mujeres sometió la aplicación al DAFE (Departamento Administrativo de Ecoturismo del Amazonas) pero aún no ha habido una respuesta (Abril 2010). Los talleres para la elaboración de artesanías para turistas, fue otra iniciativa de las mujeres y la gente joven en Mocagua. La Fundación Entropika proporcionó el financiamiento para el estudio de factibilidad, pero la falta de organización local no permitió su implementación.

### *3.4.2 Alternativas económicas mixtas*

La cooperativa local para la extracción de cedro (*Cedrela odorata*): Con el fin de disminuir la extracción comercial e ilegal de cedro en el territorio de San Martín, me acerque al director del PNNA y propuse la implementación de una cooperativa local. El objetivo de esta cooperativa es organizar una institución reconocida legalmente para extraer el cedro bajo ciertas especificaciones (por ejemplo lugar de la extracción, tamaño del árbol, participación local durante todo el proceso, etc.), para incluir la mayoría de las familias en la extracción, transformación (muebles) y venta del producto final, y los tomadores de decisiones externos estarían a cargo del proceso de comercialización. Los beneficios serían administrados por la cooperativa, y pagarían el trabajo que sería rotado mensualmente entre los miembros de la comunidad. Debido a que los adultos mayores no tienen acceso a una pensión, la cooperativa proporcionaría un esquema de pensiones. No obstante, existe un conflicto de intereses ya que hay miembros de la comunidad involucrados en la extracción ilegal de cedro, lo cual se convierte en un obstáculo para la implementación de esta alternativa económica.

El continuo soporte técnico debe ser ofrecido para alcanzar el éxito. El ingreso actual por la extracción de cedro es probablemente de menos del 3% a nivel local, mientras que los intermediarios de los almacenes de muebles de Leticia, Cali y Bogotá retienen más del 60% de los ingresos (O. Cabrera com. pers.). Un análisis económico de esta alternativa es necesario. Esto puede proporcionar un ingreso permanente para las comunidades locales, disminuyendo su participación en la extracción ilegal. La falta de organización local y los malentendidos sobre la tenencia de la tierra son las principales limitaciones. La extracción sustentable del cedro tiene que ser acompañada por un programa de reforestación. Como lo afirmó Martínez (2006), la reforestación de cedro ha sido implementada en San Martín durante la última década, pero ha fallado. Por lo tanto, los ingresos de una nueva cooperativa tendrán que garantizar la inversión en la reforestación. La experiencia de la extracción sustentable de la caoba por los Kayapó en Brasil ilustra los beneficios directos distribuidos entre todos los miembros de la comunidad que llevaron al éxito. Esta decisión de la comunidad fue tomada a pesar de la oposición del líder de la comunidad quien deseaba

permitir la incursión de madereros y mineros en la reserva Kayapó (Zimmerman et al. 2001).

- Salud y turismo estético: Experiencias exitosas tales como el spa indígena en la Amazonía ecuatoriana (<http://www.laselvajunglelodge.com/index.php/spa.html>) son un buen ejemplo de ecoturismo sustentable que proporciona capacitación e ingresos para las mujeres indígenas. Aunque no ha habido ningún análisis económico para esta alternativa, la inversión inicial para la infraestructura y los costos operativos son bajos. Una combinación del conocimiento Tikuna en el uso de las plantas medicinales, con los principios de la medicina Ayurvedica pueden agregarle originalidad a esta iniciativa para ayudar a competir con los centros de spa en la rivera Amazónica.

#### 3.4.3 Alternativas económicas basadas externamente

- *Liofilización de frutos y plantas medicinales*: La liofilización es la sublimación/ remoción del contenido de agua de alimentos congelados. La deshidratación ocurre bajo un vacío, con el producto vegetal / animal sólidamente congelado durante el proceso. Este proceso puede maximizar el uso de los excedentes del bosque, permitiendo la utilización de los componentes de la biodiversidad. La Fundación Entropika llevó a cabo las pruebas preliminares de liofilización para varios frutos amazónicos en marzo del 2009. Dos especies claves de frutos presentan un alto potencial para el cultivo, transporte y almacenamiento efectivo: palma de asaí (*Euterpe* sp.) y palma de moriche (*Mauritia flexuosa*). La liofilización de otros frutos y plantas puede ser una opción para productos cosméticos y farmacéuticos, siguiendo el ejemplo de los Kayapó en Brasil (Zimmerman et al. 2001).

Brasil es el pionero en la industrialización de los productos no maderables de la selva tales como el asaí. La maquinaria para el procesamiento de estos productos está disponible. Cinco especies e palmas (asaí, bacaba, milpesos, chontaduro y canangucho) son comercializados en Leticia y han sido identificados por el SINCHI<sup>5</sup> como especies claves con alto potencial de desarrollo (especies promisorias). La liofilización puede permitir la comercialización de productos del departamento del Amazonas, el cual ha sido aislado del resto de Colombia debido a la falta de servicios de procesamiento local y los altos costos de transporte. Este proceso tiene múltiples beneficios y es una herramienta óptima para procesar la gran proporción de producción de frutos que se desperdician todos los años. La liofilización puede constituir potencialmente una alternativa económica viable que promueva el manejo de los recursos naturales y la sostenibilidad

---

<sup>5</sup> Asaí, canangucho y milpesos son palmas nativas que tienen un alto potencial como productos forestales. El SINCHI es una institución gubernamental de investigación científica bien conocida con base en Leticia (Instituto Amazónico de Investigaciones Científicas) y maneja el Herbario de la Amazonía colombiana (COAH) en Bogotá.

alrededor de Leticia, la ciudad capital del departamento del Amazonas en Colombia. Debido a los altos costos de infraestructura (aproximadamente \$450.000.000) tiene que ser implementado por una organización externa que pueda garantizar las necesidades de organización a largo plazo. Además, los altos retornos económicos pueden ofrecer una forma de financiamiento del monitoreo local de recursos naturales y descontinuar finalmente la dependencia del financiamiento externo.

### **3.5. Comentarios Concluyentes**

Zimmerman et al (2001) resume el éxito de su alianza de conservación con Los Kayapó en Brasil en tres puntos principales: 1. aumento de los beneficios directos para todos los miembros de la comunidad, 2. cumplimiento de los criterios para el desarrollo mancomunado del uso de recursos naturales y 3. compromiso a largo plazo de una agencia externa que proporciona el apoyo técnico. Las alternativas de manejo proporcionadas en esta sección están diseñadas para abordar los tres puntos mencionados anteriormente. Sin embargo, basados en las necesidades locales, potenciales y limitaciones para el éxito, una combinación de alternativas económicas recomendadas debe ser probada con el fin de proporcionar varias opciones a las comunidades locales y por lo tanto evitar la decepción en el caso que uno de los proyectos no proporcione ingresos en el corto plazo.

La conservación de los recursos naturales en el área recae profundamente en la aplicación de una estrategia de manejo para mitigar la extirpación local de las especies de caza y los recursos de maderas claves. Además, es crucial garantizar el sustento de la vida humana para las comunidades locales, con el fin de evitar su reubicación en el evento que no puedan cumplir sus requerimientos dietarios o mantener la estructura de una comunidad Tikuna, debido a la escasez de carne de monte. El fortalecimiento de la ley ambiental es crucial para obtener una protección real de los recursos naturales. Como lo afirma Terborgh (2002), la internacionalización de la conservación puede ser la única forma efectiva de proteger la naturaleza. El apoyo financiero, la transferencia de tecnologías, el entrenamiento en el largo plazo y el refuerzo de la ley ambiental puede ser logrado solo si las organizaciones locales, regionales, nacionales e internacionales unen fuerzas para preservar la naturaleza...la extinción es para siempre y el tiempo está corriendo. Nuestro papel como conservacionistas no puede estar limitado al sometimiento de reportes bien elaborados y presentados a los hacedores de políticas ambientales y comunidades locales. Estos informes pueden ser justificados por evidencia ecológica fuerte pero tienen poco impacto ya que los lectores no se identifican con los asuntos abordados (por ejemplo extinción, pérdida de biodiversidad, etc.) o no entienden la ciencia (Lach et al. 2003). Como lo afirma Noss (2007): *“El público prefiere que los científicos actúen más allá de simplemente reportar resultados, para pasar a participar activamente en la interpretación e integración de los resultados en la decisión de políticas socio-ambientales”*. Claro, para esto es necesario tener una

comunicación abierta con las autoridades indígenas y las autoridades ambientales.

Es crucial mantener una base de datos a largo plazo de las poblaciones de las especies mayormente impactadas por la cacería en el área, con el fin de comparara los estimativos de las densidades pasadas y presentes, así como las tasas de extracción. Esta información de línea base ayudará a predecir el estado de conservación de las especies de caza a largo plazo, teniendo en cuenta la tasa de cosecha. Además, la implementación de censos nocturnos es crucial para lograr un tamaño de muestra mínimo para calcular los estimativos precisos de las densidades (C. Peres com. pers.). Desde el 2009, la Fundación Entropika ha llevado a cabo censos nocturnos en la comunidad de Mocagua y las riveras del Calderón (reserva de bosque impactada por asentamientos no indígenas) con el fin de comparar diferentes grados de presión humana, bajo diferentes categorías de protección.

Espero que las recomendaciones entregadas en este documento le sirvan tanto a las comunidades Tikuna y sus autoridades indígenas, como al PNNA para reevaluar el plan de manejo actual, el cual fue diseñado sin ninguna información ecológica sobre las especies de caza. Lo ideal sería que las autoridades Tikunas permitieran que estos resultados sean presentados en las escuelas locales y que además se distribuya una guía pictórica de las especies de caza a nivel local, para entender las limitaciones que tienen estas especies y que pueden desaparecer en el corto plazo si no se modifican los patrones de cacería actuales.

Ya que la extracción ilegal de los recursos naturales en el área de frontera de Perú – Colombia está afectando drásticamente maderas claves y especies de vida silvestre, la Fundación Entropika inició censos en campo en febrero del 2010 en nuevas localidades en las márgenes colombiana y peruana del río Amazonas, donde la extracción de recursos es alta. Este proyecto pretende cuantificar la extracción y uso de los recursos, mientras las comunidades locales se capacitan en las técnicas de monitoreo. Además, pretendemos clarificar la distribución geográfica y taxonomía de las tres especies de micos nocturnos (*Aotus nancymae*, *A. vociferans* y *A. nigriceps*), en las áreas donde no han sido reportadas antes, para confirmar si dichas especies son alopátricas o simpátricas. Actualmente, tenemos un proyecto colaborativo con colegas peruanos y un permiso para conducir investigaciones en Perú durante el 2010. El objetivo fundamental de este proyecto es proporcionar recomendaciones a las autoridades ambientales peruanas y colombianas, para mitigar el tráfico ilegal en los recursos y reforzar las regulaciones internacionales de tráfico (CITES). Es claro que conservar la biodiversidad mientras se garantiza la seguridad alimentaria de las comunidades locales, presenta innumerables obstáculos y desafíos. No obstante, es nuestro deber como conservacionistas usar creativamente los recursos disponibles para mitigar la pérdida de biodiversidad. La conservación activa es necesaria con el fin de comunicarse

efectivamente con diferentes audiencias, desde las comunidades locales hasta las entidades financiadoras y las autoridades ambientales a cargo de ejercer, modificar y hacer cumplir las políticas y legislación ambiental.

## GLOSARIO

**Área protegida de categoría II: Parque Nacional:** Área protegida de manejo principalmente para la protección y recreación de los ecosistemas. Área natural de tierra y/o mar designada para (a) proteger la integridad ecológica de uno o más ecosistemas para las generaciones presentes y futuras, (b) excluye la explotación u ocupación desfavorable para propósitos de designación del área y (c) proporciona una fundación de oportunidades espirituales, científicas, educacionales, recreativas y de visitantes, la cuales deben ser compatibles con el ambiente y la cultura (IUCN 1994).

**Área protegida:** Un área de tierra y/o mar especialmente dedicado a la protección y mantenimiento de la diversidad biológica, y de los recursos naturales y asociados a la cultura, y manejados a través de medios legales u otros medios efectivos (IUCN 1994).

**Capacidad de Carga (K):** Es la densidad de una especie en las poblaciones sin cacería ni perturbaciones (Sinclair et al. 2006).

**Comunidad: Comunidad humana:** Es la estructura de relaciones a través de la cual una población localizada suple sus requerimientos e interactúa con su medio (Bryman 2008).

**Comunidad: Una comunidad biológica** es definida como las especies que ocupan una localidad particular y las interacciones entre estas especies (Primack 2006)

**Curare:** Extracto de resina oscuro obtenido de varias plantas leñosas de América tropical, especialmente de *Chonrodendron tomentosum* o ciertas especies de *Strychnos*, usado como veneno para las flechas por algunos pueblos indígenas de Sur América principalmente con propósitos de cacería. Este veneno paralizante lleva a la asfixia ya que los músculos respiratorios del animal cazado son incapaces de contraerse (Schultes & Raffauf 1992).

**Densidad predecida:** Densidad de una especie predecida a partir de una regresión lineal de la densidad de la población en  $\log_{10}$  contra la masa corporal para las muestras de mamíferos de bosques neotropicales divididos en categorías alimenticias (Robinson & Redford 1986a).

**Dinámica fuente - sumidero:** Este modelo ecológico examina la dinámica de las poblaciones en parches de hábitat de diferentes calidades. Describe como la variación en la calidad del hábitat puede afectar el crecimiento o disminución de la población de organismos

(Sutherland 2002). Por ejemplo la proximidad de un área de cacería a un área protegida sin cacería, área “fuente” para el incremento de la sostenibilidad de la cacería de animales silvestres (Bodmer & Puertas 2000). Por otro lado, en ausencia de migración de las fuentes cercanas, las poblaciones sumidero se extinguirán (Watkinson & Sutherland 1995).

Donde  $a$  es la edad específica de la especie de la primera reproducción,  $w$  es la edad de la última reproducción, y  $b$  es la tasa de nacimientos anual de crías hembras. Estos parámetros reproductivos están disponibles en la literatura a partir de individuos cautivos y silvestres para las especies más comúnmente cazadas. La ecuación de Cole es realmente una medida de la producción reproductiva máxima (Cole 1954).

Donde  $Y$  es la productividad reproductiva bruta,  $g$  es el número promedio de gestaciones por año, y  $D$  es la densidad de la población (descontando el 50% bajo el supuesto de que el ratio de los sexos es 1:1) (Bodmer & Robinson 2004).

La sustracción de  $0.6K$  mantiene la población en la misma densidad (Robinson & Redford 1991b).

$$P = (0.5D) (Y \cdot g),$$

**Patrilineal:** Una subdivisión exógama de la tribu, constituida de dos o más clanes relacionados (Fine 1983).

**Planicie aluvial:** Se refiere a los bosques que son inundado por ríos de aguas blancas (Várzea) y ríos de aguas negras (Igapó) (Irion et al. 1997).

$$P_{\max} = (0.6K \cdot \lambda_{\max}) - 0.6K$$

**Producción máxima ( $P_{\max}$ ):** Es calculado mediante la multiplicación de la densidad de la producción máxima (estimada como  $0.6K$ ) por la tasa finita del incremento de la población ( $\lambda_{\max}$ ) y restándole la densidad de los años anteriores (también estimada en  $0.6K$ ), usando:

**Producción máxima sustentable (MSY):** El máximo número posible de animales que pueden ser cazados sin llevar a la población a una disminución (Caughley 1977; Sinclair et al. 2006). Para el modelo de reclutamiento- existencias, MYS es definido como. i) 60% de  $K$  para las especies de vida corta y media como el puerco de monte, los venados y los roedores grandes, y ii) 80% de  $K$  para las especies de vida larga como las dantas y los primates.

**Producción:** Es la adición de la población a través de los nacimientos e inmigraciones durante un periodo de tiempo específico, ya sea que el animal sobreviva, emigre o muera durante el periodo (Banse & Mosher 1980) (Ver productividad reproductiva).

**Productividad reproductiva:** Es determinada a partir de los datos sobre la actividad reproductiva de las hembras y usa la información sobre 1) tamaño de la camada y 2) productividad reproductiva bruta (número de inmaduros/ número de hembras). La densidad de la población es determinada a partir de los censos en campo de las especies de vida silvestre. Las densidades de los animales luego son multiplicadas por la productividad reproductiva para dar un estimativo de la producción, medida como individuos producidos/km<sup>2</sup> según:

**Resguardo indígena:** Institución legal y socio- política compuesto por una comunidad indígena, con un título colectivo de propiedad, posee su territorio y es reglamentado por el código indígena de leyes y sus guías culturales y tradiciones (República de Colombia 1990).

**Tasa de incremento de la población máxima finita ( $\lambda_{max}$ ):** Es la exponencial de la tasa intrínseca del incremento natural ( $e_{r_{max}}$ ) y es el incremento del tamaño de la población a partir del tiempo  $t + 1$ . Por lo tanto si el tiempo es medido en años, una población que solo se reemplaza a sí misma tendrá una tasa finita de incremento de 1.0, mientras que una población que se dobla cada año tendrá una tasa de 2.0. La tasa del incremento de la población depende del número de hembras adultas reproduciéndose y de la tasa promedio de nacimientos (número de crías producidas por año (Robinson & Redford 1991b).

**Tasa intrínseca de incremento ( $r_{max}$ ):** Es la tasa más alta de incremento de una población cuando una especie no está limitada por el alimento, espacio, competencia de recursos o depredación (Robinson & Redford 1986b). La tasa intrínseca de incremento de la población puede ser calculada mediante el uso de la ecuación de Cole:

$$1 = e^{-r_{max}} + be^{-r_{max}(a)} - be^{-r_{max}(w+1)}$$

**Terra-firme:** son aquellos bosques que están por encima del nivel máximo de inundación de los ríos amazónicos y quebradas permanentes (Haugaasen & Peres 2006). Terra- firme representa el principal tipo de paisaje boscoso que comprende el 83% de la selva amazónica (Hess et al. 2003).

**Triangulación:** Combinación sistemática de observaciones de los individuos con diferentes antecedentes y combinando diferentes métodos de investigación. Asume que en la mayoría de las situaciones no existe la “mejor” manera de obtener información, y que incluso si hubiera, no se podría prever por adelantado. La triangulación involucra una selección consciente, no al azar de los métodos de investigación y miembros del equipo basados en los recursos disponibles y el sistema que está siendo investigado. La triangulación de los individuos y los métodos mejoran la calidad de la información y proporcionan verificaciones (Beebe 1995).

**Várzea:** tierras inundadas a lo largo de los ríos de aguas blancas, los cuales son ricos en nutrientes y materia suspendida (Irion et al. 1997). Várzea es el tipo de bosque inundado más grande en Sur América y cubre aproximadamente 180.000 km<sup>2</sup> de la cuenca Amazónica (Bayley & Petreire 1989).

## ANEXO I

### CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS DE LAS ESPECIES MÁS CAZADAS

Durante este estudio estimé la sostenibilidad de la cacería para 15 especies de vertebrados que constituyen la fuente principal de proteína de monte en las comunidades Tikunas de Mocagua y San Martín (ver capítulo 1). Aquí doy una breve descripción de cada especie incluyendo la información ecológica básica y el estado de conservación actual de la IUCN y la clasificación CITES, para proporcionar un resumen de la vulnerabilidad de cada especie a la cacería. Las especies están listadas descendientemente en el orden de preferencia de cacería. Si la información de CITES no está incluida para una especie determinada, esto quiere decir que esa especie no está incluida en ninguno de los apéndices de CITES, por lo tanto la comercialización o la captura de animales nacidos en vida silvestre no está en riesgo para la supervivencia de la especie (para CITES).

#### Orden Rodentia

Los roedores grandes del grupo parecido a los curies incluyen las borugas, guaras, tintines, capibaras y pacaranas. En esta sección incluyo solo las borugas, guaras y tintines, los cuales son incluidos en los análisis para determinar la sostenibilidad de la cacería. Todos tienen grandes cabezas con músculos abultados, orejas cortas, colas cortas o minúsculas y cilíndricas y a veces cuerpos como el del cerdo (Mosovits, 1985 en Bodmer 1991; Emmons 1999).

#### **Boruga (*Cuniculus paca* – *Agouti paca*)**

Esta especie de tamaño medio (5 – 13 kg) es nocturna, terrestre y se encuentra solitaria o raramente en parejas. Las borugas son monógamas y territoriales, con una pareja compartiendo su territorio, el cual puede ser hasta de 3.5 hectáreas. Sin embargo, sus territorios no son exclusivos y pueden sobrelaparse con el de otras parejas de borugas. Esta especie de vida media tiene usualmente una camada cada año compuesta de una cría, sin embargo dos o tres camadas han sido reportadas en un mismo año. Las borugas viven principalmente en bosques húmedos cerca de ríos y quebradas. También pueden ser encontradas estacionalmente en áreas secas, pantanos y bosques deciduos bordeando las fuentes de agua. Las borugas comúnmente se encuentran cerca de las chagras. Las borugas son una de las especies de cacería neotropicales más apreciadas por la alta calidad de su carne, son fáciles de cazar en el día con perros o en la noche con linternas. Debido a la sobre cacería, las borugas son escasas o localmente extintas en algunas partes de su distribución geográfica (Emmons 1999). Varios intentos para domesticar las borugas han sido implementados, sin embargo su producción para propósitos comerciales no ha probado ser económicamente viable debido a los altos costos de mantenimiento (Smythe 1991; Smythe & Brown 1995).

*Cuniculus paca* está clasificado como Preocupación Menor (LC) por la IUCN y está incluida en el Apéndice II de CITES.



### **Guara (*Dasyprocta fuliginosa*)**

El peso corporal promedio de la guara es 3.5 – 6 kg y su longevidad es aproximadamente de 18 años (Emmons 1999). Las guaras son diurnas y son a menudo encontradas solas o en parejas (Emmons 1999). Usan hábitats similares a las borugas y pueden persistir en hábitats perturbados; las guaras son altamente cazadas alrededor de las chagras (Naughton-Treves et al. 2002). Las camadas son usualmente de una o dos crías y veces ocurren tres (Emmons 1999). *Dasyprocta fuliginosa* está clasificada como Preocupación Menor (LC) por la IUCN.



### **Tintín (*Myoprocta pratti*)**

Este roedor de vida media tiene un peso promedio de 0.8 – 1.2 kg y una vida promedio en cautiverio de 10 – 14 años (Nowak 1999). El número de crías producidas en una sola camada es de 1 a 3 crías con un promedio de 2 (Nowak 1999). Los tintines son diurnos, terrestres, mayormente solitarios. Están comúnmente en bosques de tierra firme con sotobosque denso. Son ampliamente cazados por las comunidades indígenas y colonas a lo largo de su rango de distribución. Su clasificación según la IUCN es de Preocupación Menor (LC).



### **Orden Artiodactyla**

En el neotrópico este orden está representado por dos familias, Tayassuidae (pecaríes) de larga vida (13 años para la última reproducción) y Cervidae (venados) de vida media (8 años para la última reproducción) (Bodmer & Robinson 2004). En los artiodactyla, el peso corporal es soportado uniformemente sobre el tercer y cuarto dedo, con el centro de gravedad cayendo entre los dos. Los pecaríes tienen camadas pequeñas de uno o dos crías precoces. Los artiodactyla son importantes agentes en la dispersión de semillas en todos los bosques de la Amazonía, siendo dispersores claves de las especies de palmas en la Amazonía (Bodmer 1991). Todos los artiodactyla están muy amenazados debido a la cacería de subsistencia y comercial a lo largo de su rango de distribución. Bodmer et al. (2004) estimaron que para el área rural de Loreto (Perú) la cosecha anual es de alrededor de 113,000 mamíferos. El mayor número de individuos vendidos en el mercado de Iquitos, Perú corresponde a los pecaríes con un total de 4,958 animales vendidos comparados con 308 de venados.

### **Cerrillo (*Tayassu tajacu*)**

Keuroglan et al (2004) reportaron que el peso promedio del cerrillo es 18,6 kg, mientras que Emmons (1999) presenta valores entre 25 – 45 kg; esta especie es altamente adaptable y habita una amplia variedad de hábitats desde los boques tropicales hasta los desiertos, haciéndolos más resistentes a los bosques perturbados y la cacería que el puerco de monte (Cullen et al. 2004; Peres 1996). En los bosques tropicales, su dieta está compuesta principalmente de frutos de palmas, complementado con pequeños vertebrados e invertebrados (Bodmer 1989). *T. tajacu* es un animal altamente social, que vive en manadas, las cuales varían de unos pocos a más de 30 individuos (Kiltie & Terborgh 1983). Las áreas vitales de los grupos promedian aproximadamente 150 ha, pero pueden estar en el rango de 24 a 800 ha; usualmente el tamaño de la camada es de 2 individuos (Sowls 1984). A lo largo de la selva del Amazonas se reporta una densidad de poblaciones que varia de 1.6 ind/km<sup>2</sup> a 9.3 ind/km<sup>2</sup> (Keuoghlian et al. 2004; Mayer & Wetzel 1987). El cerrillo esta ampliamente distribuido; ocurre desde Arizona (Estados Unidos) hasta el norte de Argentina (Beck et al 2008).

Los cerrillos son una de las principales fuentes de cacería de subsistencia y sus poblaciones están también amenazadas por la fragmentación del bosque (Bodmer et al. 1994; Bodmer & Sowls 1993). *Tayassu tajacu* está clasificado como Preocupación Menor por la IUCN y está incluido en el Apéndice II de CITES (Beck et al. 2008) (fuente de la foto: <http://fireflyforest.net/firefly/2005/09/14/javelinas>).



### **Puerco de Monte (*Tayassu pecari*)**

Los puercos de monte son uno de los mamíferos neotropicales más grandes, con un peso promedio de 25 – 45 kg (Fragoso 2004; Sowls 1997). Las hembras están en condición reproductiva aproximadamente a los 18 meses y el tamaño de la camada es 1.6 individuos (Eisenberg 1989; Mayor et al. 2009). Las manadas pueden estar compuestas de 300 animales (Emmons 1999), por lo

tanto esta especie requiere áreas extensivas y continuas de hábitat para obtener suficientes recursos a lo largo del año (Bodmer 1989; Cullen 2001). Los puercos de monte usan un amplio rango de hábitats tales como los pastizales, bosques húmedos y secos, áreas xerofíticas como el Gran Chaco, los bosques secos tropicales y manglares costeros, sin embargo su distribución geográfica está concentrada en los bosques húmedos tropicales (Altrichter & Boaglio 2004; Bodmer & Sowls 1993; Sowls 1984).

Fragoso et al. (2000) reportaron que una manada de 130 individuos usó un área vital de aproximadamente 109 km<sup>2</sup>. Esta especie es extremadamente vulnerable a la extinción local ya que la pérdida y fragmentación de su hábitat también los expone a una presión de cacería incrementada mediante la facilitación de su ubicación para los cazadores humanos, quienes pueden matar muchos individuos en una manada grande durante un solo encuentro (Peres 1996; Reyna-Hurtado & Tanner 2007). Aunque los patrones reproductivos en todas las especies de pecaríes son similares, los puercos de monte son más susceptibles a la sobre cacería y su desaparición local y extirpación ha sido reportada a lo largo del neotropico. Por ejemplo, existe evidencia fuerte de la disminución gradual de la población en los puercos de monte lo cual parece ser dependiente de la densidad y son más probables debido a un evento epizootico (Fragoso 2004). Un riesgo es que las poblaciones aisladas que caen pueden tener dificultades para recuperarse ya que pueden ser separadas de las áreas potenciales de la población fuente y de dispersión (Reyna-Hurtado et al. 2008).

Bodmer et al. (1988) y Bodmer & Pezo (2001) reportaron que la piel de los pecaríes es legalmente vendida como un subproducto de Perú para la industria europea del cuero, donde los ingresos del comercio no son justamente distribuidos entre la gente local. Bodmer et al. (2004) reportaron que las exportaciones de pieles han caído de 200,000 pieles/ año a 34,000 pieles/ año debido a un control más estricto del comercio. Sin embargo, la carne de pecaríes es ilegalmente vendida en el mercado de Iquitos en altas cantidades.



## Venados (*Mazama* spp.)

Aquí agrupo el venado colorado (*Mazama americana*) y el venado cenizo (*Mazama gouazoubira*), ya que los análisis para determinar la sostenibilidad de la cacería fueron conducidos para el género *Mazama* (ver sección 1.2.4.1). Su gestación es aproximadamente de 7 meses, y el tamaño de la camada es de un individuo y las crías son destetadas alrededor de los 12 meses (Eisenberg & Redford 2000). El peso promedio de *M. americana* es 24 – 48 kg (Emmons 1999), es diurno y nocturno y solitario. El venado colorado prefiere la vegetación densa, áreas pantanosas, las riveras de los ríos y las plantaciones viejas (Emmons 1999). El peso promedio de *Mazama gouazoubira* está en el rango de 11 a 25 kg, y es principalmente diurno. Esta especie ocurre en las regiones moderadamente húmedas a secas donde existen áreas con cobertura boscosa o matorrales.

Ambas especies son altamente amenazadas por la cacería de subsistencia y comercial. En la Amazonía peruana, el mercado de Iquitos representa el centro de comercio más importante donde su carne es vendida ilegalmente (Bodmer et al. 2004). En Colombia los venados están entre las especies más cazadas, sin embargo, su cacería por deporte o para propósitos comerciales es ilegal. Esta especie es clasificada como Datos Deficientes por la IUCN (Duarte et al. 2008).



## Orden Perissodactyla

### Danta (*Tapirus terrestris*)

Las dantas son el único ungulado nativo de dedos impares existente en el nuevo mundo. Es el mamífero neotropical terrestre más grande. Las dantas son principalmente nocturnas, parcialmente diurnas, y solitarias pero varias usan la misma área (Emmons 1999). El periodo de gestación de la danta es aproximadamente de 385 – 412 días y el tamaño de la camada es de un individuo (Brookes et al. 1997; Nowak 1999). Las crías permanecen con la hembra por 10 a 11 meses, y las hembras pueden dar a luz una cría cada dos años. Los animales jóvenes llegan a la madurez sexual a los 3 a 4 años. La longevidad reportada de la danta en cautiverio es de 35 años (Fragoso et al.

2000). Las dantas juegan un papel crítico en la creación y mantenimiento de la diversidad, también actúan como indicadores del ecosistema (Eisenberg 1989). En la Amazonía peruana, *Tapirus terrestris* es el único ungulado que tiene el potencial para regular la dispersión de semillas, ya que los frutos comprenden aproximadamente el 33 % de su dieta y es la única especie de ungulado que dispersa las semillas más grandes (Bodmer 1991). La asociación del hábitat varía extensamente, incluyendo los bosques húmedos tropicales, bosques de galería, bosques secos, el chaco y hábitat de pasturas abiertas con agua y vegetación densa. Los hábitats más importantes tienden a ser húmedos, áreas húmedas o estacionalmente inundadas.

Las dantas son ecológicamente más propensas a ser impactadas por la cacería debido a la larga gestación y tiempo generacional. La reproducción es lo suficientemente lenta para dificultar la recuperación de la especie en áreas donde existe cualquier actividad de cacería prolongada. La cacería es una amenaza seria entre los numerosos nuevos sistemas de caminos, asentamientos y a lo largo de la frontera agrícola en las riveras del Amazonas. La cacería también ocurre alrededor de los campamentos de aserradores y puede eliminar completamente la especie de hábitats al parecer viables (Naveda et al. 2008). Lozano (2004) reportó que en el sur de la Amazonía colombiana, las comunidades indígenas han cazado extensivamente la danta de tierras bajas en los salados causando la extirpación local de la especie o afectando drásticamente el uso de su área de dominio vital. La danta de tierras bajas es clasificada como Vulnerable a nivel global (Naveda et al. 2008), y está Críticamente Amenazada (CR) en Colombia. Está incluida en el Apéndice II de CITES (Rodríguez-Mahecha et al. 2006).



## Orden Testudines

### Morrocoy o tortuga de patas amarillas (*Geochelone denticulata*)

Es ampliamente distribuida en Sur América y está asociada con bosques húmedos tropicales y subtropicales (Strong & Fragoso 2006). Esta especie terrestre de vida larga, tiene un peso promedio de 6,5 kg; su área de dominio

vital reportada varía entre 0.63 ha a 117.5 ha y su densidad es 0.20 ind/ ha (Moskovits, 1985 en Strong & Fragoso 2006). Esta especie es principalmente frugívora y su dieta es complementada con hongos, hojas, insectos y carroña (Moskovits, 1985 en Strong & Fragoso 2006). Strong & Fragoso (2006) midieron la dispersión de semillas del morrocoy en Roraima, noroeste brasilero, concluyendo que la cantidad y diversidad de semillas viables defecadas por las tortuga y la distancia viajada por éstas mientras retienen las semillas sugieren que pueden ser importantes agentes dispersores de semillas en los ecosistemas donde existen.

*G. denticulata* es altamente cosechada a lo largo de su rango de distribución por las comunidades indígenas y rurales y han sido extirpados en algunas áreas (Strong & Fragoso 2006). Farias et al. (2007) reportaron altos niveles de flujo genético en el morrocoy sugiriendo que es probable que esta especie tenga la capacidad de colonizar hábitats nuevamente disponibles y para recolonizar las áreas donde las poblaciones fueron disminuidas debido a la cacería. El morrocoy está clasificado como vulnerable por la IUCN y está incluido en el Apéndice II de CITES (Farias et al. 2007).



## Orden Galliformes

Los **Crácidos** son una familia de aves de caza (Cracidae), encontrada predominantemente a lo largo del neotropico y constituyen una parte sustancial de la biomasa aviar (Begazo & Bodmer 1998). El rango de tamaño es desde tan pequeño como un faisán hasta tan grande como un pavo. Su gran tamaño comparado con el de la mayoría de las especies de aves los hace una fuente ideal de proteína para las comunidades locales. Debido a la cacería insostenible de los crácidos, sus poblaciones están cayendo rápidamente a lo largo de su rango de distribución (Ayres et al. 1991; Begazo & Bodmer 1998; Vickers 1991). Otro factor que amenaza a los crácidos es la disminución de su hábitat de bosque natural. Aunque algunas especies pueden tolerar alteraciones moderadas del bosque, la mayoría de las especies desaparece cuando su hábitat natural es destruido. La estrategia reproductiva de la mayoría de los crácidos no puede competir con la cacería intensiva. La mayoría de las especies tiene un tamaño de nidada pequeño de 2 huevos, y un periodo de maduración largo de 3 años (<http://www.cracids.org/home.php>).

**Piuri (*Crax globulosa*)/ Paujil (*Crax tuberosa*: sinónimos: *Mitu tuberosum*, *Mitu tuberosa*)**

Debido a la falta de datos sobre el paujil, estoy proporcionando datos ecológicos sobre el piuri. La principal diferencia entre las dos especies es que el paujil se especializa en bosques de tierra firme mientras que el piuri solo se encuentra en los bosques de varzea (bosques inundados). Estas especies de aves de vida larga tienen un peso de aproximadamente 2.5 a 3.06 kg y una longevidad de 25 – 30 años (Begazo & Bodmer 1998; Plassé et al. datos no publicados en Bennett 2000). Poco se conoce sobre los patrones reproductivos de esta especie. Bennett (2000) reportó que en la isla de Mocagua, en el sur de la Amazonía colombiana la historia natural aparente de *Crax globulosa* refleja tanto la productividad como la dinámica estacional del Río Amazonas. Junio es el mes pico para los despliegues reproductivos de los machos y la anidación. Puede existir un pico reproductivo corto en diciembre también, pero no existe suficiente evidencia para afirmar esto. El piuri vive en parejas y la hembra solo incuba una nidada de 2 – 6 huevos; aparentemente el macho y todas las hembras participan en la incubación. Un sistema reproductivo polígamo en el piuri puede ser una adaptación comportamental consistente con fuentes alimenticias ricas y espacialmente concentradas (Bennett 2000).

El Piuri se alimenta en grupos pequeños sobre suelo inundado de pequeños peces, insectos, crustáceos acuáticos, otros animales pequeños y frutos. El piuri habita tierras bajas, bosques riparios, y bosques húmedos, sin embargo esta especie está cercanamente unida al agua, con ningún individuo encontrado más de 300 m del borde del río a pesar de los reconocimientos detallados que se extienden hasta 3 km del río, esta preferencia de hábitat los hace conspicuamente vulnerables para los cazadores (BirdLife International 2008a; Hilty & Brown 1986). Los ríos amazónicos son las rutas de colonización, desarrollo, cacería y transporte en la región. La cacería, ya sea comercial, de subsistencia o por los aserradores es la principal amenaza para el piuri con la cooperación de la pérdida de hábitat (BirdLife International 2008a). Hasta cerca de 1950 el piuri en la isla de Mocagua fue cosechado por su carne y por las plumas del vientre blanco de los machos. Las aves fueron cazadas con cerbatanas o trampas usando cebos de maíz o yuca, disminuyendo esta especie drásticamente (Bennett 2000). *C. globulosa* es clasificada como Vulnerable (VU) y está listada en el Apéndice III de CITES. El paujil está clasificado como Preocupación Menor (LC) debido a su amplia distribución geográfica (BirdLife International 2008a; 2008b).



### **Pava Colorada (*Penélope jacquacu*)**

El peso promedio de la pava colorada es 1,28 kg; se ha reportado una densidad en Perú de 5.46 ind/ km<sup>2</sup> (Begazo & Bodmer 1998). Prefiere los bosques húmedos, pero se adapta bien a áreas menos boscosas tales como los bordes de la selva y en claros con árboles dispersos. La pava colorada usualmente forrajea sola o en parejas, pero no en grupos, manteniéndose en la zona media del dosel y raramente bajan al suelo. Están más asociadas con los planos de los diques de inundación que con los bosques propensos a las inundaciones (Begazo & Bodmer 1998). Su dieta está compuesta principalmente por material vegetal tal como frutos, hojas jóvenes, retoños y semillas (Hilty & Brown 1986). La pava colorada está clasificada como Preocupación Menor (LC) y en el Apéndice I de CITES (BirdLife International 2009) (fuente de la foto: Frank Wouters).



### **Orden Carnívora**

#### **Cusumbo (*Nasua nasua*)**

Esta especie de vida media tiene un peso promedio de 2.7 – 6.4 kg. Los cusumbos son nocturnos; terrestres y arbóreos; solitarios excepto por las hembras con las crías o agregaciones en las fuentes de comida. El tamaño reportado de la camada en cautiverio es 3 - 4 individuos (Gompper & Decaer 1998). Esta especie es omnívora y se alimenta principalmente de frutos y pequeños animales. Las densidades reportadas de *N. nasua* está en el rango de 5.7 ind/ km<sup>2</sup> en A' Ubre, amazonía central brasileña (Peres & Nascimento 2006) a 13 ind/ km<sup>2</sup> en los bosques de galería (Gompper & Decaer 1998). Los cusumbos son comúnmente cazados por la gente local y representan una fuente importante de proteína. Sin embargo según lo reportado para el grupo indígena Yuquí en Bolivia, los cusumbos no parecen ser una presa preferida debido a tabús culturales o preferencias de gusto (Stearman 1990; Stearman &

Redford 1995). La cacería y la pérdida de hábitat son sus principales amenazas (Emmons 1999; Emmons & Helgen 2008). *N. nasua* está clasificado como Preocupación Menor (LC) y está incluido en el Apéndice III de CITES (Emmons & Helgen 2008).



## Orden Primates

Los primates neotropicales son principalmente arbóreos, y unas pocas especies descienden al suelo para atravesar espacios abiertos o para alimentarse en el suelo durante la estación seca, cuando la comida es escasa en los árboles, como los capuchinos (Defler 2004; Emmons 1999). Con excepción de *Aotus* spp., los monos del nuevo mundo son diurnos. Los monos neotropicales presentan una amplia variación geográfica en los patrones de color, haciendo muy problemática su clasificación taxonómica (Emmons, 1999). Sin embargo, las técnicas modernas de identificación de ADN han sido útiles para disminuir los sesgos en su clasificación. Todavía las especies de la familia Aotidae (monos nocturnos) permanecen causando confusión taxonómica ya que varias especies actualmente agrupadas en el mismo complejo de especies hermanas son fenotípicamente y genotípicamente similares (Defler 2004; Defler & Bueno 2007). Las principales amenazas para los primates neotropicales son la deforestación, fragmentación del hábitat y cacería para propósitos de subsistencia y comercial.

### **Mono aullador rojo Colombiano, coto o cotudo (*Aloutta seniculus*)**

El peso promedio de los cotudos está en el rango de 3.6 a 11 kg (Emmons 1999). La duración promedio de la gestación es de 191 días y los intervalos entre nacimientos son aproximadamente de 16.6 meses (Crochet & Sekulic 1982). Esta especie está ampliamente distribuida en Sur América y es particularmente adaptable y se encuentra en una variedad de hábitats tales como manglares, pantanos de la costa caribe, bosques de galería y otras regiones relativamente secas. Los cotudos pueden ser encontrados en parches de bosque pequeño y aislados, haciéndolos una de las pocas especies de primates que se adapta a la fragmentación del hábitat (Defler 2004; Neville

1972) y sus áreas de dominio vital varían de 4 ha en Venezuela a 180 ha en la selva Amazónica colombiana (Neville 1972; Palacios & Rodríguez 2001). Las densidades reportadas varían de 2.6 ind/ km<sup>2</sup> en Penedo, río Juruá en Brasil (Peres 1997) a 25 – 45 ind/ km<sup>2</sup> en los bosques de galería venezolanos (Braza et al. 1981). Los cotudos son intensivamente cazados a lo largo de su distribución para el consumo de subsistencia y el tráfico de mascotas, y parecen ser raros o extintos por la cacería cerca de los asentamientos humanos en las riberas del río Amazonas (Defler 2004; Emmons 1999). Sin embargo, *A. seniculus* es clasificado como Preocupación Menor (LC) y está incluido en el Apéndice II de CITES (Boubli et al. 2008) (fuente de la foto: Fundación Entropika).



### **Mono churuco (*Lagothrix lagothricha*)**

El mono churuco es uno de los primates neotropicales más grandes. Su peso promedio puede estar en el rango de 7 a 11.5 kg (Hernández-Camacho & Defler 1985). Los monos churucos son principalmente frugívoros, pero su dieta también incluye hojas nuevas, semillas y artrópodos (Defler & Defler 1996). El tamaño de grupo reportado para *L. lagothricha* en la Amazonía colombiana es 20 – 24 individuos, su área de dominio vital es de 760 ha y su densidad es de 5.5 ind/ km<sup>2</sup> (Defler 1987; 1989; 2004). La duración de la gestación promedio de los monos churucos es de 223 días, con un intervalo entre nacimientos de aproximadamente 36.7 meses (Nishimura 2003). Peres (1991) reportó que las hembras de los churucos pueden producir solo cuatro a cinco crías durante un tiempo de vida reproductiva de 20 años (Peres 1991).

*L. lagothricha* es incapaz de mantener poblaciones viables bajo presión de cacería, debido a sus características reproductivas (Peres 1990). Las principales amenazas para los monos churucos en Colombia son la cacería, el tráfico de mascotas y la expansión de la agricultura, incluyendo los cultivos ilegales (Defler 2004; Palacios et al. 2008). Debido a su tamaño corporal y el sabor de su carne, *L. lagothricha* es la especie de primate neotropical más perseguida para la cacería en el sur de la Amazonía colombiana. A pesar de su

inminente riesgo de extirpación en las riberas del Amazonas, esta especie está clasificada como Vulnerable (VU) y está incluida en el Apéndice II de CITES (Palacios et al. 2008) (fuente de la foto: Noga Shanee).



### **Mono nocturno de Spix o mono nocturno amazónico (*Aotus vociferans*)**

El peso corporal de *A. vociferans* es aproximadamente de 1,3 kg. Este primate nocturno es monógamo, la especie es principalmente frugívora y complementa su dieta con hojas, néctar de las flores y pequeños invertebrados (Ford 1994). El mono nocturno de Spix está distribuido en Brasil, Colombia, Ecuador y Perú; poco se conoce sobre la ecología de esta especie en Colombia. Aquino & Encarnación (1986b; 1994) anotan que *A. vociferans* en Perú prefiere las partes bajas de dosel y hace sus nidos principalmente en árboles huecos, que comparten con otras especies tales como la chozna (*Potos flavus*), el olingo de cola espesa (*Bassaricyon gabbii*) y el erizo (*Coendu bicolor*). Las principales amenazas para esta especie es enfrentar el tráfico ilegal para investigaciones biomédicas (Maldonado et al. 2010), la fragmentación del hábitat y la cacería de subsistencia y comercial para el tráfico de mascotas. Sin datos sobre el estado de conservación actual de esta especie, la IUCN clasificó *A. vociferans* como de Preocupación Menor (LC) (Morales-Jiménez et al. 2008); está incluida en el Apéndice II de CITES (fuente de la foto: Fundación Entropika).



## LISTA DE REFERENCIAS

- Altrichter M, Boaglio G. 2004. Distribution and relative abundance of peccaries in the Argentine Chaco: Association with human factors. *Biological Conservation* 116:217-225.
- Altrichter M. 2005. Factors underlying the interactions between people and wildlife in the Argentine Chaco [PhD Thesis]. Arizona: University of Arizona. 149 p.
- Alvard MS. 1993. Testing the Ecologically Noble Savage Hypothesis - Interspecific Prey Choice by Piro Hunters of Amazonian Peru. *Human Ecology* 21(4):355-387.
- Alvard MS. 1994. Conservation by Native Peoples - Prey Choice in a Depleted Habitat. *Human Nature-an Interdisciplinary Biosocial Perspective* 5(2):127-154.
- Andresen E. 1999. Seed dispersal by monkeys and the fate of dispersed seeds in a Peruvian rain forest. *Biotropica* 31(1):145-148.
- Aquino R, Encarnacion F. 1986b. Characteristics and use of sleeping sites in *Aotus* (Cebidae:Primates). in the Amazon lowlands of Peru. *American Journal of Primatology* 11(4):319-331.
- Aquino R, Encarnacion F. 1994. Owl Monkey Populations in Latin America: Field Work and Conservation. In: Baer J, F, Weller R, E, Kakoma I, editors. *Aotus: The Owl Monkey*. San Diego, New York, Boston, London, Sydney. p 59-95.
- Arias JC, Castellanos A. 2000. Diagnostico y evaluación de las poblaciones de fauna con mayor presión de caza en el sector sur del Amacayacu. Leticia, Amazonas: Parque Nacional Natural Amacayacu. 45 p.
- Ayres JM, Lima DM, Martins EDS, Barreiros JLK. 1991. On the track of the road: Changes in subsistence hunting in a Brazilian Amazonian village. In: Robinson JG, Redford KH, editors. *Neotropical wildlife use and conservation*. Chicago and London: The University of Chicago Press. p 82-92.
- Baleé WL. 1992. People of the Fallow: A Historical Ecology of Foraging in Lowland of South America. In: Redford KH, Padoch CJ, editors. *Conservation of Neotropical Forest*. New York: Columbia University Press. p 35-57.
- Banse K, Mosher S. 1980. Adult body mass and annual production/biomass annual relationships of field populations. *Ecological Monographs* 50(3):355-379.
- Barona AA. 2007. Informe final proceso REM-comunidades de San Martín de Amacayacu y Palmeras. Leticia, Amazonas: Parque Nacional Natural Amacayacu. 41 p.
- Barrera AV, Zambrano J, Stevenson PR. 2008. Diversity of regenerating plants and seed dispersal in two Canopy trees from Colombian Amazon forests with different hunting pressure. *International Journal of Tropical Biology* 56(3):1531-1542.
- Bayley PN, Petrere M. 1989. Amazon fisheries: assessment methods, current status and management options. *Special publications of the Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 106:385-398.
- Beck H, Taber A, Altrichter M, Keuroghlian AD, Reyna R. 2008. *Pecari tajacu*. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.2. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Downloaded on 09 November 2009
- Beebe J. 1995. Basic concepts and techniques of Rural Appraisal. *Human Organization* 54:42-51.
- Begazo AJ, Bodmer RE. 1998. Use and conservation of Cracidae (Aves : Galliformes) in the Peruvian Amazon. *Oryx* 32(4):301-309.
- Bennett SE. 2000. The Status of the Piuri in Colombia - A brief overview. *Bulletin of the IUCN/ BirdLife/ WPA Cracid Specialist Group* 10:18-21.
- BirdLife-International. 2008a. *Crax globulosa*. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.2. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Accessed on 17 November 2009.
- BirdLife-International. 2008b. *Mitu tuberosum*. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.2. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Accessed on 17 November 2009.
- BirdLife-International. 2009. *Penelope jacquacu*. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.2. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Accessed on 17 November 2009.
- Bodmer RE, Eisenberg JF, Redford KH. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology* 11(2):460-466.
- Bodmer RE, Fang TG, Ibanez LM. 1988. Ungulate Management and Conservation in the Peruvian Amazon. *Biological Conservation* 45(4):303-310.

- Bodmer RE, Fang TG, Moya L, Gill R. 1994. Managing Wildlife to Conserve Amazonian Forests - Population Biology and Economic-Considerations of Game Hunting. *Biological Conservation* 67(1):29-35.
- Bodmer RE, Pezo E, Fang TG. 2004. Economic analysis of wildlife use in the Peruvian Amazon. In: Silvius KM, Bodmer RE, Fragoso JMV, editors. *People in Nature: Wildlife conservation and management in South and Central America*. New York: Columbia University Press. p 191-207.
- Bodmer RE, Pezo E. 2001. Rural development and sustainable wildlife use in Peru. *Conservation Biology* 15(4):1163-1170.
- Bodmer RE, Puertas P. 2000. Community-based comanagement of wildlife in the Peruvian Amazon. In: Robinson JG, Bennett EL, editors. *Hunting for Sustainability in Tropical forests*. New York: Columbia University Press. p 393-409.
- Bodmer RE, Robinson JG. 2004. Evaluating the sustainability of hunting in the Neotropics. In: Silvius KM, Bodmer RE, Fragoso JMV, editors. *People in Nature: Wildlife conservation and management in South and Central America* New York: Columbia University Press. p 300-323.
- Bodmer RE, SOWLS LK. 1993. The collared peccary (*Tayassu tajacu*). In: Oliver W, editor. *Pigs, Peccaries and Hippos Action Plan: Status Survey and Conservation Action Plan* IUCN Gland, Switzerland. p 7-13.
- Bodmer RE. 1989. Ungulate Biomass in Relation to Feeding Strategy within Amazonian Forests. *Oecologia* 81(4):547-550.
- Bodmer RE. 1991. Strategies of Seed Dispersal and Seed Predation in Amazonian Ungulates. *Biotropica* 23(3):255-261.
- Bodmer RE. 1995a. Managing Amazonian Wildlife - Biological Correlates of Game Choice by Detribalized Hunters. *Ecological Applications* 5(4):872-877.
- Bodmer RE. 1995b. Priorities for the conservation of mammals in the Peruvian Amazon. *Oryx* 29:23-28.
- Boubli JP, Di Fiore A, Rylands AB, Mittermeier RA. 2008. *Alouatta seniculus*. IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.2. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Downloaded on 11 November 2009.
- Brandon A, Spyreas G, Molano-Flores B, Carroll C, Ellis J. 2003. Can volunteers provide reliable data for forest vegetation surveys? . *Natural Areas Journal* 23:254-262.
- Braza F, Alvarez F, Azcarate T. 1981. Behavior of the red howler monkey (*Alouatta seniculus*) in the llanos of Venezuela. *Primates* 22:459-473.
- Brightman M. 2007. *Amerindian Leadership in Guianese Amazonia* [PhD thesis]. Cambridge: Cambridge University. 298 p.
- Brookes DM, Bodmer RE, Matola S, editors. 1997. *Tapirs - Status Survey and Conservation Action Plan* Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, Gland. 164 p.
- Bryman A. 2006. Integrating quantitative and qualitative research: How is it done? *Qualitative Research* 6:97-113.
- Bryman A. 2008. *Social research methods*. Oxford: Oxford University Press. 748 p.
- Buckland S, Anderson D, Burnham K, Laake J. 2001. *Distance Sampling: estimating abundance of biological populations*. Oxford Oxford University Press. 432 p.
- Buitrago AC. 2008. *Ecoturismo y concesion, proceso en el PNN Amacayacu. Informe de gestion-Documento sintesis*. Leticia: Parque Nacional Natural Amacayacu-UAESPNN. 10 p.
- Campos-Rozo C. 1987. *Aspectos etnozoológicos relacionados con la actividad de la caza de los indígenas Ticuna, San Martín de Amacayacu (Amazonas)*. Bogotá: Universidad Javeriana. Tesis para optar al título de Biólogo. 460 p.
- Cardoso de Oliveira R. 1983. *Tempo Brasileiro*. Rio de Janeiro: Edições Universidade Federal do Ceará. Fortaleza. 208 p.
- Caughley G, Sinclair A. 1994. *Wildlife Ecology and Management*. Oxford: Blackwell Scientific Publications.
- Caughley G. 1977. *Analysis of Vertebrate Populations*. New York: John Wiley & Sons.
- Chambers JQ, Higuchi N, Schimel JP. 1998. Ancient trees in Amazonia. *Nature* 391:135-136.
- Chambers R. 1991. Shortcut and participatory methods for gaining social information for projects. In: Cernea MM, editor. *Putting People First: Sociological Variables in Rural Development*. Washington, DC: Oxford University Press. p 515-537.
- Chambers R. 1997. *Whose reality counts? putting the first last* London: Intermediate Technology Publications. 106 p.

- Chandra P. 2006. Guidelines for human environment and sustainable development. New Delhi: SBS Publishers and Distributors Pvt. Ltd. 360 p.
- Cole L. 1954. The population consequences of life history phenomena. *Q Rev Biol* 29:103-137.
- Crocket CM, Sekulic R. 1982. Gestation length in red howler monkeys. *American Journal of Primatology* 3:291-294.
- Cullen L, Bodmer RE, Valladares-Padua C, Ballou JD. 2004. Mammalian densities and species extinctions in Atlantic forest fragments. In: Silvius KM, Bodmer RE, Fragoso JMV, editors. *People in Nature Wildlife conservation in South and Central America*. New York: Columbia University Press. p 211-226.
- Cullen L. 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, Sao Paulo, Brazil. *Oryx* 35(2):137-144.
- Danielsen F, Burgess N, Balmford A. 2005. Monitoring matters :examining the potential of locally-based approaches. *Biodiversity and Conservation* 14:2507-2542.
- Defler TR, Bueno ML. 2007. *Aotus* diversity and the species problem. *Primate Conservation* 22:55-70.
- Defler TR, Defler SE. 1996. Diet of a group of *Lagothrix lagothricha* in southeastern Colombia. *International Journal of Primatology*(17):161-189.
- Defler TR, Pintor D. 1985. Censusing Primates by Transect in a Forest of Known Primate Density. *International Journal of Primatology* 6(3):243-259.
- Defler TR. 1987. Ranging and use of space in a group of woolly monkeys (*Lagothrix lagothricha*) in the NW Amazon of Colombia. *International Journal of Primatology* 8:420.
- Defler TR. 1989. Recorrido y uso del espacio en un grupo de *Lagothrix lagothricha* (Primates: Cebidae) mono lanudo o churuco en la Amazonia colombiana. *Trianea* 3:183-205.
- Defler TR. 2004. *Primates of Colombia*. Washington: Conservation International. 550 p.
- Dew JL. 2005. Foraging, food choice, and food processing by sympatric ripe-fruit specialists: *Lagothrix lagothricha poeppigii* and *Ateles belzebuth belzebuth*. *International Journal of Primatology* 26:1107-1135.
- Di Fiore A, Campbell CJ. 2007. The Atelines: Variation in ecology, behavior, and social organisation. In: Campbell CJ, Fuentes A, MacKinnon KC, Panger M, Bearder SK, editors. *Primates in Perspective*. New York, Oxford: Oxford University Press. p 155-185.
- Dobson AP, Bradshaw AD, Backer AJM. 1997. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science* 277:515-522.
- Duarte JMB, Vogliotti A, Barbanti M. 2008. *Mazama americana*. In: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Accessed on 17 November 2009.
- Dufour D. 1990. Use of tropical rainforest by native Amazonians. *Bioscience* 40(9):652-658.
- Eisenberg JF, Redford KH. 2000. *Mammals of the Neotropics: The Central Neotropics: Ecuador, Peru, Bolivia, Brazil* Chicago: University of Chicago Press. 634 p.
- Eisenberg JF. 1989. *Mammals of the Neotropics: the Northern Neotropics: Panama, Colombia, Venezuela, Guyana, Suriname, French Guiana*. Chicago: University of Chicago Press. 550 p.
- Emmons L, H. 1984. Geographic variations in densities and diversities of non-flying mammals in Amazonia. *Biotropica* 16:210-222.
- Emmons LH, Helgen K. 2008. *Nasua nasua*. IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.2. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Downloaded on 11 November 2009.
- Emmons LH. 1999. *Mamíferos de los bosques húmedos de América Tropical. Una guía de campo*. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia: Editorial F.A.N. 298 p.
- Fachín-Terrán A, Vogt RC, Thorbjarnarson JB. 2004. Patterns of use and hunting of turtles in the Mamirauá Sustainable Development Reserve, Amazonas, Brazil. In: Silvius KM, Bodmer RE, Fragoso JMV, editors. *People in Nature Wildlife Conservation in South and Central America*. New York: Columbia University Press. p 362-377.
- Fagan C, Peres CA, Terborgh J. 2006. Tropical forests: A protected-area strategy for the Twenty-first Century. In: Laurance WF, Peres CA, editors. *Emerging Threats to Tropical Forests*. Chicago: University of Chicago Press. p 415-432.
- Farias IP, Jerolimski A, Melo A, Viana MN, Santos LA, Martins M. 2007. Population genetics on the Amazonian tortoises, *Chelonoidis denticulata* and *C. carbonara*, (Cryptodira: testudinidae) in an area of sympatry. *Amphibia-Reptilia* 28:357-365.
- Fine JVA. 1983. *The Ancient Greeks: A critical history*. Harvard: Harvard University Press. 734 p.

- Ford SM. 1994. Taxonomy and distribution of the owl monkey. In: Baer JF, Weller RE, Kakoma I, editors. *Aotus: The Owl Monkey*. San Diego: Academic Press. p 1-57.
- Fowler CS, Turner NJ. 1999. Ecological/cosmological knowledge and land management among hunter-gatherers. In: Lee RB, Daly R, editors. *The Cambridge Encyclopedia of Hunters and Gatherers*. Cambridge: Cambridge University Press. p 419-425.
- Fragoso JMV, Bodmer RE, Silvius KM. 2004. Wildlife conservation and management in South and Central America: Multiple pressures and innovative solutions. In: Silvius KM, Bodmer RE, Fragoso JMV, editors. *People in Nature: Wildlife conservation and management in South and Central America*. New York: Columbia University Press. p 1-8.
- Fragoso JMV, Silvius KM, Villa-Lobos M. 2000. Wildlife Management at the Rio das Mortes Xavante Reserve, MT, Brazil: Integrating Indigenous Culture and Scientific Method for Conservation. Brasilia, Brazil: World Wildlife Fund-Brazil. 68 p.
- Fragoso JMV. 1991. The effect of hunting on tapirs in Belize. In: Robinson JG, Redford KH, editors. *Neotropical wildlife use and conservation*. Chicago and London: The University of Chicago Press. p 154-162.
- Franco R. 2006. El Proceso del REM en el Sector Sur del Parque Amacayacu. Bogota, Colombia: UAESPNN. 38 p.
- Fraser E, Dougill A, Mabee W, Reed M, McAlpine P. 2006. Bottom up and top down: analysis for participatory processes for sustainability indicator identification as a pathway to community empowerment and sustainable environmental management. *Journal of Environmental Management* 78:114-127.
- Galetti M. 2001. Indians within conservation units: lessons from the Atlantic forest. *Conservation Biology* 15(3):789-790.
- Garcia CA, Lescuyer G. 2008. Monitoring, indicators and community based forest management in the tropics: pretexts or red herrings? *Biodiversity and Conservation* 17:1303-1317.
- Genet K, Sargent L. 2003. Evaluation of methods and data quality from volunteer-based amphibian call survey. *Wildlife Society Bulletin* 31:703-714.
- Gompper ME, Decker DM. 1998. *Nasua nasua*. *Mammalian Species* 580:1-9.
- Good KR. 1987. Limiting factors in Amazonian ecology. In: Harris M, Ross EB, editors. *Food and evolution Towards a theory of human food habits*. Philadelphia: Temple University Press. p 407-421.
- Guenther M. 1999. From totemism to shamanism: hunter-gatherer contributions to world mythology and spirituality. In: Lee RB, Daly R, editors. *The Cambridge Encyclopedia of Hunters and Gatherers*. Cambridge: Cambridge University Press. p 426-433.
- Hames RB. 1983. Monoculture, polyculture and polyvariety in tropical forest swidden cultivation. *Human Ecology* 11(1):13-34.
- Harris M, Ross EB. 1987. *Food and evolution Towards a theory of human food habits*. Philadelphia: Temple University Press.
- Haugaasen T, Peres CA. 2006. Floristic, edaphic and structural characteristics of flooded and unflooded forests in the lower Rio Purus region of central Amazonia, Brazil. *Acta Amazonica* 36(1):25-36.
- Hernandez-Camacho J, Defler TR. 1985. Some aspects of the conservation of non-human primates in Colombia. *Primate Conservation* 6:42-50.
- Hess LL, Melack JM, Novo E, Barbosa CCF, Gastil M. 2003. Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin. *Remote Sensing of Environmental Conservation* 87:404-428.
- Hill CM. 2002. Primate conservation and local communities - ethical issues and debates. *American Anthropologist* 104:1184-1194.
- Hilty SL, Brown WL. 1986. *A guide to the birds of Colombia*: Princeton University Press. 996 p.
- Hutton J, Dickson B. 2001. Conservation out of exploitation: a silk purse from a sow's ear? In: Reynolds JD, Mace GM, Redford KH, Robinson JG, editors. *Conservation of exploited species*. Cambridge: Cambridge University Press. p 440-461.
- IIAP. 2000. *Cultivo y Procesamiento de Peces Nativos: Una Propuesta Productiva Para la Amazonia Peruana*. Iquitos, Perú: Instituto de Investigaciones de la Amazonia Peruana. Programa de Ecosistemas Acuaticos PEA. 86 p.
- IIED. 1994. *Whose Eden? An Overview of Community approaches to Wildlife Management*. Nottingham, UK: International Institute for Environment and Development. 121 p.
- Irion G, Junk WJ, de Mello JASN. 1997. The large central Amazonian river floodplains near Manaus: Geological, climatological, hydrological and geomorphological aspects. In:

- Junk WJ, editor. The Central Amazon Floodplain Ecology of a Pulsing System. Verlag Berlin Heidelberg: Springer. p 23-46.
- IUCN. 1994. Guidelines for Protected Area Management Categories. CNPPA with the assistance of WCMC. Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 261 p.
- Jerozolinski A. 2003. Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. *Biological Conservation* 111(3):415-425.
- Keuroghlian AD, Eaton P, Longland WS. 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation* 120(3):411-425.
- Kiltie RA, Terborgh J. 1983. Observations on the behavior of rain forest peccaries in Perú: why do white-lipped peccaries form herds? *Zeitschrift für Tierpsychologie* 62:241-255.
- Kokko H, Lindström J, Ranta E. 2001. Life histories and sustainable harvesting. In: Reynolds JD, Mace GM, Redford KH, Robinson JG, editors. *Conservation of exploited species*. Cambridge: Cambridge University Press. p 301-322.
- Lach D, List P, Steel B, Shindler B. 2003. Advocacy and credibility of ecological scientists in resource decision making: A regional study. *BioScience* 53:170-178.
- Lande R, Saether BE, Engen S. 2001 Sustainable exploitation of fluctuating populations. In: Reynolds JD, Mace GM, Redford KH, Robinson JG, editors. *Conservation of exploited species*. Cambridge: Cambridge University Press. p 67-86.
- Larson PS, Freudenberger M, Wyckoff-Baird B. 1996. WWF Integrated Conservation and Development Projects. Washington, D.C.: World Wildlife Fund.
- Laurance WF, Peres CA, Jansen PA, D'Croz L. 2006. Emerging Threats to Tropical Forests: What We Know and What We Don't Know. In: Laurance WF, Peres CA, editors. *Emerging Threats to Tropical Forests*. Chicago: University of Chicago Press. p 437-462.
- Laurance WF, Useche DC. 2009. Environmental synergisms and extinctions of tropical species. *Conservation Biology* 23(6):1427-1437.
- Lawton J, Bignell D, Bolton B, Bloemers G, Eggleton P, Hammond P, Hodda M, Holt, Larsen T, Mawdsley N et al. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391:72-76.
- Lee RB, Daly R, editors. 1999. *The Cambridge Encyclopedia of Hunters and Gatherers*. Cambridge: Cambridge University Press. 511 p.
- Lee RB, Daly R. 1999. Introduction: Foragers and others. In: Lee RB, Daly R, editors. *The Cambridge Encyclopedia of Hunters and Gatherers*. Cambridge: Cambridge University Press. p 1-19.
- Leeuwenberg FJ, Robinson JG. 2000. Traditional management of hunting in a Xavante community in Central Brazil: The search for sustainability. In: Robinson JG, Bennett EL, editors. *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. New York: Columbia University Press. p 375-394.
- Lozano CM. 2004. Efectos de la acción humana sobre la frecuencia de uso de los salados por las dantas (*Tapirus terrestris*) en el sureste del trapecio Amazonico colombiano. [Maestría en Estudios Amazonicos]. Leticia, Amazonas: Universidad Nacional de Colombia. 64 p.
- Mace GM, Hudson EJ. 1999. Attitudes towards sustainability and extinction. *Conservation Biology* 13:242-246.
- Maggs-Rapport F. 2008. Combining methodological approaches in research: ethnography and interpretive phenomenology. *Journal of Advanced Nursing* 31(1):219-225.
- Maldonado AM, Nijman V, Bearder SK. 2010. Trade in night monkeys *Aotus* spp. in the Brazil-Colombia-Peru tri-border area: international wildlife trade regulations are ineffectively enforced. *Endangered Species Research* 9(2):143-149.
- Martinez E. 2006. La estrategia de sistemas sostenibles en el sector sur del Parque Amacayacu. Los avances, logros, aprendizajes y recomendaciones. Leticia, Amazonas: Parque Nacional Natural Amacayacu. 73 p.
- Mayer JJ, Wetzel RM. 1987. *Tayassu pecari*. *Mammalian Species*(293):1-7.
- Mayor P, Bodmer RE, Lopez-Bejar M. 2009. Reproductive performance of the wild white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) female in the Peruvian Amazon. *European Journal of Wildlife Research* 55(6):631-634.
- Medina G. 1977. El ocaso Ticuna: Relatos sobre indígenas del Amazonas colombiano. Bogota: Impresos J.A. Ramirez. 78 p.
- Meggers B. 1996. Amazonia: Man and culture in a counterfeit paradise. Washington D.C: Smithsonian Institution. Chicago: Aldine. 182 p.

- Mena P, Stallings J, Regalado H, Cueva R. 2000. The sustainability of current hunting practices by the Huaorani. In: Robinson JG, Bennett EL, editors. Hunting for sustainability in tropical forests. p 57-78.
- Miller JW. 2009. Farm ponds for water, fish and livelihoods. Rome: FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations ). 74 p.
- Mittermeier RA. 1991. Hunting and its effect on wild primate populations in Suriname. In: Robinson JG, Redford KH, editors. Neotropical wildlife use and conservation. Chicago and London: The University of Chicago Press. p 93-107.
- Mora S. 2001. Early inhabitants of the Amazonian tropical rainforest. A study of humans and environmental dynamics [PhD thesis]. Calgary, Alberta: University of Calgary. 204 p.
- Morales-Jiménez AL, Link A, Comejo F, Stevenson PR. 2008. *Aotus vociferans*. IUCN Red List of Threatened Species. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Accessed 27 December 2008.
- Morgan DL, Spanish MT. 1984. Focus groups: A new tool for qualitative research. *Qualitative Sociology* 7(3):253-270.
- Morgan DL. 1996. Focus groups. *Annual Review of Sociology* 22:129-152.
- Mosse D. 1995. Authority, gender and knowledge: Theoretical reflections on Participatory Rural Appraisal. *Economic and Political Weekly* 30(11):569-578.
- Naranjo EJ, Bolanos JE, Guerra MM, Bodmer RE. 2004. Hunting sustainability of ungulate populations in the Lacandon forest, Mexico. In: Silvius KM, Bodmer RE, Frago J, editors. People in Nature: Wildlife conservation and management in South and Central America. New York: Columbia University Press. p 324-343.
- Naughton-Treves L, Mena JL, Treves A, Alvarez N, Radeloff VC. 2002. Wildlife survival beyond park boundaries: the impact of slash-and-burn agriculture and hunting on mammals in Tambopata, Peru. *Conservation Biology* 17(4):1106-1117.
- Naveda A, de Thoisy B, Richard-Hansen C, Torres DA, Salas L, Wallace R, Chalukian S, de Bustos S. 2008. *Tapirus terrestris*. IUCN 2009 IUCN Red List of Threatened Species Version 2009.2 <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)> Downloaded on 10 November 2009.
- Neville MK. 1972. The population structure of red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) in Trinidad and Venezuela. *Folia Primatologica* 18:47-77.
- Nielsen ET, Rice RE. 2006. Conservation incentive agreements as an alternative to tropical forest exploitation. In: Laurance WF, Peres CA, editors. Emerging Threats to Tropical Forests. Chicago: v. p 337-352.
- Nimuendaju C. 1952. The Tukuna. Berkeley, Los Angeles: University of California Press. 209 p.
- Nishimura A. 2003. Reproductive parameters of wild female *Lagothrix lagothricha* International Journal of Primatology 24(4):707-722.
- Noss RF. 2007. Values are a good thing in conservation biology. *Conservation Biology* 21(1):18-20.
- Nowak RM. 1999. Walker's mammals of the world. Baltimore: Johns Hopkins University Press. 2015 p.
- Ohl-Schacherer J, Shepard JR GH, Kaplan H, Peres C, Levi T, W Yu D. 2007. The Sustainability of subsistence hunting by Matsigenka native communities in Manu National Park, Peru. *Conservation Biology* 21(5):1174-1185.
- Padmanaba M, Shei ID. 2007. Finding and promoting a local conservation consensus in a globally important tropical forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 16:137-151.
- Palacios E, Boubli J-P, Stevenson PR, Di Fiore A, de la Torre S. 2008. *Lagothrix lagothricha*. In: IUCN 2009. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.2. [www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org). Accessed on 11 November 2009.
- Palacios E, Rodriguez A. 2001. Ranging pattern and use of space in a group of red howler monkeys (*Alouatta seniculus*) in a southern Colombian rainforest. *American Journal of Primatology* 55(4):233-251.
- Parathian HE, Maldonado AM. 2010. Human-nonhuman primate interactions amongst Tikuna people: perceptions and local initiatives for resources management in Amacayacu in the Colombian Amazon. *American Journal of Primatology* 71:1-11.
- Peres CA, Dolman PM. 2000. Density compensation in neotropical primate communities: evidence from 56 hunted and nonhunted Amazonian forests of varying productivity. *Oecologia* 122(2):175-189.
- Peres CA, Michalski F. 2006. Synergistic effects of habitat disturbance and hunting in Amazonian forest fragments. In: Laurance WF, Peres CA, editors. Emerging Threats to Tropical Forests. Chicago and London: the University of Chicago Press. p 105-126.

- Peres CA, Nascimento HS. 2006. Impact of game hunting by the Kayapo of south-eastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. *Biodiversity and Conservation* 15(8):2627-2653.
- Peres CA, Palacios E. 2007. Basin-wide effects of game harvest on vertebrate population densities in Amazonian forests: Implications for animal-mediated seed dispersal. *Biotropica* 39(3):304-315.
- Peres CA. 1990. Effects of hunting on western Amazonian primate communities. *Biological Conservation* 54:47-59.
- Peres CA. 1991. Humboldt's woolly monkeys decimated by hunting in Amazonia. *Oryx* 25:89-95.
- Peres CA. 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forests. *Biological Conservation* 77(2-3):115-123.
- Peres CA. 1997. Primate community structure at twenty western Amazonian flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology* 13:381-405.
- Peres CA. 1999a. General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. *Neotropical Primates* 7:11-16.
- Peres CA. 2000a. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology* 14(1):240-253.
- Peres CA. 2000b. Evaluating the impact and sustainability of subsistence hunting at multiple Amazonian forest sites. In: Robinson JG, Bennett EL, editors. *Hunting for Sustainability in Tropical forests*. New York: Columbia University Press. p 31-56.
- Peres CA. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* 15(6):1490-1505.
- Peres CA. 2008. Soil fertility and arboreal mammal biomass in tropical forests. In: Schnitzer SA, Carson WP, editors. *Tropical Forest Community Ecology*. Oxford: Blackwell Scientific. p 349-364.
- Peres CA. 2010. Overexploitation. In: Sodhi NS, Ehrlich PR, editors. *Conservation biology for all*. Oxford: Oxford University Press. p 107-129.
- Petersen CW, Levitan DR. 2001. The Allee effect: a barrier to recovery by exploited species. In: Reynolds JD, Mace GM, Redford KH, Robinson JG, editors. *Conservation of exploited species*. Cambridge: Cambridge University Press. p 281-300.
- Pinedo-Vasquez M, McGrath DG, Ximenes T. 2002. Demonstration Activities and Agrodiversity: What Plec Amazonia Learned In Five Years. Brazil: PLEC (People, Land Use and Environmental Change Program). 38 p.
- PNNA. 2006. Línea base del Parque Nacional Natural Amacayacu. Leticia: Unidad Administrativa Especial del Sistema de Parques Nacionales Naturales (UAESPNN). 162 p.
- Posey DA. 1992. Traditional knowledge, conservation, and the "Rainforest harvest". In: Plotkin M, Famolare L, editors. *Sustainable Harvest and Marketing of Rainforest Products*. Washington, D.C. : Island press. p 46-50.
- Primack RB. 2006. *Essentials of Conservation Biology*. Sunderland, Massachusetts: Sinauer Associates, Inc. Publisher. 585 p.
- Redford KH, Godshalk R, Asher K. 1995. *What about the wild animals? Wild animal species in community forestry in the tropics*. Rome, Italy: Food and Agricultural Organisation of the United Nations. 96 p.
- Reichel-Dolmatoff G. 1996. *The Forest Within. The world-view of the Tukano Amazonian indians*. Totnes, Devon: Themis Books Ltd. 229 p.
- Reichel-Dolmatoff G. 1997. *Rainforest Shamans. Essays on the Tukano indians of the Northwest Amazon*. Devon, UK: Themis Books. 344 p.
- Republic-of-Colombia. 1990. *Policy of the national government in defense of the rights of indigenous peoples and the ecological conservation of the Amazon basin*. Bogota, Colombia: Caja Agraria, Incora, Inderena, Indigenous affairs Ministry of Government. 226 p.
- Reyes M. 2008. *Developing Alternative Local Economies. Mocagua Community, Influence Area, South Zone of the National Natural Park Amacayacu, Colombian Amazon [MSc Thesis]*. Plymouth: Schumacher Collage, Plymouth University. 98 p.
- Reyna-Hurtado R, Taber A, Altrichter M, Fragoso JMV, Keuroghlian AD, Beck H. 2008. *Tayassu pecari*. IUCN 2009 IUCN Red List of Threatened Species Version 20092 <www.iucnredlist.org> Downloaded on 09 November 2009.

- Reyna-Hurtado R, Tanner G. 2007. Ungulate relative abundance in hunted and non-hunted sites in Calakmul Forest (southern Mexico). *Biodiversity and Conservation* 16:743-757.
- Ribot J, Larson A. 2005. Democratic decentralisation through a natural resource lens: cases from Africa, Asia and Latin America. Oxon, UK: Routledge. 272 p.
- Rival LM. 1999. Introduction: South America. In: Lee RB, Daly R, editors. *The Cambridge Encyclopedia of Hunters and Gatherers*. Cambridge: Cambridge University Press. p 77-85.
- Robinson JG, Bennett EL, editors. 2000. *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. New York: Columbia University Press. 582 p.
- Robinson JG, Bennett EL. 2000. Carrying capacity limits to sustainable hunting in tropical forests. In: Robinson JG, Bennett EL, editors. *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. New York: Columbia University Press. p 13-30.
- Robinson JG, Bodmer RE. 1999. Towards wildlife management in tropical forests. *Journal of Wildlife Management* 63(1):1-13.
- Robinson JG, Redford KH, editors. 1991a. *Neotropical wildlife use and conservation*. Chicago and London: The University of Chicago Press. 520 p.
- Robinson JG, Redford KH. 1986a. Body Size, Diet, and Population-Density of Neotropical Forest Mammals. *American Naturalist* 128(5):665-680.
- Robinson JG, Redford KH. 1986b. Intrinsic Rate of Natural Increase in Neotropical Forest Mammals - Relationship to Phylogeny and Diet. *Oecologia* 68(4):516-520.
- Robinson JG, Redford KH. 1991b. Sustainable harvest of Neotropical forest mammals. In: Robinson JG, Redford KH, editors. *Neotropical wildlife use and conservation*. Chicago and London: The University of Chicago Press. p 415-429.
- Robinson JG, Redford KH. 1994. Measuring the sustainability of hunting in tropical forests. *Oryx* 28:249-256.
- Robinson JG. 2000. Calculating maximum sustainable harvests and percentage offtakes. In: Robinson JG, Bennett EL, editors. *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. New York: Columbia University Press. p 521-524.
- Robinson JG. 2001. Using 'sustainable use' approaches to conserve exploited populations. In: Reynolds JD, Mace GM, Redford KH, Robinson JG, editors. *Conservation of exploited species*. Cambridge: Cambridge University Press. p 485-498.
- Rodriguez-Mahecha JV, Alberico M, Trujillo F, Jorgenson J. 2006. *Libro Rojo de los Mamíferos de Colombia*. Serie libros Rojos Especies Amenazadas de Colombia. Bogota, Colombia: Conservacion Internacional Colombia y Ministerion de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. 433 p.
- Sayer J, Campbell B. 2004. *The Science of Sustainable Development: Local livelihoods and the global environment*. Cambridge: Cambridge University Press. 268 p.
- Schultes RE, Raffauf RF. 1992. *Vine of the Soul: Medicine Men, Their Plants and Rituals in the Colombian Amazonia*. Oracle, Ariz: Synergetic Press.
- Sheil D. 2001. Conservation and biodiversity monitoring in the tropics: realities, priorities and distractions. *Conservation Biology* 15:1179-1182.
- Sinclair ARE, Fryxell JM, Caughley G. 2006. *Wildlife ecology, conservation and management*. Malden, Oxford, Voctoria: Blackwell Publishing Ltd. 469 p.
- Smythe N, Brown O. 1995. Domestication and Husbandry of the Paca (*Agouti paca*) (FAO Conservation Guide: 26). Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. 93 p.
- Smythe N. 1991. Steps toward domesticating the paca (Agouti = *Cuniculus paca*) and prospects for the future. In: Robinson JG, Redford KH, editors. *Neotropical wildlife use and conservation*. Chicago and London: The University of Chicago Press. p 202-216.
- Sowls LK. 1984. *The Peccaries*. Arizona: University of Arizona Press. Tucson. 251 p.
- Sowls LK. 1997. *Javelinas and Other Peccaries: Their Biology, Management, and Use*. Arizona University of Arizona Press. Tucson. 325 p.
- Spradley JP. 1979. *The ethnographic interview*. New York: Holt, Rinehart & Winston. 247 p.
- Stearman AM, Redford KH. 1992. Commercial Hunting by Subsistence Hunters - Siriono Indians and Paraguayan Caiman in Lowland Bolivia. *Human Organization* 51(3):235-244.
- Stearman AM, Redford KH. 1995. Game management and cultural survival: The Yuquí Etnodevelopment Project in lowland Bolivia. *Oryx* 29:29-34.
- Stearman AM. 1984. The Yuquí connection: Another look at Sioronó deculturation. *American Anthropologist* 86:630-650.

- Stearman AM. 1987. No longer nomads: The Siriono revisited. Lanham, Maryland: Hamilton press.
- Stearman AM. 1989. Yuquí: Forest nomads in a changing world New York: Holt, Rinehart and Winston.
- Stearman AM. 1990. The effects of settler incursion on fish and game resources of the Yuquí, a native Amazonian society of eastern Bolivia. *Human Organization* 49:373-385.
- Stearman AM. 2000. A pound of flesh: Social change and modernisation as factors in hunting sustainability among Neotropical indigenous societies. In: Robinson JG, Bennett EL, editors. *Hunting for sustainability in tropical forests*. New York: Columbia University Press. p 233-250.
- Stevenson PR, Link A, Ramirez BH. 2005. Frugivory and seed fate in *Bursera inversa* (Burseraceae) at Tinigua Park, Colombia: Implications for primate conservation. *Biotropica* 37(3):431-438.
- Stevenson PR. 2002a. Effects of seed dispersal by three ateline monkey species on seed germination at Tinigua National Park, Colombia. *International Journal of Primatology* 23(6):1187-1204.
- Stevenson PR. 2002b. Frugivory and seed dispersal by woolly monkeys at Tinigua National Park, Colombia. New York: State University of New York at Stony Brook. PhD Thesis. 411 p.
- Stevenson PR. 2004. Fruit choice by woolly monkeys in Tinigua National Park, Colombia. *International Journal of Primatology* 25(2):367-381.
- Stevenson PR. 2007. A test of the escape and colonization hypotheses for zoochorous tree species in a Western Amazonian forest. *Plant Ecology* 190(2):245-258.
- Strong JN, Fragoso JMV. 2006. Seed Dispersal by *Geochelone carbonaria* and *Geochelone denticulata* in Northwestern Brazil. *Biotropica* 38(5):683-686.
- Sutherland WJ. 2002. *Conservation science and action*. Oxford: Blackwell publishing. 363 p.
- Terborgh J, Davenport L. 2002. Monitoring protected areas. *Making Parks Work: Strategies for Preserving Tropical Nature*:395-408.
- Terborgh J. 1999. *Requiem for Nature*. Washington, D.C.: Island Press. 256 p.
- Terborgh J. 2002. Overcoming Impediments to Conservation. In: Terborgh J, Van Schaik C, Davenport L, Rao M, editors. *Making Parks Work: Strategies for Preserving Tropical Nature*. Washington, Covelo, London: Island Press. p 243-249.
- Thomas L, Laake JL, Strindberg S, Marques FFC, Buckland ST, Borchers DL, Anderson DR, Burnham KP, Hedley SL, Pollard JH et al. 2005. Distance 5.0. Beta 5. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St Andrews, UK <http://www.ruwpa-st-and.ac.uk/distance/>.
- Townsend W. 1996. *Nyao Ito: Caza y Pesca de los Siorono*. La Paz: Instituto de Ecología. Universidad Mayor de San Andres.
- Townsend W. 2000. The sustainability of subsistence hunting by the Siorono indians of Bolivia. In: Robinson JG, Bennett EL, editors. *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*. New York: Columbia University Press. p 267-281.
- Ulloa A, Rubio-Torgler H, Campos C. 2004. Conceptual basis for the selection of wildlife management by the Embera People in Utria National Park, Choco, Colombia. In: Silvis KM, Bodmer RE, Fragoso JMV, editors. *People in Nature Wildlife Conservation in South and Central America*. New York: Columbia University Press. p 11-36.
- Ulloa A, Rubio-Torgler H, Campos-Rozo C. 1996. *Trua wuandra: Estrategias para el manejo de fauna de caza con comunidades indígenas Emberá en el Parque Nacional Natural Utría, Choco, Colombia*. Bogota: Fundacion Natura, Ministerio del Medio ambiente, OEI, OREWA. 288 p.
- van der Hammen MC. 1992. *El Manejo del Mundo. Naturaleza y sociedad entre los Yukuna de la Amazonia colombiana*. Bogota: Tropenbos, Colombia.
- van Leijsen J, Vleut I. 2005. Impact of an indigenous community on the woolly monkey (*Lagothrix lagothricha*) and 7 other primate species in the Amazonian rainforest, Colombia [MSc thesis]. Wageningen, The Netherlands: Wageningen University 57 p.
- Vickers WT. 1983. The territorial dimensions of Siona-Secoya and Encabellado adaptation. In: Hames R, Vickers WT, editors. *Adaptive responses of native Amazonians*. New York: Academic press. p 451-478.
- Vickers WT. 1991. Hunting yields and game composition over ten years in an Amazonian village. In: Robinson JG, Redford KH, editors. *Neotropical wildlife use and conservation*. Chicago and London: The University of Chicago Press. p 53-81.

- Vickers WT. 1994. From Opportunism to Nascent Conservation - the Case of the Siona-Secoya. *Human Nature-an Interdisciplinary Biosocial Perspective* 5(4):307-337.
- Watkinson AR, Sutherland WJ. 1995. Sources, sinks, and pseudosinks. *Journal of Animal Ecology*(64):126-130.
- Yoccoz N, Nichols J, Boulinier T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* 16:446-453.
- Zapata-Rios G, Urgiles C, Suarez E. 2009. Mammal hunting by the Shuar of the Ecuadorian Amazon: is it sustainable? . *Oryx* 43(3):357-385.
- Zarate CG. 2008. *Silvicultas, sirringueros y agentes estatales: el surgimiento de una sociedad transfronteriza en la Amazonia de Brasil, Peru y Colombia 1880-1932*. Leticia: Editorial Universidad Nacional de Colombia. Instituto Amazonico de Investigaciones (IMANI). 428 p.
- Zimmerman B, Peres CA, Malcolm JR, Turner T. 2001. Conservation and development alliances with the Kayapo of south-eastern Amazonia, a tropical forest indigenous people. *Environmental Conservation* 28(1):10-22.