

PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL ECUADOR  
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES  
ESCUELA DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

ABUNDANCIA RELATIVA, DENSIDAD POBLACIONAL Y PATRONES  
DE ACTIVIDAD DE CINCO ESPECIES DE UNGULADOS EN DOS  
SITIOS DENTRO DE LA RESERVA DE LA BIOSFERA YASUNÍ,  
AMAZONIA-ECUADOR.

Disertación previa a la obtención del título de  
Licenciado en Ciencias Biológicas

MIGUEL F. DURANGO CORDERO

Quito, 2011

Certifico que la disertación de Licenciatura en Ciencias Biológicas del candidato Miguel Durango Cordero ha sido concluida de conformidad con las normas establecidas; por lo tanto, puede ser presentada para la calificación correspondiente.

Lic. Santiago Burneo

Director de la Disertación

Quito, 26 de abril del 2011

## DEDICATORIA

*Por las generaciones que se fueron,*

*y por las que vendrán.*

## AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue posible gracias a Santiago Espinosa, quien me permitió realizar en conjunto el proyecto: “Efectos de la carretera y cacería en la conservación del jaguar y su presa en el Parque Nacional Yasuní, Ecuador”. También, a Julia Salvador por haber compartido el trabajo de campo y ser un gran apoyo durante largos meses.

Al bosque y todos sus habitantes que nos permitieron caminar por sus senderos. A todas las familias que nos acogieron en Guiyero, Timpoca y Lorocachi, al personal de la Estación Científica Yasuní y del Batallón Sangay.

A mi Director de tesis, Santiago Burneo, y a los lectores: Tjitte de Vries y Pablo Jarrín; por sus acertados comentarios en la revisión de esta disertación.

A mis profesores y compañeros, personas que fueron una guía en mi formación como Biólogo durante todos estos años; en especial a: J. Jaramillo, T. de Vries, G. Onore, L. Coloma, S. Burneo, A. Barragán, J. Sánchez, entre otros.

A mis amigos que siempre me han mostrado el lado bueno de la vida. Gracias: Majo, Javi, Eli, Gustavo, Ami, Ali, Sali, Caro y muchos más.

Y especialmente, a mi familia. A mis padres: Ximena y Rodrigo por su paciencia e impulso. A mis hermanos: Rodrigo, Juan Sebastián y Santiago. A mi Clara y nuestra hijita que está por venir.

## TABLA DE CONTENIDOS

DEDICATORIA.....	ii
AGRADECIMIENTOS.....	iii
TABLA DE CONTENIDOS.....	iv
LISTA DE FIGURAS.....	vi
LISTA DE TABLAS.....	vii
1. RESUMEN.....	1
2. ABSTRACT.....	2
3. INTRODUCCIÓN.....	3
3.1 LOS UNGULADOS.....	4
3.2 ESPECIES ESTUDIADAS DE UNGULADOS AMAZÓNICOS.....	5
3.3 ASPECTOS ECOLÓGICOS.....	14
3.4 OBJETIVOS DEL ESTUDIO.....	18
4. MATERIALES Y MÉTODOS.....	20
4.1 ÁREA DE ESTUDIO.....	20
4.2 MÉTODOS DE CAMPO.....	25
4.2.1 MUESTREO DE LA DISTANCIA EN TRANSECTOS LINEALES.....	25
4.2.2 TRAMPEO FOTOGRÁFICO.....	27
4.3 PATRONES DE ACTIVIDAD.....	30
5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	31
5.1 OBSERVACIONES DIRECTAS Y DENSIDAD POBLACIONAL.....	31

5.2 TASA DE CAPTURA FOTOGRÁFICA Y ABUNDANCIA RELATIVA.....	35
5.3 ANÁLISIS COMPARATIVO ENTRE LAS DOS LOCALIDADES .....	39
5.4 ASPECTOS DEMOGRÁFICOS.....	41
5.5 PATRONES DE ACTIVIDAD.....	42
6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	45
7. LITERATURA CITADA.....	48
8. FIGURAS.....	59
9. TABLAS .....	72

## LISTA DE FIGURAS

1. Fotografía del venado colorado ( <i>Mazama americana</i> ). .....	60
2. Fotografía del venado marrón amazónico ( <i>Mazama nemorivaga</i> ). .....	61
3. Fotografía del pecarí de collar ( <i>Pecari tajacu</i> ). .....	62
4. Fotografía de un grupo del pecarí de labio blanco ( <i>Tayassu pecari</i> ). .....	63
5. Fotografía de una hembra del tapir amazónico ( <i>Tapirus terrestris</i> ) y su cría. ....	64
6. Mapa del Ecuador detallando la Reserva de la Biósfera Yasuní y las dos localidades de estudio. ....	65
7. Mapa de la Reserva de la Biosfera Yasuní y las dos localidades de estudio con las 26 estaciones de trampeo fotográfico .....	66
8. Patrones de actividad del venado colorado ( <i>Mazama americana</i> ). .....	67
9. Patrones de actividad del venado marrón amazónico ( <i>Mazama nemorivaga</i> ). ....	68
10. Patrones de actividad del pecarí de collar ( <i>Pecari tajacu</i> ). .....	69
11. Patrones de actividad del pecarí de labio blanco ( <i>Tayassu pecari</i> ). .....	70
12. Patrones de actividad del Tapir amazónico ( <i>Tapirus terrestris</i> ). .....	71

## LISTA DE TABLAS

1. Características de las localidades y transectos recorridos en la Reserva de la Biosfera Yasuní, Ecuador. ....	73
2. Valores demográficos por especie. ....	74
3. Eventos de captura y la tasa de captura fotográfica para las cinco especies de ungulados estudiadas. ....	75

## 1. RESUMEN

Este trabajo se realizó en dos localidades con diferente grado de afectación antropogénica en la Reserva de la Biosfera Yasuní. Se estudiaron cinco especies simpátricas de ungulados empleando dos metodologías con el fin de determinar parámetros ecológicos y demográficos. La densidad poblacional se estimó mediante el método de la distancia en transectos lineales. El índice de abundancia relativa se determinó en base a la tasa de captura fotográfica, a partir de un censo sistemático. Las cámaras trampa también permitieron conocer los patrones de actividad de las especies estudiadas. Los resultados mostraron densidades poblacionales menores a un individuo por kilómetro cuadrado para el venado colorado (*Mazama americana*), el venado marrón amazónico (*Mazama nemorivaga*) y el tapir (*Tapirus terrestris*). Se encontraron densidades entre 2,2 – 5,1 ind/km<sup>2</sup> para el pecarí de collar (*Pecari tajacu*) y entre 1,2 – 33,6 ind/km<sup>2</sup> para el pecarí de labio blanco (*Tayassu pecari*), ambas especies gregarias. Los patrones de actividad de las dos especies de pecarí y el venado marrón son principalmente diurnos, el venado colorado es activo día y noche, y el tapir es principalmente nocturno. La tasa de captura fotográfica y la densidad poblacional están relacionadas entre sí, con una tendencia de menor abundancia para las especies en la localidad de mayor intervención humana, lo que sugiere un impacto sobre las poblaciones por presión de cacería y fragmentación del bosque. La sensibilidad de estas especies a la cacería debería ser tomada en cuenta en el manejo de áreas protegidas.

**Palabras clave:** Densidad poblacional, presión de cacería, Reserva de la Biosfera Yasuní, tasa de captura fotográfica, ungulados amazónicos.

## 2. ABSTRACT

This research was conducted in two sites with different degree of anthropogenic impact in the Yasuní Biosphere Reserve. Five sympatric ungulate species were studied using two methodologies to determine ecological and demographic parameters. The population density was estimated by the Line Transect Sampling method. The index of relative abundance was determined based on the camera trapping photographic rate, obtained by a systematic survey. Camera traps also allowed to determine the activity patterns of the species. The results showed a lower population density per square kilometer than one individual for the red brocket deer (*Mazama americana*), gray brocket deer (*Mazama nemorivaga*) and the tapir (*Tapirus terrestris*). Densities from 2.2 to 5.1 ind/km<sup>2</sup> were found for the collared peccary (*Pecari tajacu*) and 1.2 to 33.6 ind/km<sup>2</sup> for white-lipped peccary (*Tayassu peccary*), both gregarious species. The activity patterns of the two species of peccary and the gray brocket deer are mainly diurnal, red brocket deer are active day and night, and the tapir is primarily nocturnal. The camera trapping rate and population density are related to each other, suggesting an impact on populations under pressure from hunting and forest fragmentation. Sensitivity of these species to hunting should be taken into account in the management of protected areas.

**Keywords:** Density estimation, hunting pressure, ungulates, photographic capture rate, Yasuní Biosphere Reserve.

### 3. INTRODUCCIÓN

Los bosques amazónicos ecuatorianos pueden albergar una gran diversidad de fauna silvestre y para su conservación es necesario saber en qué estado se encuentran las poblaciones que los habitan. Esta disertación estudió la ecología y demografía de cinco especies de ungulados: venado colorado (*Mazama americana*), venado marrón amazónico (*Mazama nemorivaga*), pecarí de collar (*Pecari tajacu*), pecarí de labio blanco (*Tayassu tajacu*) y tapir amazónico (*Tapirus terrestris*). El trabajo se realizó en la Amazonia del Ecuador, dentro de la Reserva de la Biosfera Yasuní, en la ecoregión del Bosque Húmedo del Río Napo, en dos localidades con diferente grado de impacto ambiental antrópico.

Se estimó la densidad poblacional y la tasa de captura fotográfica de las especies, que sirve como un índice de abundancia relativa. Se realizaron muestreos en transectos lineales y se determinó la densidad poblacional de las especies mediante el método de la distancia (Buckland *et al.* 2001). Simultáneamente, se implementó un censo sistemático pionero en el Ecuador utilizando cámaras trampa para obtener el historial de captura de las especies objetivo, y se determinó la tasa de captura para cada una. Estas dos metodologías permitieron caracterizar la demografía de las especies en las localidades estudiadas.

Se evaluó y comparó la capacidad de las dos metodologías para el muestreo y estimación del tamaño poblacional de especies de ungulados amazónicos. Además, se analizó si existen diferencias estadísticamente válidas en la abundancia y densidad poblacional de las especies en las dos localidades de estudio, y se aportó con ideas sobre los factores que estarían afectando al tamaño de estas poblaciones. Este estudio también permite conocer los patrones de actividad diarios de las cinco especies de ungulados y evaluar diferencias de comportamiento entre las localidades de estudio.

### 3.1 LOS UNGULADOS

La palabra ungulado proviene etimológicamente del latín *unguis*, pezuña o casco, y del sufijo *-attus*, proveído; es decir, un mamífero provisto de pezuñas. Históricamente, los ungulados (antiguo superorden Ungulata) corresponden a un grupo de mamíferos placentarios que se apoyan y caminan con el extremo de los dedos que están revestidos de pezuñas; grupo donde se encuentran la gran mayoría de herbívoros extantes (Huffman 2010). Los ungulados descienden de ancestros insectívoros que fueron especializándose en formas omnívoras y herbívoras (Springer *et al.* 2004).

Este grupo está representado por los órdenes Artiodactyla y Perissodactyla, ungulados de dedos pares y dedos impares, respectivamente. La referencia que se hace a los dedos se debe al plano de simetría de la pata en que se asienta el peso del cuerpo, sobre dos dedos para los artiodáctilos y sobre uno para perisodáctilos; sin embargo, el número total de dedos es variable en cada especie, existiendo inclusive dedos reducidos o vestigiales (Vaughan *et al.* 2000).

El orden Perissodactyla contiene 17 especies en tres familias: Equidae (caballos), Tapiridae (tapires) y Rhinocerotidae (rinocerontes). Se encuentran ampliamente distribuidos, excepto en Australia y la Antártida. Algunas especies fueron domesticadas (por ejemplo, caballos y asnos), ampliando su rango de distribución actual. Son animales grandes, desde los tapires y caballos menores (150 – 200 kg) a los grandes rinocerontes (hasta 3 500 kg; Klingel y Thenius 1990).

A pesar de la amplia variación en su morfología, los perisodáctilos se encuentran relacionados por la estructura de sus extremidades, con el dígito central desarrollado en mano y pata que soporta el mayor peso del cuerpo (Klingel y Thenius 1990). Son herbívoros, sus estómagos no son complejos, mas poseen un ciego entre el intestino

delgado y el grueso donde ocurre la fermentación de la celulosa mediante bacterias simbioses (Vaughan *et al.* 2000; Feldhamer *et al.* 2007).

En Ecuador se encuentra la familia nativa Tapiridae, con tres especies, tapir del Chocó (*Tapirus bairdii*), de montaña (*T. pinchaque*) y amazónico (*T. terrestris*; Tirira 2007). Son especies herbívoras, con molares braquiodontes (con coronas altas y raíces abiertas) adaptados para el ramoneo. Especies de la familia Equidae han sido introducidas al Ecuador (Tirira 2007).

Los artiodáctilos son un grupo de mamíferos diverso, con cerca de 240 especies en diez familias (Suidae, Tayassuidae, Hippopotamidae, Camelidae, Tragulidae, Moschidae, Cervidae, Antilocapridae, Giraffidae y Bovidae; Grubb 2005). Se distribuían originalmente en todo el mundo salvo en la Antártida y Oceanía donde han sido introducidos. Las especies pertenecientes a este orden muestran una increíble diversidad en tamaño, forma, adaptaciones en dietas, y tolerancia climática (Feldhamer *et al.* 2007). A este orden pertenece la mayoría de especies de mamíferos herbívoros domesticados incluyendo ganado, cerdos, ovejas, cabras, camellos, renos, entre otros.

En Ecuador, hay diez especies indígenas pertenecientes a las familias Camelidae, Tayassuidae y Cervidae (Tirira 2007). En este estudio se tomarán en cuenta a las familias Tayassuidae y Cervidae. Tayassuidae presenta dos géneros en el país, *Tayassu* y *Pecari*. En Cervidae se reconocen varios géneros nativos: *Mazama*, *Hippocamelus*, *Odocoileus* y *Pudu*.

### **3.2 ESPECIES ESTUDIADAS DE UNGULADOS AMAZÓNICOS**

VENADO COLORADO (Artiodactyla: Cervidae, *Mazama americana* Erxleben, 1777)

Son ciervos medianos, con un peso promedio de 14 - 48 kg (Figura 1). De pelaje corto y brillante, de color marrón rojizo a marrón castaño oscuro. Sus patas delanteras son más cortas y la cola es redondeada y más alta que los hombros. Los machos tienen cuernos ramificados cortos y rectos (Tirira 2007).

Son ramoneadores (de yemas, brotes y hojas) y frugívoros generalistas; sin embargo, se alimentan también de flores caídas y hongos. Son favorecidos por la vegetación densa de sotobosque con abundantes herbáceas, donde caminan y buscan refugio. Son animales solitarios, diurnos y nocturnos, usualmente activos al atardecer y durante la noche (Emmons y Feer 1997). La reproducción puede ocurrir en cualquier época del año; la gestación, generalmente de una sola cría por vez, dura ocho meses. La cría alcanza la edad reproductiva al primer año (Tirira 2007).

El venado colorado tiene un rango de distribución extenso desde el norte de Colombia hasta el norte de Argentina (Wilson y Reeder 2005); su hábitat incluye bosques tropicales semi deciduos, varios estratos de bosques tropicales siempre verdes, y sabanas arbustivas (Eisenberg 1989). Presumiblemente, tienen pequeñas áreas de vida de menos de 1 km<sup>2</sup> (Maffei y Taber 2003).

En el Ecuador se encuentra en la Costa, Amazonia y estribaciones de los Andes, habitando bosques húmedos y secos, tropicales y subtropicales, entre 0 y 2 000 m de altitud. Está presente exclusivamente en bosques primarios, secundarios y bordes de bosque; poco probable en áreas abiertas. Prefiere bosques de tierra firme y riberas de los ríos, y evita zonas inundadas (Tirira 2007).

Los venados colorados presentan una densidad poblacional relativamente baja. La mayoría de estudios reportan una densidad poblacional de cerca de 1 – 2 ind/km<sup>2</sup> (Rivero

1997; Maffei y Taber 2003; Salovaara *et al.* 2003; Rivero *et al.* 2004) y una biomasa alrededor de 33 kg/km<sup>2</sup> (Salovaara *et al.* 2003).

La categoría de conservación actual según la UICN (2010) es de Datos Insuficientes (DD, por sus siglas en inglés), ya que no se han hecho suficientes estudios ecológicos, habiendo recibido más atención sobre todo en la amazonia de Brasil y Perú. La constitución ecuatoriana prohíbe el comercio de especies silvestres; sin embargo, es cazado para consumir su carne; y está amenazado también por la pérdida y fragmentación de su hábitat, por lo que en la lista roja de mamíferos del Ecuador se considera Casi Amenazado (NT; Suárez *et al.* 2009; Tirira y Zapata-Ríos 2011).

VENADO MARRÓN AMAZÓNICO (Artiodactyla: Cervidae, *Mazama nemorivaga* F. Cuvier, 1817)

Son ciervos de tamaño mediano a pequeño, con un peso promedio de 11 - 25 kg (Figura 2). De pelaje corto de color gris marrón con el vientre de gris a blanco; la forma del cuerpo y de los cuernos es similar a lo descrito para *M. americana* (Tirira 2007).

Las especies del género *Mazama* son ramoneadores y frugívoros, siendo *M. nemorivaga* más frugívoro y selectivo; aunque se alimenta también de flores caídas y hongos al escasear los frutos. Son solitarios y diurnos, con alguna actividad crepuscular. La reproducción presenta poca estacionalidad, con posible preferencia por la época lluviosa; la hembra pare una cría luego de unos ocho meses (Tirira 2007).

Esta especie, antes ampliamente reconocida como *Mazama gouazoubira*, fue revisada taxonómicamente. Los estudios morfológicos (Rossi 2000), los resultados moleculares y citogenéticos, y la distribución parapátrica (Duarte *et al.* 2008) revelan a *M. nemorivaga* como una especie diferente de *M. gouazoubira*.

El venado marrón amazónico tiene un rango de distribución extenso y discontinuo desde Panamá hasta el sur de Brasil, y posiblemente Bolivia. Es ampliamente tolerante a una variedad de hábitats ocurriendo en sabanas y varios estratos de bosques tropicales siempre verdes; coexiste con *M. americana*, separados por diferencias de microhábitat (Eisenberg 1989).

En el Ecuador se encuentra en la Amazonia, habitando bosques húmedos tropicales, entre 200 y 900 m de altitud. Se encuentra en bosques primarios, y eventualmente en secundarios antiguos. Prefiere bosques de tierra firme y áreas con vegetación densa, incluso cerca a ríos, pero evita pantanos y zonas inundadas (Tirira 2007).

El venado marrón amazónico tiene una densidad poblacional baja, inclusive menor a la del venado colorado. Su densidad se encuentra por los 0,43 – 0,55 individuos por km<sup>2</sup> y su biomasa se estima en un rango de 6,5 – 8,2 kg/km<sup>2</sup> (Salovaara *et al.* 2003).

Según datos de la UICN (2010), actualmente se encuentra en la categoría de conservación Preocupación Menor (LC, por sus siglas en inglés) considerado raro, pero ampliamente distribuido. Es cazado en abundancia para el comercio y consumo de su carne, sin embargo la mayor amenaza es la pérdida y fragmentación de su hábitat natural, ya que no se adapta a bosques intervenidos, por lo que es considerado como Casi Amenazado (NT) en la lista roja nacional (Burneo *et al.* 2011)

#### PECARÍ DE COLLAR (Artiodactyla: Tayassuidae, *Pecari tajacu* Linnaeus, 1758)

El pecarí de collar es un animal parecido a un cerdo (Figura 3). Es la menor de las especies de pecaríes, la cabeza y el cuerpo miden 940 mm. El peso es de 17 – 35 kg. El color del cuerpo es uniformemente pardo gris-negro con un collar distintivo de blanco a marrón desde la parte superior del hombro hacia adelante bajando hasta la mejilla. El

pelaje es escaso formado por cerdas gruesas que en la zona media dorsal forman una cresta. Los caninos son desarrollados y se rozan teniendo bordes siempre afilados (Emmons y Feer 1997).

El pecarí de collar es un animal diurno, gregario, que forma grupos pequeños de 3 – 20 individuos (por lo general 6 – 9), la cohesión de estos grupos es variable. Su densidad poblacional en bosques tropicales se estima entre 5 – 9 ind/km<sup>2</sup> (Beck *et al.* 2008), y el área de vida promedio de un grupo alcanza 1,5 km<sup>2</sup>, con un rango de 0,24 – 8 km<sup>2</sup> (Tirira 2007). Tienen una glándula dorsal que expela una sustancia de olor almizclado que se frota entre individuos para reconocer sus grupos y senderos (Emmons y Feer 1997). Las hembras maduran sexualmente cerca a los 18 meses. La reproducción puede ocurrir en cualquier época del año; luego de 142 días de gestación la hembra pare dos crías por vez (Tirira 2007).

Los grupos de pecaríes de collar se han adaptado a una amplia gama de hábitats desde los matorrales secos desérticos del norte de México y sur de Estados Unidos y el Chaco en Paraguay, a la lluviosa selva amazónica. Muestran una amplia variedad de estrategias de dieta, principalmente son frugívoros en la selva, y en las zonas secas se alimentan de raíces y pastos. Se alimentan de frutos suaves y duros, como son los de las palmas; también de ciertas partes vegetales (hojas, brotes), hongos, ciertos invertebrados y pequeños vertebrados; usualmente, suplen deficiencias de minerales lamiendo saladeros. Se acercan a los cultivos cercanos a bosques, por lo que se les considera un problema (Tirira 2007, Beck *et al.* 2008).

Los pecaríes de collar muestran la más amplia distribución de todos los pecaríes, que va desde el centro-sur de los Estados Unidos hasta el norte de Argentina. Son bastante comunes en muchas áreas de bosque bien conservado. No se observan cerca de grandes

asentamientos humanos. En Ecuador se encuentra en la Costa, Amazonia y estribaciones de los Andes. Habita en bosques húmedos y secos, tropicales y subtropicales, entre 0 y 1600 m de altitud. En el noroccidente de la provincia de Cotopaxi ha sido registrado a más de 2000 m. Está presente en bosques primarios y secundarios, de preferencia de tierra firme (Tirira 2007).

El pecarí de collar esta enumerado en el Apéndice II de CITES, que prohíbe el comercio internacional. A pesar de esto, en algunas zonas es intensamente cazado por su carne y piel, y puede ser elusivo en algunas áreas. Pero en general, no está amenazado por lo que se categoriza como LC por la UICN (2010). En la lista nacional consta como Casi Amenazado (NT; Tirira y Zapata-Ríos, 2011), ya que los pecaríes de collar son presa fácil para los cazadores, mucho más con la ayuda de armas de fuego y perros. La cacería, y la fragmentación y pérdida de su hábitat son las mayores amenazas, razón por la cual se ha extinguido en algunos bosques ampliamente fragmentados.

#### PECARÍ DE LABIO BLANCO (Artiodactyla: Tayassuidae, *Tayassu pecari* Link, 1795)

Es similar, pero más grande que la especie anterior con 1 100 mm de longitud cabeza cuerpo, y un peso promedio de 25 – 45 kg (Figura 4). Su pelaje es grueso y escaso, de color marrón-negro con una barba blanca distintiva en la mandíbula de los individuos adultos, y sus cerdas forman una cresta (Emmons y Feer 1997; Tirira 2007).

Es una especie diurna, forman los grupos más numerosos de ungulados en el bosque neotropical que van desde 20 hasta 300 animales o más. Los grupos o piaras, son muy cohesivos y permanecen juntos durante todo el año. En los desplazamientos se mantienen a la vista el uno del otro (Emmons y Feer 1997). Las diferentes piaras se reconocen por olores emanados por sus glándulas dorsales, que cumplen un papel importante en su naturaleza social (Tirira 2007). Se ha reportado que los grupos migran

siguiendo recursos disponibles estacionalmente (Carrillo *et al.* 2002). Acostumbra buscar y bañarse en pozas y suelo fangoso, especialmente durante la temporada seca.

Son principalmente frugívoros y, gracias a su poderosa mandíbula, pueden comer nueces duras que no consume el pecarí de collar como los frutos del Morete (*Mauritia flexuosa*; Reyna-Hurtado 2002), también tienen una dieta muy amplia, solapada en su mayoría con *Pecari tajacu* (Beck 2006). Las dos especies de pecarí son presa de grandes felinos como el puma o el jaguar, que a menudo siguen a las piaras, esperando una buena oportunidad para atacar (Reyna-Hurtado 2002). Pequeñas piaras de pecaríes se observan en áreas en las que parecen estar desapareciendo (Emmons y Feer 1997). Esta especie presenta poca tolerancia hacia grandes cambios de hábitat producidos por los seres humanos, y evita o desaparece rápidamente de las zonas densamente pobladas (Reyna-Hurtado 2002).

Su densidad poblacional se estima entre 1 – 2 ind/km<sup>2</sup> y el área de vida de un grupo varía entre diez y más de 100 km<sup>2</sup> (Carrillo *et al.* 2002), otros estimados de densidad se encuentran entre los 10 ind/km<sup>2</sup> en áreas forestadas en la Amazonia brasileña (Fragoso 2004; Keuroghlian *et al.* 2004). Las hembras maduran sexualmente a los 18 meses. La reproducción puede ocurrir en cualquier época del año; luego de un período de gestación de 156 – 162 días paren dos crías por vez (Tirira 2007).

El pecarí de labio blanco presenta una distribución discontinua, alguna vez presente desde Veracruz (México) hasta el norte de Argentina, actualmente ha reducido su área de distribución en varias regiones debido a la sobre cacería y degradación de hábitat (Peres 1996; Fragoso 2004).

En Ecuador se distribuye en la Costa, Amazonía y estribaciones de los Andes. Habita en bosques húmedos y secos, tropicales y subtropicales, entre 0 y 1 600 m de

altitud; está presente en bosques primarios y secundarios, de preferencia de tierra firme (Tirira 2007). Por la pérdida de bosques y exceso de cacería se sugiere que algunas poblaciones de pecarí de labio blanco han desaparecido de extensas áreas en la Costa-centro y Amazonia-sur del Ecuador (Zapata-Ríos 2001).

El estado de conservación de las poblaciones es deficientemente conocido, el pecarí de labio blanco está en el Apéndice II de CITES. Ya que se encuentra amenazada por la destrucción del hábitat, la caza excesiva, y presenta poca tolerancia a las actividades de intervención humana se encuentra en la categoría de Casi Amenazado (NT) según la UICN (2010). Cada vez es más rara en México, ya que es la primera especie en desaparecer cuando los humanos colonizan un área nueva (Reyna-Hurtado 2002). En el Ecuador, la lista roja ubica a la subespecie *T. p. pecari* que se distribuye en el oriente del país como En Peligro (EN) por reducciones considerables en su tasas de observación, reducción de hábitat y efectos de cacería; la subespecie de la costa, *T. p. aequatoris* se ubica por razones similares pero de mayor magnitud como En Peligro Crítico (CR; Tirira y Zapata-Ríos 2011).

#### TAPIR AMAZÓNICO (Perissodactyla: Tapiridae, *Tapirus terrestris* Linnaeus, 1758)

El tapir es el mayor animal terrestre de la región Neotropical. La longitud del cuerpo puede ser de más de dos metros en algunos machos y alcanzar los 300 kg de peso (Figura 5). Su larga nariz se parece a una trompa y lo distingue como único. De cuerpo robusto, cilíndrico y cuello grueso, posee un pelaje corto, escaso y de color acanelado a marrón oscuro que suele parecer por completo negro en el bosque. La cabeza posee una cresta muscular y las orejas son marrones con las puntas blancas (Tirira 2007).

El tapir es un animal solitario y nocturno-crepuscular, pero puede estar activo durante el día. Cambia sus hábitos de comportamiento de crepusculares a diurnos en

lugares donde la caza es nocturna (Reyna-Hurtado 2002). Se alimenta de hojas, ramas tiernas, brotes y gramíneas que encuentra en el sotobosque o eventualmente entre la vegetación acuática (Tirira 2007). Un ítem alimenticio crucial en la época seca son las frutas, en especial de la palma *Mauritia flexuosa* de la que es el principal dispersor (Fragoso y Huffman 2000; Tobler 2008). Se los encuentra con frecuencia cerca de los cuerpos de agua durante el día por efectos de termorregulación y frecuentan saladeros de minerales donde suplen deficiencias dietéticas.

Existen serias dificultades en evaluar el tamaño de las poblaciones, principalmente por diseños de estudios sesgados (Noss *et al.* 2003). Se estiman densidades de 0,2 – 3,7 ind/km<sup>2</sup> (Peres 2000; Noss *et al.* 2003; Tobler 2008), y áreas de vida de 8 km<sup>2</sup> solapadas entre varios tapires (Tirira 2007). La reproducción no ocurre en una época definida. El tapir tiene una baja tasa de natalidad, produciendo generalmente una sola cría aproximadamente cada dos años, después de casi 400 días de gestación (Tirira 2007).

El tapir es un habitante de los bosques tropicales bien protegidos. Se encuentra en las tierras bajas desde el norte hasta el centro de Sudamérica en Bolivia, Argentina y Paraguay. El tapir es un animal típico de bosques primarios, ocupa bosques húmedos e inundados, bosques arbustivos secos y húmedos, y llanuras (Eisenberg 1989). Históricamente se distribuía en el Chaco, Cerrado y llanos; sin embargo, las poblaciones fueron severamente reducidas restringiéndose a biomas de bosque y humedales (Noss *et al.* 2003).

En Ecuador ocurre en la Amazonia y estribaciones bajas del los Andes. Habita en bosques húmedos tropicales y subtropicales, entre 200 y 1 500 m de altitud, usualmente ocurre a menos de 700 m. El tapir amazónico presenta la mayor distribución entre los tapires neotropicales (Tirira 2007).

Esta especie se encuentra en el Apéndice II de CITES, en la categoría Vulnerable (VU; UICN 2010) y En Peligro según la Lista Roja del Ecuador (Nogales *et al.* 2011). La pérdida de hábitat y la caza son las mayores amenazas para sus poblaciones. Son comunes en áreas prístinas; pero parecen ser muy sensibles a la presencia humana, y junto con el pecarí de labio blanco es una de las primeras especies en desaparecer cuando se perturban sus hábitats (Eisenberg 1989).

### 3.3 ASPECTOS ECOLÓGICOS

Las cinco especies de ungulados estudiados son simpátricas en la mayoría de hábitats en los que se distribuyen dentro de la cuenca amazónica (Emmons y Feer 1997). A pesar de su amplio rango de distribución y su importancia como especies de cacería de subsistencia, existen pocos estudios sobre su ecología y demografía (Tobler *et al.* 2009).

Estos ungulados son un gremio de herbívoros generalistas que comparten ciertos recursos del hábitat, quizá debido a la abundante producción primaria del mismo y al mosaico de diferentes tipos de bosques en los que ocurren (Reyna-Hurtado y Tanner 2005; Tobler *et al.* 2009). Sus áreas de vida se encuentran ampliamente solapadas entre especies, y en el caso de especies solitarias, a menudo se solapan entre individuos (Tirira 2007; Tobler *et al.* 2009). Pero, para que especies ecológicamente similares puedan coexistir debe existir alguna diferencia entre ellos que incida en su nicho efectivo, de acuerdo al principio de exclusión competitiva (Hardin 1960). Usualmente, estas diferencias suelen considerarse en tres factores sobre la partición de recursos para animales: la dieta, el hábitat y los patrones de actividad (Schoener 1974).

Las cinco especies de ungulados amazónicos tienen amplias dietas que incluyen frutas, ramoneo y fibra en diferentes proporciones (Bodmer 1991; Gayot *et al.* 2004; Beck 2006; Tobler *et al.* 2009). Pueden ser considerados comensales no selectivos, escogen

frutas de acuerdo a su abundancia, tamaño y, posiblemente, su suavidad. Estas especies comen semillas, destruyendo casi todas las ingeridas (Gayot *et al.* 2004). Por sus dietas similares pueden llegar a ser competidores de recursos, competencia que puede reducirse por las diferencias en sus tamaños corporales y por sus diferentes nichos ecológicos (Gayot *et al.* 2004).

Sin embargo, Tobler *et al.* (2009) sugieren que la dieta puede ser un factor importante en la divergencia de nicho en especies simpátricas. Por ejemplo, la dieta difiere entre venados y pecaríes; entre pecaríes, los de labio blanco pueden consumir semillas más duras que los de collar; y los tapires tienen una dieta casi totalmente herbívora. Los estudios de Bodmer (1991) demuestran que las especies cercanamente relacionadas tienen una dieta muy similar y que la partición de los recursos debe ocurrir a un nivel espacial.

Otro posible factor que influye en la diferenciación del nicho efectivo es el uso del hábitat (Schoener 1974). En este sentido se pueden evidenciar preferencias en el tipo de hábitat que suelen estar determinadas por el tipo de bosque: de tierra firme, inundable, o temporalmente inundable, según el relieve del terreno y la cantidad de humedad existente.

También se pueden diferenciar los nichos ecológicos en la forma de usar los recursos; por ejemplo, los pecaríes de labio blanco suelen buscar alimentos en parcelas de palmas (que suelen ser zonas inundables) desplazándose grandes distancias, se consideran movimientos migratorios o nomádicos, estacionales y espaciales (Peres 1996; Carrillo *et al.* 2002). Por el contrario, en las especies con áreas de vida relativamente pequeñas como el pecarí de collar, los venados colorado y marrón y el tapir, la mayoría de individuos tiene su área de vida en uno de los dos tipos de hábitat y no suelen mostrar preferencia por el tipo de bosque en sus actividades diarias (Tobler *et al.* 2009). Aunque, autores como Peres (1996) han reportado que los pecaríes de collar prefieren bosques de tierra firme.

A los tapires usualmente se los asocia a humedales y vegetación riberena; pero los estudios con telemetría reportan que algunos individuos tienen áreas de vida restringidas a bosques de tierra firme (Tobler 2008) y no prefieren entre los tipos de bosque ocupando ampliamente el paisaje (Tobler *et al.* 2009).

Tobler *et al.* (2009) reportan que el venado marrón se encuentra casi exclusivamente restringido a bosques de tierra firme; y que los pecaríes de labio blanco muestran preferencias estacionales por bosques inundables pero también son comunes en tierra firme.

Una diferenciación temporal entre nichos son los patrones de actividad de las especies. El estudio de los patrones de actividad ha tomado impulso con el uso de trampas cámara, Datos de los patrones de actividad de las cinco especies indican que los dos pecaríes y el venado marrón son sobre todo diurnos, el venado colorado es activo durante el día y la noche y los tapires son principalmente nocturnos con poca actividad diurna (Tobler *et al.* 2009).

Dentro de su ecosistema las especies de ungulados pueden influenciar en la dinámica del bosque ya que se alimentan de muchas especies vegetales en especial de las semillas. De las especies vegetales, las palmas que son abundantes en bosques tropicales son ítems alimenticios preferidos por pecaríes y tapires (Beck 2006; Tirira 2007).

En la dinámica del bosque se observan interacciones animal-planta, negativas y positivas. Se ha sugerido que la depredación de semillas puede influenciar la diversidad de plántulas reclutadas con un efecto dependiente a la densidad favoreciendo el reclutamiento de plantas menos comunes (Paine y Beck 2007). Aunque las plántulas también son depredadas por los ungulados.

Por otro lado, los ungulados también pueden dispersar las semillas y transportarlas largas distancias en su tracto digestivo o en su pelaje en el caso de ciertas semillas. Algunas semillas no son destruidas y suelen presentar una mayor tasa de germinación al excretarse con las heces fecales de los animales; otras semillas que son muy duras son regurgitadas después de haberse digerido la pulpa (Beck 2006). Las semillas que son dispersadas tienen menor probabilidad de ser depredadas principalmente por insectos (Beck 2006).

Para los depredadores carnívoros, los ungulados son presas importantes ya que significan un gran aporte de proteínas a partir de un solo esfuerzo de caza, y son necesarios para la persistencia de especies carnívoras a largo plazo (Karanth *et al.* 2004). Por lo tanto, la densidad poblacional de las especies depredadoras puede depender de la densidad poblacional de sus especies presa (Karanth *et al.* 2004).

Las especies de ungulados se encuentran bajo las mismas amenazas: cacería, pérdida y fragmentación de hábitat; todas son consecuencia de la destrucción ambiental antrópica. De acuerdo con resultados de varios estudios en ambientes similares, algunos ungulados pueden soportar cierto grado de presión de cacería pero se deben tomar en cuenta estrategias de manejo según la respuesta de cada especie individualmente a la actividad de cacería (Peres 1996; Reyna-Hurtado 2002; Noss y Cuéllar 2008).

El daño ecológico puede traducirse en bosques vacíos, con alteraciones del ecosistema como cambios en el paisaje. Especies relacionadas pueden sufrir daños directos o indirectos, como reducciones poblacionales en los casos de sus depredadores, o ciertas poblaciones pueden incluso ganar ventaja al no tener competidores o depredadores para ciertas especies de plantas y semillas. Estas especies podrían verse beneficiadas si existen corredores ecológicos que permitan la colonización y migración de las poblaciones.

### 3.4 OBJETIVOS DEL ESTUDIO

Los ungulados amazónicos son mamíferos de importancia socio-económica y nutricional, principal fuente de proteínas para las comunidades humanas y también de importancia ecológica por el nicho que ocupan en el ecosistema. Debido a la falta de políticas de control y manejo de éstas y otras especies silvestres, la insuficiencia de datos existentes sobre las tendencias poblacionales y la explotación de estos recursos, inclusive dentro de áreas protegidas (Suárez *et al.* 2009), existe incertidumbre en el destino de las poblaciones silvestres y poblaciones humanas que de ellas dependen.

Esta investigación es uno de los primeros estudios en el país sobre los tamaños poblacionales y la ecología de estas especies; también es uno de los primeros censos sistemáticos realizados con trampas cámara.

El uso de trampas cámara y el análisis de las tasas de captura fotográfica junto con el muestreo de distancias son metodologías robustas para estimar la abundancia relativa y la densidad poblacional de ungulados amazónicos. También, son útiles para evaluar diferencias de los tamaños poblacionales en localidades con diferente presión de cacería.

#### OBJETIVO GENERAL

Aportar al conocimiento sobre los aspectos ecológicos, demográficos y patrones de actividad de cinco especies de ungulados en dos localidades en la región Amazónica del Ecuador; contribuyendo así, a proponer y desarrollar estrategias de conservación para los ungulados de la amazonia ecuatoriana y sentar lineamientos básicos para futuros estudios.

## OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar la abundancia relativa y densidad poblacional de las cinco especies de ungulados y evaluar las diferencias entre las dos localidades de muestreo considerando diferentes tratamientos con relación a la intensidad de cacería.
- Analizar la relación entre la tasa de captura fotográfica (índice de abundancia relativa) y la densidad poblacional de las especies.
- Aportar al conocimiento de los patrones de actividad diario de las cinco especies de ungulados.

## 4. MATERIALES Y MÉTODOS

### 4.1 ÁREA DE ESTUDIO

Esta investigación se llevó a cabo en dos localidades en la Reserva de la Biosfera Yasuní (RBY) al este de la amazonia ecuatoriana en las provincias de Orellana y Pastaza (Figura 6). Esta área protegida se origina al pie de la cordillera de los Andes en la cuenca occidental del Amazonas y comprende uno de los bosques más diversos en especies del mundo (Valencia *et al.* 2004), por lo que es reconocido como un “punto caliente” de biodiversidad (Mittermeier *et al.* 1998).

La reserva de la Biosfera declarada por la UNESCO en 1989, se compone de dos unidades de manejo diferentes: el Parque Nacional Yasuní (es el área silvestre protegida más grande del Ecuador con 982 000 ha de extensión), y la Reserva Étnica Waorani (con una extensión de 809 339 ha). Alrededor de éstas se suma una zona de amortiguamiento de aproximadamente 10 km, resultando en un área de protección total de cerca de 2 800 000 hectáreas (Barrera y Jorgenson 2003).

En toda la región de la RBY se observan características físicas y biológicas similares. Esta es una región compuesta por bosque muy húmedo tropical (Cañadas-Cruz 1983), siempre verde, de tierras bajas (Sierra 1999). El clima se caracteriza por temperaturas cálidas (promediando 23 – 27°C mensual), altas precipitaciones (entre 2 000 – 4 000 mm anuales), y alta humedad relativa (80 – 94%; MAE 2002, Bass *et al.* 2010).

El Yasuní se encuentra dentro de una región amazónica particularmente húmeda con bastantes lluvias anuales y sin una temporada seca severa (Valencia *et al.* 2004). El rango de elevaciones es pequeño (desde 190 a 600 metros sobre el nivel del mar), pero se encuentra atravesado por una sucesión frecuente de colinas produciendo una orografía

irregular (Valencia *et al.* 2004). Geológicamente, los suelos son pobres en nutrientes, compuestos en su mayoría por sedimentos aluviales jóvenes producto de la erosión de los Andes (Tuomisto *et al.* 2003).

La RBY protege un área amplia de la ecorregión terrestre de los Bosques Húmedos del Napo (Olson y Dinerstein 2002); esta ecorregión abarca la mayoría de la amazonia ecuatoriana y partes adyacentes de la colombiana y peruana. La RBY ingresa también en parte de la ecorregión acuática del Alto Amazonas Pie Montano que contiene muchos ríos afluentes del Amazonas (Olson *et al.* 1998), como son los ríos Napo y Curaray.

Los tipos de vegetación representativos son: el bosque siempre verde de hoja ancha o Terra Firme, el bosque estacionalmente inundado por aguas blancas o *Várzea*, el bosque permanentemente inundado por aguas negras o *Igapó* y el bosque pantanoso de palmas o Moretal (MAE, 2002). Esta región todavía se encuentra formada por grandes extensiones de bosque continuo casi sin fragmentación (Valencia *et al.* 2004; Zapata-Ríos *et al.* 2006; Suárez *et al.* 2009; Bass *et al.* 2010).

La RBY es usualmente referida como uno de los lugares más biodiversos del planeta. Se estima que habitan al menos 4 000 especies de plantas, 150 de anfibios, 121 de reptiles, 596 de aves y 204 de mamíferos (Bass *et al.* 2010). La fauna del Yasuní incluye aproximadamente un tercio de todos los mamíferos amazónicos y 44% de las 382 especies de mamíferos conocidas para el Ecuador (Tirira 2007). La RBY es globalmente destacada por su riqueza biológica excepcional a una escala regional, local y entre grupos taxonómicos (Bass *et al.* 2010).

La RBY representa una de las mayores áreas protegidas de bosque intacto para muchas especies sensibles que necesitan grandes extensiones de hábitat y que se incluyen en las Listas Rojas de especies amenazadas (UICN 2010, Tirira 2011) como son: el tapir

amazónico (*Tapirus terrestris*), el pecarí de labio blanco (*Tayassu pecari*), el jaguar (*Panthera onca*), el águila harpía (*Harpia harpyja*), la nutria gigante (*Pteronura brasiliensis*), el armadillo gigante (*Priodontes maximus*), el delfín rosado (*Inia geoffrensis*), el manatí (*Trichechus inunguis*), el caimán negro (*Melanosuchus niger*), y el paiche (*Arapaima gigas*).

Igualmente es una región de gran diversidad social y cultural. Los bosques amazónicos se han habitado durante cientos o quizás miles de años dando lugar al desarrollo de diferentes culturas como son la Waorani, Kichwa, Shuar, entre otras. Estas comunidades humanas habían vivido de actividades extractivas como la cacería, la pesca y la agricultura, manteniendo un equilibrio sostenido con su ambiente (Franzen 2006).

En esta área también se encuentran recursos de gran valor económico y de interés mundial, por lo que se han desarrollado proyectos de exploración y explotación petrolera y minera, así como la explotación maderera legal e ilegal. Para realizar todas estas actividades es necesaria la construcción de vías de acceso, existen dos vías principales que son las de mayor influencia sobre la RBY: la vía Auca y la vía Maxus. Los grupos indígenas, algunos tradicionalmente semi-nómadas, se han asentado a lo largo de las carreteras donde han cambiado a un modelo de vida sedentario.

Otras actividades mercantilistas que se desarrollan son: extensos monocultivos, pastoreo y ganadería, turismo descontrolado, y algunas actividades ilegales como el tráfico de vida silvestre y de carne de monte. Estas actividades se realizan por habitantes de las comunidades indígenas y también por colonos.

En la actualidad todas estas actividades amenazan a los bosques y las poblaciones silvestres. Las actividades de desarrollo humano principalmente en la porción noroeste de la reserva, afectan directa o indirectamente: fragmentando los bosques, alterando los

hábitats terrestres y acuáticos, o reduciendo los tamaños de las poblaciones de las especies por la sobre cacería (Suárez *et al.* 2009).

Esta investigación se desarrolló en dos localidades en la RBY. La primera, al noroeste de la RBY se denominó Vía Maxus (Figura 7.a), se encuentra en los alrededores de la carretera homónima, desde el km 32 hasta el km 42, entre las comunidades Waorani de Guiyero y Timpoca ( $76^{\circ}26'22''\text{W}$   $0^{\circ}40'29''\text{S}$ ), rodeado por el río Tiputini, en la provincia de Orellana. Los pobladores Waorani se dedican principalmente a la cacería para su subsistencia, aunque gracias a subsidios de transporte y el uso de armas de fuego algunos cazadores se dedican a vender mayores cantidades de carne de monte en el mercado a las afueras de la RBY (Franzen 2006, Zapata-Ríos *et al.* 2006, Suárez *et al.* 2009).

La sobreexplotación por la cacería y la fragmentación por la destrucción ambiental antrópica sugieren que las poblaciones silvestres están sometidas a procesos de reducción y problemas en su conservación (Franzen 2006). La localidad de estudio presenta cierto grado de fragmentación ya que está atravesado por la carretera donde se asientan: una planta de tratamiento de petróleo (Repsol), dos comunidades y algunas parcelas agrícolas, las instalaciones de la Estación Científica Yasuní (ECY) de la PUCE; y está limitado por el río Tiputini.

La segunda localidad de estudio, denominada Lorocachi, se encuentra en la zona de amortiguamiento de la RBY ( $75^{\circ}59'12''\text{W}$   $1^{\circ}36'22''\text{S}$ ) en el límite sur en la cuenca del río Curaray, provincia de Pastaza (Figura 7.b). Allí se asienta la comunidad Kichwa de Lorocachi y el Batallón de Selva #58 “Sangay” del Ejército ecuatoriano. Las vías de acceso son limitadas a costosos vuelos logísticos en avionetas militares o privadas y a largos viajes en pequeñas embarcaciones por el río Curaray. No existen mayores

actividades extractivas, a excepción de las que se encuentran fuera de los controles, como la explotación ilegal de madera.

En esta localidad, el bosque se encuentra fragmentado por actividades agrícolas de la comunidad y en los alrededores del batallón militar y su pista de aterrizaje lastrada. En los lugares donde se realizó el estudio no existen fragmentaciones producidas por actividad humana. Los pobladores Kichwa se dedican principalmente a la pesca y agricultura, también a la cacería y en algunos casos a la venta de la carne de monte al batallón militar; pero no existen mercados disponibles en donde realizar mayores ventas.

La comunidad Kichwa lleva algunos años empleando planes de manejo comunitario en los cuales han regulado la cacería imponiendo restricciones como prohibir la caza del tapir y no cazar a más de 10 km de la comunidad. Las actividades que se realizan en el batallón militar son en su mayoría de mantenimiento y de patrullajes fronterizos.

Las dos localidades presentan básicamente las mismas características biológicas, como similar cobertura vegetal. Aunque según el grado de alteración del hábitat, la porción noroeste de la RBY es la más afectada por el desarrollo de carreteras, instalaciones petroleras, nuevos asentamientos humanos y expansión de la agricultura (Zapata-Ríos *et al.* 2006). Esta diferencia entre las dos localidades proveería variación en la abundancia de las poblaciones silvestres; así, se consideró a Lorocachi como la localidad control debido a que tiene una menor presión antropogénica y como la localidad de tratamiento a vía Maxus ya que es mayor la influencia de la intervención ambiental antrópica.

## 4.2 MÉTODOS DE CAMPO

### 4.2.1 MUESTREO DE LA DISTANCIA EN TRANSECTOS LINEALES

El método de transectos fue usado para recopilar información dirigida al primer objetivo, estimar la densidad poblacional de las cinco especies de ungulados. La investigación de campo se realizó entre junio del 2007 y octubre del 2008.

Los transectos son senderos en línea recta a través del bosque que fueron recorridos por observadores que registraron los avistamientos de las cinco especies objetivo y midieron la distancia perpendicular desde el punto de encuentro hacia la línea del transecto (Buckland *et al.* 2001). Se tomaron en cuenta los senderos existentes de las comunidades y se trazaron otros nuevos para completar un sistema de senderos (Tabla 1).

En algunas ocasiones, los senderos describieron formas que facilitan la logística (Karanth y Nichols 2002) ya que son recorridos a pie a través de terrenos irregulares. En la localidad vía Maxus los senderos se trazaron perpendiculares a la carretera, en Lorocachi fueron perpendiculares a un camino de la comunidad y del batallón militar. Los senderos se diseñaron equidistantes para formar una grilla cuya ubicación y sentido fueran aleatorios con respecto de la posible distribución de las especies, evitando así enfocarse en zonas de concentración de individuos, como saladeros, que pueden sobreestimar la densidad poblacional (Wallace 1999, Buckland *et al.* 2001, Rabinowitz 2003).

El esfuerzo de muestreo se considera como las distancias de transectos multiplicado por el número de repeticiones (Wallace 1999). Se realizaron dos o tres recorridos simultáneamente, y cada transecto fue recorrido entre dos observadores entrenados, un biólogo y un asistente nativo. La velocidad de desplazamiento promedio de los observadores fue de 1,8 km/h. El recorrido de ida y el de vuelta se registraron como dos

transectos independientes. Los horarios aproximados de recorridos fueron, de ida en las mañanas entre 6:45 – 12:00, y los de vuelta entre 12:00 – 17:00 h.

El kilometraje total recorrido en los transectos fue de 1 818,3 km: 925,9 km en 13 transectos en vía Maxus y 892,4 km en 15 transectos en Lorocachi (Figura 7); con un promedio de repeticiones por transecto de 17,5 y 10,2, respectivamente (Tabla 1).

Los datos del censo, sobre el transecto y las especies observadas se registraron en un formulario estandarizado para análisis posteriores (Rabinowitz 2003); se registró la distancia perpendicular entre el animal (o grupo) y el transecto, el número de individuos, la referencia geográfica y el comportamiento, entre otras características.

Los análisis se realizaron con programas informáticos diseñados especialmente para estimar y modelar la densidad poblacional partiendo de datos de distancias perpendiculares tomadas en transectos lineales (Buckland *et al.* 2001). Para el análisis de datos de transectos lineales los programas modelan la probabilidad de detección en función de la distancia perpendicular desde la línea de transecto; estas distancias de las observaciones pueden convertirse en un estimado de la densidad poblacional (Buckland *et al.* 2001).

Un análisis que se ajusta mejor a la poca cantidad de registros a ser obtenidos en este tipo de estudios fue la estimación de parámetros de densidad de Fourier que es parte de las aplicaciones estadísticas del programa informático BioEstat 5.0 (Ayres *et al.* 2007). El ancho efectivo del transecto se determina mediante la curva más apropiada de una serie de probabilidades basándose en la distribución de cada una de las distancias perpendiculares registradas. Esta aplicación permite el análisis de datos aplicando la siguiente fórmula general para obtener la densidad poblacional:

$$D = N \times H / 2 \times L$$

Donde **N** es el número total de individuos o grupos observados; **H** se calcula a partir de la distancia perpendicular máxima y de las distancias perpendiculares de cada individuo o grupo registrado; y **L** es la distancia total censada (en kilómetros; Ayres, 2007).

Los resultados son expresados como individuos o grupos de individuos por kilómetro cuadrado (IC, intervalo de confianza al 95%). Los valores expresados como grupos/km<sup>2</sup> fueron multiplicados por el tamaño promedio de grupo de cada especie obtenido en las observaciones directas para estandarizar los resultados en razón de individuos/km<sup>2</sup>.

#### **4.2.2 TRAMPEO FOTOGRÁFICO**

Partiendo del protocolo propuesto por Silver (2004) para estimar la densidad poblacional de jaguares u otros animales individualmente identificables, se realizó un censo sistemático con cámaras trampa. Las fotos de animales individualmente identificables corresponden a una fracción mínima del total de fotos obtenidas. En este estudio se analizó la información disponible a partir de este método para las cinco especies de ungulados amazónicos, animales que no son individualmente identificables.

Se registró el historial de captura de las especies en cada localidad para calcular la tasa de captura fotográfica; definida como:

$$\mathbf{T = (fotografías independientes / días cámara) \times 100}$$

Es decir, la relación de fotografías independientes con el número de días de trampeo fotográfico (número de períodos de 24 h durante los cuales las cámaras estuvieron operando hasta que la película estuviese llena o las cámaras fuesen retiradas) y multiplicado por 100. Este indicador de la abundancia describe en porcentaje la frecuencia

de captura de los animales por una estación de trapeo en cien días dentro de una localidad determinada (Rovero y Marshall 2009). En la mayoría de eventos de captura se obtuvieron dos fotografías por estación de muestreo, había dos cámaras; pero, para considerar imágenes independientes se tomó en cuenta una sola fotografía en cada ocasión.

Cada evento de captura se consideró independiente al existir el intervalo de una hora de diferencia entre capturas consecutivas de la misma especie; este intervalo compromete el capturar al mismo individuo en varias ocasiones y pasar por alto a otros individuos (Bowkett *et al.* 2007). Una hora se consideraría un período de tiempo razonable para no volver a capturar en las cámaras a un animal que se encuentre pasando por el sitio (Rovero y Marshall 2009). En el caso de haber encontrado eventos en los que los intervalos de captura se extendían a más de una hora se consideraron eventos únicos.

La tasa de captura fotográfica se considera un índice de abundancia relativa que puede proveer estimados importantes de la densidad de las poblaciones (Carbone *et al.* 2001, O'Brien *et al.* 2003, Bowkett *et al.* 2007, Rovero y Marshall 2009), siempre que sea relacionado con estimados independientes de la densidad poblacional (Jennelle *et al.* 2002, O'Brien *et al.* 2003). Rovero y Marshall (2009) encontraron una correlación positiva y significativa entre los estimados de densidad de los transectos lineales y las tasas de captura promedio de las localidades de estudio, sugiriendo la robustez de esta metodología.

Los censos se realizaron en un período de aproximadamente 95 días en cada localidad de muestreo. Las cámaras funcionaron en Vía Maxus entre el 25 de Noviembre del 2007 y el 9 de Marzo del 2008, y en Lorocachi entre el 24 de Julio y el 24 de Octubre del 2008. El esfuerzo de muestreo se expresa en días/trampa y es la sumatoria de los días en los que cada estación estuvo activa durante el censo.

Se instaló una grilla de cámaras-trampa compuesta por 26 estaciones de muestreo a una distancia promedio de 2,6 km entre sí (1,8 – 3,9 km), que cubrió un área aproximada de 83 km<sup>2</sup> (calculada en base al mínimo polígono convexo) para cada localidad en los senderos antes descritos. El estudio fue diseñado para que cada estación cubra 10 km<sup>2</sup>, el área de vida mínima reportada para un jaguar (Silver 2004).

Cada estación comprendió un par de cámaras-trampa, en total 52 unidades, colocadas una frente a la otra a una distancia promedio de ocho metros pretendiendo cubrir la mayor área de detección posible. Las cámaras-trampa enfrentadas aumentaron la probabilidad de fotografiar a los animales y permitieron registrar al individuo por ambos lados (izquierdo y derecho) facilitando la foto identificación.

Dentro de cada localidad de la grilla, las estaciones se instalaron en lugares estratégicos para maximizar las probabilidades de captura y el número de individuos fotografiados (Silver 2004). Se prestó importancia a lugares donde previamente se observaron huellas, rasguños o restos fecales de éstas y otras especies, o en lugares con una alta probabilidad de ocurrencia como fuentes de agua, en zonas abiertas dentro del bosque o donde existieron sendas de animales. Por limitaciones logísticas, las cámaras no fueron colocadas dentro de áreas inundables.

Se utilizaron cámaras-trampa LeafRiver modelo C1-BU Canon que funcionan con un sistema pasivo de sensores infrarrojo de temperatura y movimiento. Los sensores son gatillados por el calor corporal y el movimiento del animal al caminar dentro de una zona de detección. Las cámaras funcionaron con flash y utilizaron rollos fotográficos de 35mm con película a color ASA 400. Se realizaron revisiones periódicas (aproximadamente cada 10 días) para confirmar su buen funcionamiento y cambiar los rollos fotográficos y pilas cuando fuese necesario. Las cámaras funcionaron continuamente (24 horas al día) con un

intervalo mínimo de un minuto entre fotos consecutivas y registraron la fecha y hora de cada fotografía. Las películas fotográficas reveladas fueron digitalizadas a color en un escáner Nikon SUPER COOLSCAN 5000 ED, 35 mm/APS (IX240), para facilitar el análisis de las fotografías.

#### **4.3 PATRONES DE ACTIVIDAD**

Los datos registrados por las trampas cámara de fecha y hora de captura son usados para estimar otros parámetros. Ya que las trampas funcionan continuamente las 24 horas del día, se asume que el conjunto de registros de una especie refleja sus patrones de actividad diarios reales (Maffei *et al.* 2005; Cuéllar *et al.* 2006).

Los patrones de actividad diaria se basaron en la sumatoria de las capturas fotográficas realizadas a diferentes horas del día (Maffei *et al.* 2005). La acumulación de los datos de la fecha y hora de cada fotografía y de los registros visuales directos realizados en los transectos en las dos localidades fueron ordenados en intervalos de dos horas para confeccionar curvas de los patrones de actividad diaria para las cinco especies (Tobler *et al.* 2009). Además, se evaluó si existen diferencias de los patrones de actividad en las dos localidades, en este caso la prueba de rangos de Wilcoxon sirve para contrastar dos muestras relacionadas como las frecuencias de registros de la actividad de cada especie. La prueba de Wilcoxon considera la magnitud de las diferencias entre los pares de datos de las muestras (Sánchez 2007). Esta prueba transforma los datos crudos en rangos permitiendo evitar sesgos por tener diferente número de muestra. Los análisis fueron realizados en el paquete informático estadístico SPSS versión 18.

## 5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### 5.1 OBSERVACIONES DIRECTAS Y DENSIDAD POBLACIONAL

De los transectos lineales, se totalizaron 18 avistamientos directos para todas las especies de ungulados en Vía Maxus y 45 en Lorocachi. El venado colorado fue observado un total de cinco veces en la primera localidad y 15 en el segundo. El venado marrón no se observó en la primera localidad pero se observó en tres ocasiones en la segunda. El pecarí de collar fue avistado diez veces en Vía Maxus y once en Lorocachi. El pecarí de labio blanco dos veces en Vía Maxus y once en Lorocachi. Finalmente, el tapir amazónico una y cinco veces en Vía Maxus y en Lorocachi, respectivamente (Tabla 2).

Los estimados de densidad poblacional (Tabla 2) fueron expresados como individuos o grupos por kilómetro cuadrado en las dos localidades de estudio. El venado colorado se encontró con una densidad de 0,2 en Vía Maxus y 0,7 en Lorocachi. El venado marrón no fue registrado en Vía Maxus resultando una densidad de cero, pero se estimó una densidad de 0,8 en Lorocachi. Los grupos del pecarí de collar se encontraron en una densidad de 1,3 en Vía Maxus y de 2,9 en Lorocachi. Los grupos del pecarí de labio blanco 0,8 en Vía Maxus y 0,6 en Lorocachi. El tapir amazónico 0 y 0,5, respectivamente.

El total de observaciones directas y los estimados de densidad poblacional para las cinco especies fue mayor en Lorocachi, la localidad denominada control. En este estudio, en la localidad tratamiento de Vía Maxus hubo pocas observaciones directas, resultando en estimados bajos de la densidad del tapir amazónico y del venado marrón; sin embargo, las dos especies fueron frecuentemente detectadas por las cámaras trampa lo que sugiere que su densidad absoluta en esta localidad es mayor.

Los estimados de densidad poblacional de los tapires en Lorocachi se encontraron dentro de los reportados por Peres (2000) de  $0,5 \text{ ind/km}^2$  para bosques de tierras bajas en la cuenca Amazónica y hábitats similares; por el contrario, en Vía Maxus con una densidad estimada de  $0 \text{ ind/km}^2$ , se hallaron por debajo de estos valores.

El tapir es una especie nocturna con poca actividad durante el día, por lo que la metodología de transectos diurnos no es la más adecuada para detectarlo; en contraste, en las cámaras trampa fueron frecuentemente detectados ya que las cámaras están activas día y noche; esto prueba, como en otros estudios, la eficacia del trampeo fotográfico para estudiar tapires (Noss *et al.* 2003, Tobler *et al.* 2009). Aunque, al igual que la densidad, la tasa de captura fotográfica fue menor en Vía Maxus, lo que sugiere una tendencia a la baja en la abundancia de esta especie en esa localidad.

Por otro lado, el venado marrón se considera poco común en los bosques amazónicos y algunos estudios lo reportan como menos abundante que el venado colorado (Hurtado-Gonzales y Bodmer 2004, Gómez *et al.* 2005). En Lorocachi, la densidad estimada resultó ser ligeramente mayor para el venado marrón (0,8) que para el venado colorado (0,7), inclusive teniendo más observaciones este último. Esta diferencia se debe al peso de las distancias perpendiculares de las observaciones sobre los análisis estimativos de la densidad, ya que menores distancias de observación sobrestiman la densidad del venado marrón.

Los estimados de la densidad poblacional del venado marrón en Lorocachi se encuentran dentro de los esperados de  $0,5 \text{ ind/km}^2$ , según otros estudios en bosques similares (Salovaara *et al.* 2003). El venado colorado al parecer presenta una densidad menor, de 0,2 y 0,7, por debajo de los rangos reportados de  $1 - 2 \text{ ind/km}^2$  (Rivero 1997, Maffei y Taber 2003, Salovaara *et al.* 2003).

En el caso de las especies gregarias, el tamaño promedio de grupo de los pecaríes difiere entre las localidades. Para el pecarí de collar se observaron 1,7 animales por grupo en Vía Maxus y 2,9 en Lorocachi; para el pecarí de labio blanco, 1,5 animales en Vía Maxus y 55,9 en Lorocachi. Los datos del tamaño de las piaras de pecaríes multiplicados por la densidad estimada de grupos/km<sup>2</sup> expresan la densidad como la cantidad de individuos por kilómetro cuadrado. La densidad aumenta con el tamaño promedio de los grupos y en este estudio se reporta para el pecarí de collar 2,2 ind/km<sup>2</sup> en Vía Maxus y 5,1 en Lorocachi, y para el pecarí de labio blanco 1,2 y 33,6 ind/km<sup>2</sup>, respectivamente (Tabla 2).

Los estimados de la densidad poblacional del pecarí de collar en la localidad control concuerdan con otros estudios realizados en bosques tropicales en Perú con densidades reportadas de 5 ind/km<sup>2</sup> (Terborgh *et al.* 1986); en la localidad tratamiento se encontraron en densidades menores.

Con respecto a la densidad del pecarí de labio blanco algunos estudios reportan gran variación; desde unos pocos hasta más de diez individuos por kilómetro cuadrado (Carrillo *et al.* 2002, Keuroghlian *et al.* 2004) y registros históricos de cientos de individuos por kilómetro cuadrado (Fragoso 2004). Estos datos sugieren que es posible encontrar una densidad poblacional elevada del pecarí de labio blanco, particularmente en áreas donde la influencia de la afectación antropogénica es menos pronunciada o incluso inexistente.

Por otro lado, según algunos autores como Peres (1996) y Reyna-Hurtado y Tanner (2007), la reducción del tamaño de los grupos de pecaríes de labio blanco es lo primero que se puede evidenciar en zonas donde la destrucción ambiental antrópica aumenta como

es el caso de la localidad Vía Maxus donde varios factores como la cacería, la carretera y la fragmentación del bosque estarían afectando su abundancia (Suárez *et al.* 2009).

Sin embargo, los grupos de pecaríes de labio blanco pueden realizar movimientos migratorios siguiendo los recursos que estén disponibles temporalmente (Carrillo *et al.* 2002, Beck 2006), sugiriendo que la menor densidad de población se puede explicar por el uso simultáneo de diferentes hábitats.

El pecarí de collar podría verse afectado en menor proporción por la presencia e influencia humana. Aunque es una especie muy apetecida por los cazadores, es reportada como una especie que resiste muy bien la presión de cacería y sus poblaciones se mantienen reproductivas aún en situaciones de estrés (Peres 1996, Reyna-Hurtado y Tanner 2007).

La estimación de la densidad poblacional de mamíferos tropicales usando transectos lineales puede resultar problemática por la baja detectabilidad, que es crítica en los suelos de bosques densamente cubiertos. Es difícil evaluar si la timidez de los animales afecta esta detectabilidad dentro de los transectos lineales, pero es una suposición muy probable. En el caso de especies que sean frecuentemente detectadas en las cámaras trampa pero pobremente observadas de forma directa, se puede deducir que no son un grupo de estudio apropiado para este tipo de metodología por lo que posiblemente resultarán en una subestimación de la densidad (Rovero y Marshall 2009), este es un posible caso para el tapir y los venados.

Los datos de este estudio demuestran la limitación del análisis de distancias perpendiculares. Es el caso de la densidad estimada para el venado colorado y el venado marrón en la localidad de Lorocachi, donde el venado colorado tiene más avistamientos y menor densidad que el venado marrón. También, fueron observados más grupos de muchos

individuos de pecaríes de labio blanco en Lorocachi; sin embargo, se estima mayor densidad de grupos en Vía Maxus (0,6 contra 0,8 grupos/km<sup>2</sup>). Al disponer de pocas observaciones los estimados de densidad poblacional reflejan un patrón discordante debido a la fluctuación de los datos en el análisis por la distancia perpendicular de avistamiento. Las pocas observaciones, en particular en Vía Maxus, podrían estar relacionadas además de poca abundancia a comportamientos elusivos hacia los humanos como consecuencia a la presión de cacería sobre estas especies.

## **5.2 TASA DE CAPTURA FOTOGRAFICA Y ABUNDANCIA RELATIVA**

El esfuerzo del trapeo fotográfico resultó ser representativo al comparar los días/trampa de estudios similares. Al utilizar 52 cámaras trampa en 26 estaciones en cada localidad de muestreo, se censaron en Vía Maxus 96,1 días promedio por estación, acumulando un esfuerzo de 2 499 días/trampa y en Lorocachi, 94,5 días promedio y 2 458 días/trampa de esfuerzo.

A partir del trapeo fotográfico, se obtuvieron 475 fotografías independientes de ungulados amazónicos (Tabla 3). Tomando en cuenta ambas localidades, la especie más fotografiada fue el pecarí de collar (197 fotografías), seguido por el venado colorado (128), el tapir amazónico (86), el venado marrón (34) y el pecarí de labio blanco (30).

La tasa de captura fotográfica, expresada por el número de fotografías independientes por cada 100 días/trampa de muestreo, dio los siguientes resultados para las cinco especies: en Vía Maxus: 1,1 para el venado colorado, 0,6 para el venado marrón, 3,04 para el pecarí de collar, 1,3 para el tapir amazónico y 0,3 para el pecarí de labio blanco. En Lorocachi la tasa obtenida fue: 4,1 para el venado colorado, 0,8 para el venado marrón, 4,9 para el pecarí de collar, 2,2 para el tapir amazónico y 0,9 para el pecarí de labio blanco (Tabla 3).

La tasa de captura fotográfica sugiere una tendencia de mayor abundancia relativa para todas las especies en la localidad control. En este caso, el venado colorado fue evidentemente más abundante (4,1) comparándolo con el venado marrón (0,8) y ambas especies resultaron más abundantes en Lorocachi, la localidad con menor presión de cacería. Estos datos de abundancia relativa presentan concordancia con los estimados de la densidad poblacional de los avistamientos directos, sugiriendo que las dos localidades se encuentran sometidas a diferentes factores que estarían afectando a la abundancia de estas especies.

Las observaciones directas en transectos y capturas fotográficas pueden diferir por condiciones ecológicas y etológicas de las especies. Las diferencias en la abundancia muestreada pueden deberse a la distribución de las especies en las áreas de estudio por preferencias de hábitat, o por detectabilidad imperfecta, con comportamientos elusivos hacia los observadores, los transectos frecuentados por humanos y las cámaras trampa.

Cuatro de las especies de ungulados estudiados poseen áreas de vida pequeñas y pueden ser detectadas con relativa facilidad por las cámaras y en los conteos directos. La situación es diferente para el pecarí de labio blanco, que tiene grandes áreas de vida y puede fácilmente moverse entre diferentes tipos de bosque y su abundancia puede variar durante el año (Fragoso 1998, Tobler *et al.* 2009). Sin embargo, al desplazarse en grandes grupos pueden ser mejor detectados por las cámaras trampa, registros visuales, auditivos y de huellas, siempre que se encuentren en la localidad donde se realice el censo.

Las cinco especies de ungulados ocurren en simpatria en todo el paisaje y según Tobler *et al.* (2009), salvo el venado marrón, no muestran diferencias marcadas en preferencias de hábitat ni segregación espacial entre ellas. Consecuentemente, los datos de las trampas cámara no se verían sesgados con respecto de su emplazamiento ya que la

distribución de la abundancia de las especies es uniforme a través de los diferentes tipos de hábitat amazónicos estudiados en esta disertación.

Por otro lado, la distribución de la abundancia del venado marrón podría diferir del resto de especies. Se ha reportado la preferencia por los bosques de tierra firme para el venado marrón (Bodmer 1990) y por hábitats menos húmedos (Bodmer 1991, Tobler *et al.* 2009) explicando así su reducida densidad poblacional en bosques amazónicos (Hurtado-Gonzales y Bodmer 2004; Gómez *et al.* 2005); pero Rivero *et al.* (2004) y Tobler *et al.* (2009) sugieren que la distribución de la densidad es constante en los bosques de tierra firme; por lo que, en este estudio no existirían sesgos detectables dentro de los datos de las trampas cámara ya que fueron emplazadas en bosques de tierra firme.

Los pecaríes no han mostrado preferencias por algún tipo de hábitat (Tobler *et al.* 2009), aunque algunos estudios habían reportado preferencia por bosques de tierra firme (Bodmer 1990, Peres 1996, Fragoso 1998). Los pecaríes de labio blanco usan su hábitat moviéndose a lo largo de grandes distancias y en grupos numerosos (Beck 2006), siendo fácil detectarlos por las cámaras a través del paisaje.

Los tapires no presentan preferencias de hábitat claras. Frecuentemente, se los ha asociado a cuerpos de agua y a la vegetación de zonas húmedas (Emmons y Feer 1997); pero datos de telemetría demostraron que algunos individuos pueden tener su área de vida exclusivamente en bosques de tierra firme (Tobler 2008) y al parecer son igualmente abundantes entre los diferentes tipos de suelo y bosques amazónicos.

Sí la preferencia de hábitat no es determinante para la abundancia de las especies, por los datos del presente trabajo y las observaciones de campo realizadas, se cree que los factores que influirían directamente sobre los patrones demográficos, como densidades y

tasas de captura fotográfica reducidas de las especies de ungulados estudiadas, se relacionan a las zonas de mayor intervención humana y alta presión de cacería.

La validez y precisión de los datos obtenidos por censos de la vida silvestre basados en índices, y particularmente, el uso de las tasas de captura fotográfica como un indicador de la abundancia relativa, se encuentran en un amplio debate (Carbone *et al.* 2002; Jennelle *et al.* 2002; Williams *et al.* 2002; Karanth *et al.* 2003; O'Brien *et al.* 2003; Rovero y Marshall 2009) que se refiere principalmente a la necesidad de calibrar este índice con estimadores independientes de la densidad.

Es lógico deducir que la tasa de captura fotográfica está relacionada a la abundancia en relación a la superficie. Mientras la densidad aumenta, la oportunidad de encuentros entre individuos y cámaras también lo hace. Esta correlación entre la tasa de captura y la densidad poblacional presenta una aplicabilidad general para ungulados de los bosques que ha sido reafirmada por varios estudios similares al presente (O'Brien *et al.* 2003; Rowcliffe *et al.* 2008; Rovero y Marshall 2009).

Las ventajas del trampeo fotográfico sobre las estimaciones de la densidad a partir de conteos en transectos lineales se pueden referir a la estandarización de los procedimientos de muestreo y a la relación del costo-rendimiento (Rovero y Marshall 2009). El trampeo fotográfico simplifica la recolección de datos, ya que el error humano se reduce al emplazamiento y mantenimiento de las trampas, actividades que pueden ser fácilmente aprendidas y llevadas a cabo; en comparación con la experticia individual requerida al detectar e identificar las especies y estimar la distancia de avistamiento, misma que puede ser fuente de error y variación mayor en los datos (O'Brien *et al.* 2003, Karanth y Nichols 2002). La diferente confiabilidad entre observadores ha sido identificada como limitante en programas de monitoreo basados en conteos directos (Silveira *et al.* 2003).

En términos de costo, existen diferencias evidentes entre los dos métodos. Establecer los transectos necesarios y conducir los censos entre algunos observadores en áreas remotas durante cerca de un año suman altos recursos humanos y económicos (Lyra-Jorge *et al.* 2008) en contraste con el empleo de las trampas cámara que se las instala y se debe revisar periódicamente para hacer mantenimiento de película y pilas (cada diez días en este estudio). Los costos iniciales de las cámaras trampa, inclusive si son de tecnologías más costosas, se minimizan, ya que las mismas pueden usarse en repetidos censos (Lyra-Jorge *et al.* 2008). En algunos estudios, el trampeo fotográfico ha resultado con mayores beneficios por costo que los censos de conteo directo (Silveira *et al.* 2003, Rovero y Marshall 2009).

### **5.3 ANÁLISIS COMPARATIVO ENTRE LAS DOS LOCALIDADES**

Las dos localidades se encuentran dentro de la Reserva de la Biosfera Yasuní compartiendo características geográficas y biológicas similares. A pesar del esfuerzo de muestreo de este estudio, la naturaleza de los datos demográficos no ha permitido aplicar pruebas estadísticas para evaluar si existen diferencias estadísticamente válidas entre las localidades. Esto se debe a que solamente se cuenta con dos localidades donde las especies fueron censadas, y se requiere de más repeticiones para evaluar variancia estadística de cada especie. Sin embargo, la evidencia observable sugiere que las localidades difieren con respecto al manejo y a la degradación ambiental que existe.

La porción noroeste de la Reserva presenta las mayores amenazas originadas por la actividad humana (Zapata-Ríos *et al.* 2006; Suárez *et al.* 2009). La construcción de la carretera e infraestructura petrolera, el tráfico de carga pesada, los crecientes asentamientos humanos y la cacería para abastecer mercados cercanos incrementan la presión sobre las poblaciones silvestres y en especial de los ungulados, especies apetecidas por los

cazadores. Todas estas características influyen sobre la abundancia y densidad de las especies estudiadas en la localidad de Vía Maxus.

Sin embargo, en la disertación realizada por Julia Salvador (2010), sobre la demografía del ocelote (*Leopardus pardalis*) en las mismas localidades aquí estudiadas, no se encontraron diferencias estadísticamente válidas entre localidades como para determinar que el manejo de estas áreas afecta a esta especie en particular.

Por otro lado, Santiago Espinosa (datos no publicados) en las mismas localidades registró una amplia diferencia en la densidad poblacional del jaguar (*Panthera onca*) siendo la localidad Vía Maxus la más reducida, en comparación con Lorocachi. Estos datos pueden sugerir que las poblaciones de ungulados también responden al mismo patrón observado para el jaguar, ya que las poblaciones de este depredador dependen de las poblaciones de sus presas de ungulados.

En la localidad de Lorocachi, la influencia de la afectación ambiental no resultó ser evidente. La dificultad de acceso en la zona ha evitado el tránsito de personas y de mercadería, los tamaños de las comunidades se mantienen estables y se han restringido a las orillas de los ríos y algunas comunidades organizadas han limitado la cacería en el número de presas y restringido ciertas especies como el tapir. En esta localidad, de acuerdo al manejo, se puede considerar que existe una cacería de subsistencia.

Estas dos localidades se podrían considerar como ejemplos de manejo diferente dentro de áreas protegidas. Las características del paisaje en ambas localidades se mantienen afines, y ya que la destrucción del hábitat no es un factor que sugiere variabilidad entre localidades, las diferencias pueden ser explicadas por las políticas de manejo de la cacería.

## 5.4 ASPECTOS DEMOGRÁFICOS

En este estudio se reportan densidades poblacionales reducidas para los pecaríes de labio blanco y el tapir. El análisis de la abundancia relativa y de observaciones directas de los tamaños de grupos confirman que los pecaríes de labio blanco prosperan en zonas sin cazadores o sin ningún tipo de disturbio antropogénico (Reyna-Hurtado 2002); la fragmentación de los bosques reduce las áreas de forrajeo y dificulta la movilidad de la especie y su permanencia en paisaje (Peres 1996).

El tapir también es considerado como una especie altamente susceptible al efecto de la cacería debido a su baja tasa de crecimiento poblacional, pues las hembras paren una sola cría cada dos años después de un promedio de catorce meses de gestación. (Emmons y Feer 1997; Tirira 2007).

Estas especies sensibles a la presión de la caza por sus características ecológicas, deben ser tomadas en cuenta en los planes de manejo de las áreas protegidas de manera coherente con los resultados de este estudio y otros similares.

Una de las preguntas más importantes y difíciles de responder dentro de la ecología es saber por cuántos individuos están formadas sus poblaciones. Los datos de abundancia y densidad poblacional son de capital importancia para su conservación. Existen técnicas desarrolladas a partir del método científico para estimar confiablemente poblaciones naturales (Yoccoz *et al.* 2001). Sí los datos obtenidos son veraces, ayudarán a los gestores de la vida silvestre a mantener seguimiento a las poblaciones y serán útiles al momento de tomar decisiones.

La estimación de la abundancia para poblaciones animales envuelve dos problemas básicos (Yoccoz *et al.* 2001). Primero, los investigadores se interesan en áreas demasiado

grandes como para realizar censos de campo. En estas situaciones, se recurre al método de muestreo mediante el cual se puede inferir los datos estimados para el área entera. El segundo problema, la detectabilidad dentro de estas muestras, es imperfecta.

Los muestreos presentan limitaciones; dentro de una parcela de bosque es imposible lograr contar a todos los animales presentes. Las observaciones varían de acuerdo a la detectabilidad de las especies, pudiendo provocar sesgos por la organización social o el tamaño corporal de los animales (Karanth y Nichols 2002). Además, sólo una cierta proporción de animales será detectada; este es un problema con el cual el investigador debe lidiar para estimar la abundancia real (Royle y Nichols 2003).

Para aumentar las probabilidades de detección se usan varias técnicas de muestreo. En este estudio se aplicaron dos metodologías simultáneamente: la estimación de la densidad poblacional a partir del muestreo de las distancias perpendiculares de avistamientos en transectos lineales y la determinación de la tasa de captura fotográfica como un índice válido de la abundancia relativa (O'Brien 2011).

## **5.5 PATRONES DE ACTIVIDAD**

Los datos de los patrones de actividad obtenidos de las frecuencias de captura en cámaras trampa muestran que el venado colorado es activo día y noche (Figura 8), el venado marrón (Figura 9), el pecarí de collar (Figura 10) y el pecarí de labio blanco (Figura 11) son principalmente diurnos, y el tapir es principalmente nocturno con actividad ocasional durante el día (Figura 12).

Los gráficos de actividad muestran a las especies diurnas activas desde las 6:00 hasta las 18:00 h. El venado marrón presenta un pico de actividad entre las 14:00 y 17:00 h, las dos especies de pecaríes presentan mayor actividad temprano en la mañana y decrece

por la tarde. El venado colorado presenta mayor actividad a partir de las 0:00 h llegando a un pico mayor al amanecer (6:00 h) y el resto del día su actividad decrece. El tapir amazónico presenta dos picos de mayor actividad nocturna a las 4:00 y a las 20:00 h.

Las horas de actividad de las dos especies de pecaríes muestran un amplio solapamiento. En contraste, la actividad de las dos especies de venados es divergente; siendo el venado colorado nocturno y con picos de actividad crepuscular y el venado marrón ampliamente diurno. De esta forma las dos especies podrían diferenciar su nicho ecológico (Rivero *et al.* 2005).

Los datos de actividad del tapir se encuentran en concordancia con los datos obtenidos por otros estudios de varios individuos con radio telemetría (Noss *et al.* 2003) y collares GPS (Tobler 2008), indicando que las cámaras trampa pueden recolectar datos de patrones de actividad confiables y sin sesgos (Tobler *et al.* 2009).

Según los patrones diarios de actividad de las cinco especies de ungulados estudiadas, tres son diurnas, una es activa durante el día y la noche con mayor actividad crepuscular y otra mayormente nocturna. Estos datos concuerdan con varios estudios con trampas cámara realizados en bosques tropicales similares en Bolivia (Maffei *et al.* 2002; Noss *et al.* 2003; Gómez *et al.* 2005; Rivero *et al.* 2005) y Perú (Tobler *et al.* 2009).

Evaluando, mediante la prueba de Wilcoxon, los patrones de actividad de las cinco especies entre las dos localidades se encontraron diferencias para el venado colorado ( $Z = -2,943$ ;  $p = 0,003$ ), el pecarí de labio blanco ( $Z = -2,217$ ;  $p = 0,027$ ) y el tapir ( $Z = -2,025$ ;  $p = 0,043$ ). No se encontraron diferencias entre localidades para el venado marrón ( $Z = -0,527$ ;  $p = 0,598$ ; Figura 9b) y el pecarí de collar ( $Z = -1,122$ ;  $p = 0,262$ ).

Al contrastar las frecuencias de la actividad de las especies entre las dos localidades se encontraron algunas diferencias. El venado colorado parece presentar menor actividad en horas del día en Vía Maxus (Figura 8b). Las dos especies de pecaríes de hábitos diurnos muestran capturas aisladas durante las noches en Vía Maxus (Figura 10b y 11b) sugiriendo cierta actividad nocturna; mientras que en Lorocachi, con mayor número de capturas fotográficas no existen registros nocturnos. El tapir muestra diferencia en las horas pico de su actividad y mayor actividad diurna en Lorocachi (Figura 12b). Estas diferencias sugieren un posible cambio en el comportamiento de los animales; pero no son datos concluyentes por la poca robustez de los análisis.

## 6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La meta de este estudio fue evaluar la comunidad de ungulados mediante dos metodologías. La primera, el muestreo de las distancias perpendiculares de observaciones directas para estimar la densidad poblacional que es una metodología ampliamente utilizada en los censos de la vida silvestre. La segunda, partiendo de la innovación tecnológica del trampeo fotográfico se determinaron las tasas de captura como un índice de la abundancia relativa.

El método de transectos lineales presenta limitaciones en la detectabilidad de las especies particularmente en bosques tropicales con suelos densamente vegetados. Con este método es posible pasar por alto muchas especies crípticas, elusivas o que sus patrones de actividad presentan una dificultad logística en la realización de los censos. Sin embargo, este método sí resulta válido para especies comunes y de fácil detección como el pecarí de collar, el venado colorado y el pecarí de labio blanco, dependiendo del tamaño poblacional de éste último. Esta metodología puede ser implementada en áreas donde los recursos son limitados, y los resultados pueden ser expresados en números de densidad, datos valiosos para el manejo y conservación de las especies.

Las trampas cámara revelaron la presencia de algunos mamíferos crípticos y elusivos de los bosques tropicales amazónicos, como el venado marrón amazónico que no pudo ser detectado en observaciones directas en la localidad tratamiento.

Los resultados confirman el valioso aporte de las cámaras trampa en el estudio de mamíferos medianos en zonas densamente forestadas y en la obtención de información útil sobre la abundancia, los patrones diarios de actividad y el estado de conservación de las especies, algunas consideradas en peligro.

El uso de la tasa de captura fotográfica como un índice de la abundancia es prometedor y efectivo por el costo para evaluaciones rápidas de la abundancia animal en áreas remotas o donde los métodos alternativos son inviables.

El método también se presenta como una potencial herramienta para comparar a las poblaciones en el tiempo y puede facilitar la estandarización y reducir los costos de los programas de monitoreo. Independientemente de la falta de calibraciones periódicas con estimados de la densidad poblacional, la precisión del muestreo demuestra ser adecuada para evidenciar las tendencias poblacionales, aunque los valores demográficos no sean exactos. La robustez del método permite hacer comparaciones con datos de diferentes zonas y datos que se puedan tomar en el futuro.

Los datos encontrados en este estudio no permiten establecer diferencias estadísticas significativas entre localidades. Sin embargo, sugieren una tendencia negativa en las poblaciones de los ungulados en zonas de destrucción ambiental antrópica en especial en zonas donde las comunidades han aumentado la presión de su cacería y establecido mercados de carne de monte.

Los estimados de la densidad poblacional derivados de avistamientos de grupos de las dos especies de pecaríes son mayores en Lorocachi que en Vía Maxus. Las dos especies de pecaríes se ven afectadas diferentemente por la cacería, siendo el pecarí de collar la especie más resistente a las alteraciones. En el caso del pecarí de labio blanco la diferencia entre localidades del tamaño de los grupos observados y la densidad poblacional fue la más pronunciada entre las especies estudiadas. Para evitar posibles sesgos en los muestreos por la distribución de la abundancia del pecarí de labio blanco se deberían mantener censos durante todo el año para así incluir posibles movimientos migratorios de la especie.

Es importante continuar con estudios demográficos para conocer qué está pasando con las poblaciones animales y las presiones a las que se encuentran sometidas. Estos factores que posiblemente influyen en el cambio del comportamiento de las especies se presentan como amenazas sobre la continuidad de las poblaciones silvestres y la información científica debería dirigirse a proponer alternativas para la conservación de las comunidades silvestres y las comunidades humanas que de ellas dependen.

## 7. LITERATURA CITADA

- Ayres, M., Ayres, M. J., Ayres, D. L. y Santos, A. 2007. BioEstat 5.0, Aplicaciones Estadísticas en las áreas de las ciencias Bio-Médicas. Pará.
- Barrera, A. y J. Jorgenson, 2003. Conservación de la biodiversidad a escala de paisaje: el Bosque Húmedo Gran Yasuní Napo en Ecuador. En: Manejo de fauna silvestre en la Amazonía y Latinoamérica. (Polanco-Ochoa, R., ed.) Selección de trabajos V Congreso Internacional. CITES, Fundación Natura. Bogotá.
- Bass, M. S., Finer, M., Jenkins, C., Kreft, H., Cisneros-Heredia, D. F., McCracken, S., Pitman, N., English, P., Swing, K., Villa, G., DiFiore, A., Voigt, C., Kunz, T. 2010. Global Conservation Significance of Ecuador's Yasuní National Park. PLoS ONE 5(1):8767.
- Beck, H. 2006. A review of peccary–palm interactions and their ecological ramifications across the Neotropics. *Journal of Mammology* 87(1):519-530.
- Beck, H., Taber, A., Altrichter, M., Keuroghlian, A. & Reyna, R. 2008. *Pecari tajacu*. En: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.3. Disponible en: <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Consultado: 25 de septiembre del 2010.
- Bodmer, R. E. 1990. Responses of ungulates to seasonal inundations in the Amazon floodplain. *Journal of Tropical Ecology* 6(1):191-201.
- Bodmer, R. E. 1991. Influence of digestive morphology on resource partitioning in Amazonian ungulates. *Oecologia* 85(3):361-365.
- Bowkett, A. E., Rovero, F. y Marshall, A. R. 2007. The use of camera trap data to model habitat use by antelope species in the Udzungwa Mountain forests, Tanzania. *African Journal of Ecology* 46(1):479-487.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. y Thomas, L. 2001. *Introduction to Distance Sampling*. Oxford University Press, Oxford.

- Burneo S. F., Tirira, D. G. y Zapata-Ríos, G. 2011. Venado marrón amazónico (*Mazama nemorivaga*). En: Libro Rojo de los mamíferos del Ecuador. 2da. edición. Fundación Mamíferos y Conservación, Pontificia Universidad Católica del Ecuador y Ministerio del Ambiente del Ecuador, Quito.
- Cañadas-Cruz, L. 1983. El Mapa bioclimático y ecológico del Ecuador. MAG-PRONAREG y Banco Central del Ecuador. Quito.
- Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J. R., Griffiths, M., Holden, J., Kawanishi, K., Kinnaird, M., Laidlaw, R., Lynam, A., Macdonald, D. W., Martyr, D., McDougal, C., Nath, L., O'Brien, T., Seidensticker, J., Smith, D. J. L., Sunquist, M., Tilson R., Wan Shahrudin W. N. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation* 4(1):75-79.
- Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J. R., Griths, M., Holden, J., Kinnaird, M., Laidlaw, R., Lynam, A., MacDonald, D. W., Martyr, D., McDougal, C., Nath, L., O'Brien, T., Seidensticker, J., Smith, J. L. D., Tilson, R. y Wan Shahrudin, W. N. 2002. The use of photographic rates to estimate densities of cryptic mammals: response to Jennelle *et al.* *Animal Conservation* 5(1):121-123.
- Carrillo, E., Saenz, J. C. y Fuller, T. K. 2002. Movements and Activities of white-lipped peccaries in Corcovado National Park, Costa Rica. *Biological Conservation* 108(1):317-324.
- Cuellar, E., Maffei, L., Arispe, R. y Noss, A. 2006. Geoffroy's cats at the northern limit of their range: activity patterns and density estimates from camera trapping in Bolivian dry forests'. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 41(3):169-177.

- Duarte, J. M. B., González, S., Maldonado, J. E. 2008. The surprising evolutionary history of South American deer. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 49(1):17-22.
- Eisenberg, J. F. 1989. *Mammals of the Neotropics. Vol. 1, The northern Neotropics.* pp. 449. The University of Chicago Press, Chicago.
- Emmons, L. y Feer, F. 1997. *Neotropical rainforest mammals: a field guide.* (Segunda edición) pp. 396. The University of Chicago Press, Chicago.
- Feldhamer, G. A., Drickamer, L. C., Vessey, S. H., Merrit, J. F. y Krajewski, C. 2007. *Mammalogy: adaptation, diversity, and ecology.* 3ra ed. Pp. 384 – 404. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Fragoso, J. M. 1998. Home range and movement patterns of White-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the northern Brazilian Amazon. *Biotropica* 30(1):458-469.
- Fragoso, J. M. 2004. A long-term study of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) population fluctuation in Northern Amazonia. En: *People in Nature, Wildlife Conservation in South and Central America* (K. Silvius, R. E. Bodmer y J. M. V. Fragoso, eds.) pp. 286-296. Columbia University Press, New York.
- Fragoso, J. M. y Huffman, J. M. 2000. Seed-dispersal and seedling recruitment patterns by the last Neotropical megafaunal element in Amazonia, the tapir. *Journal of Tropical Ecology* 16(1):369-385.
- Franzen, M. 2006. *Evaluating the sustainability of hunting: a comparison of harvest profiles across three Huaorani communities.* Environmental Conservation, Cambridge University Press 33(1):36-45.
- Gayot, M., Henry, O., Dubost, G. y Sabatier, D. 2004. Comparative diet of the two forest cervids of the genus *Mazama* in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 20(1): 31-43.

- Gómez, H., Wallace, R. B., Ayala, G. y Tejada, R. 2005. Dry season activity periods of some Amazonian mammals. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40(1):91-95.
- Grubb, P. 2005. Order Perissodactyla, Order Artiodactyla. En: *Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference* (3ra ed.; Wilson, D. E., and D. M. Reeder, eds.) pp. 629 – 719. Johns Hopkins University Press, Baltimore, USA.
- Hardin, G. 1960. The competitive exclusion principle. *Science* 131(1):1292-1297.
- Huffman, B. En línea. Discover the Ungulates of the World - Order Cetartiodactyla. Última modificación: Febrero 27, 2010. Disponible en: <[www.ultimateungulate.com](http://www.ultimateungulate.com)>. Consultado: 18 de diciembre del 2008.
- Hurtado-Gonzales, J. P. y Bodmer, R. E. 2004. Assessing the sustainability of brocket deer hunting in the Tamshiyaku-Tahuayo Communal Reserve, northeastern Peru. *Biological Conservation* 116(1):1-7.
- Jennelle, C. S., Runge, M. C. y Mackenzie, D. I. 2002. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals: a comment on misleading conclusions. *Animal Conservation* 5(1):119-120.
- Karanth, K., y Nichols, J. D. (eds.). 2002. *Monitoring tigers and their prey: A manual for researchers, managers and conservationists in tropical Asia*. Centre for Wildlife Studies, Bangalore.
- Karanth, K. U., Nichols, J. D., Seidensticker, J., Dinerstein, E., David Smith, J. L., McDougal, C., Johnsingh, A. J. T., Chundawat, R. S. y Thapar, V. 2003. Science deficiency in conservation practice: the monitoring of tiger population in India. *Animal Conservation* 6(1):141-146.

- Karanth, K. U., Nichols, J. D., Kumar, N. S., Link, W. A. y Hines, J. E. 2004. Tigers and their prey: Predicting carnivore densities from prey abundance. *PNAS* 101(14):4854-4858.
- Keuroghlian, A., Eaton, D. P. y Longland, W. S. 2004. Area use by white-lipped and collared peccaries (*Tayassu pecari* and *Tayassu tajacu*) in a tropical forest fragment. *Biological Conservation* 120(1):411-425.
- Klingel, H. y Thenius, E. 1990. Odd-toed Ungulates. En: Grzimek's Encyclopedia of Mammals. Vol. 4. (S. P. Parker, ed.) pp. 547-556. McGraw-Hill, New York.
- Lyra-Jorge, M., Ciocheti, C., Pivello, V., Meirelles, S. 2008. Comparing methods for sampling large- and medium-sized mammals: camera traps and track plots. *European Journal of Wildlife Research* 54(1):739-744.
- MAE (Ministerio del Ambiente del Ecuador). 2002. Plan Operativo Gerencial 2003-2004. Parque Nacional Yasuní. Ministerio del Ambiente de la República de Ecuador. Quito.
- Maffei, L. y Taber, A. 2003. Área de acción de *Mazama americana* (Cervidae) en un bosque seco de Bolivia. *Ecología en Bolivia* 38(1):179-180.
- Maffei, L., Cuéllar, E. y Noss, A. 2002. Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación* 11(1):55-56.
- Maffei, L., Noss, A., Cuéllar, E., Rumiz, D. 2005. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behavior in the dry forests of eastern Bolivia: data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology* 21(1):349-353.
- Mittermeier, R. A., Myers, N., Thomsen, J. B., Da Fonseca, G. A. B. y Olivieri, S. 1998. Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation Biology* 12(1):516-520.

- Nogales, F., Tapia, A., Tapia, M., Tirira, D. G. y Zapata Ríos, G. 2011. Tapir amazónico (*Tapirus terrestris*). En: Libro Rojo de los mamíferos del Ecuador. 2da. edición. Fundación Mamíferos y Conservación, Pontificia Universidad Católica del Ecuador y Ministerio del Ambiente del Ecuador, Quito.
- Noss, A. J. y Cuéllar, R. L. 2008. La sostenibilidad de la cacería de *Tapirus terrestris* y de *Tayassu pecari* en la tierra comunitaria de origen Isoso: El modelo de cosecha unificado. *Mastozoología Neotropical* 15(2):241-252.
- Noss, A. J., Cuéllar, R. L., Barrientos, J., Maffei, L., Cuéllar, E., Arispe, R., Rúmiz, D. y Rivero, K. 2003. A Camera Trapping and Radio Telemetry Study of Lowland Tapir (*Tapirus terrestris*) in Bolivian Dry Forest. *Tapir Conservation* 12(1):24-31.
- O'Brien, T. G. 2011. Abundance, density and relative abundance: conceptual framework. *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses* (eds. Connell, A. F., Nichols, J. D. y Karanth, U. K.). Springer Tokyo Inc., Tokyo.
- O'Brien, T. G., Kinnaird, M. F. y Wibisono, H. T. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* 6(1):131-139.
- Olson, D. M., Dinerstein, E. 2002. The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 89(1):199-224.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Canevari, P., Davidson, I., Castro, G.V. 1998. Fresh water biodiversity of Latin America and the Caribbean: A conservation assessment. Biodiversity Support Program. 61pp. Washington, D.C.
- Paine, T. y Beck, H. 2007. Seed predation by Neotropical rainforest mammals increases diversity in seedling recruitment. *Ecology* 88(12):3076-3087.

- Peres, C. A. 1996. Population status of white-lipped (*Tayassu pecari*) and collared peccaries (*T. tajacu*) in hunted and unhunted Amazonian forest. *Biological Conservation* 77(1):115-123.
- Peres, C. A. 2000. Evaluating the impact and sustainability of subsistence hunting at multiple Amazonian forest sites. En: *Hunting for Sustainability in Tropical Forests* (J.G. Robinson y E.L. Bennett, eds.) pp. 31-56. Columbia University Press, New York.
- Rabinowitz, A. 2003. Manual de capacitación para la investigación de campo y conservación de la fauna silvestre. Editorial FAN, pp. 225-234. Santa Cruz.
- Reyna-Hurtado, R. 2002. Hunting effects on the ungulate species in Calakmul Forest, Mexico. Tesis de Maestría, University of Florida, Gainesville.
- Reyna-Hurtado, R. y Tanner, G. W. 2005. Habitat preferences of Ungulates in Hunted and Nonhunted Areas in the calakmul Forest, Campeche, Mexico. *Biotropica* 37(4):676-685.
- Reyna-Hurtado, R. y Tanner, G. W. 2007. Ungulate relative abundance in hunted and non-hunted sites in Calakmul Forest (Southern Mexico). *Biodiversity and Conservation* 16(3):743-756.
- Rivero, K. 1997. Densidad poblacional y uso de hábitat de *Mazama gouazoubira* y *Mazama americana* en la estancia San Miguelito, Provincia Ñuflo de Chávez, Santa Cruz, Bolivia. Pp. 59. Tesis de Licenciatura de Biología, Universidad Autónoma Gabriel René Moreno, Santa Cruz.
- Rivero, K., Rumiz, D. y Taber, A. 2004. Estimating brocket deer (*Mazama gouazoubira* and *M. americana*) abundance by dung pellet counts and other indices in seasonal Chiquitano forest habitats of Santa Cruz, Bolivia. *European Journal of Wildlife Research* 50(1):161-167.

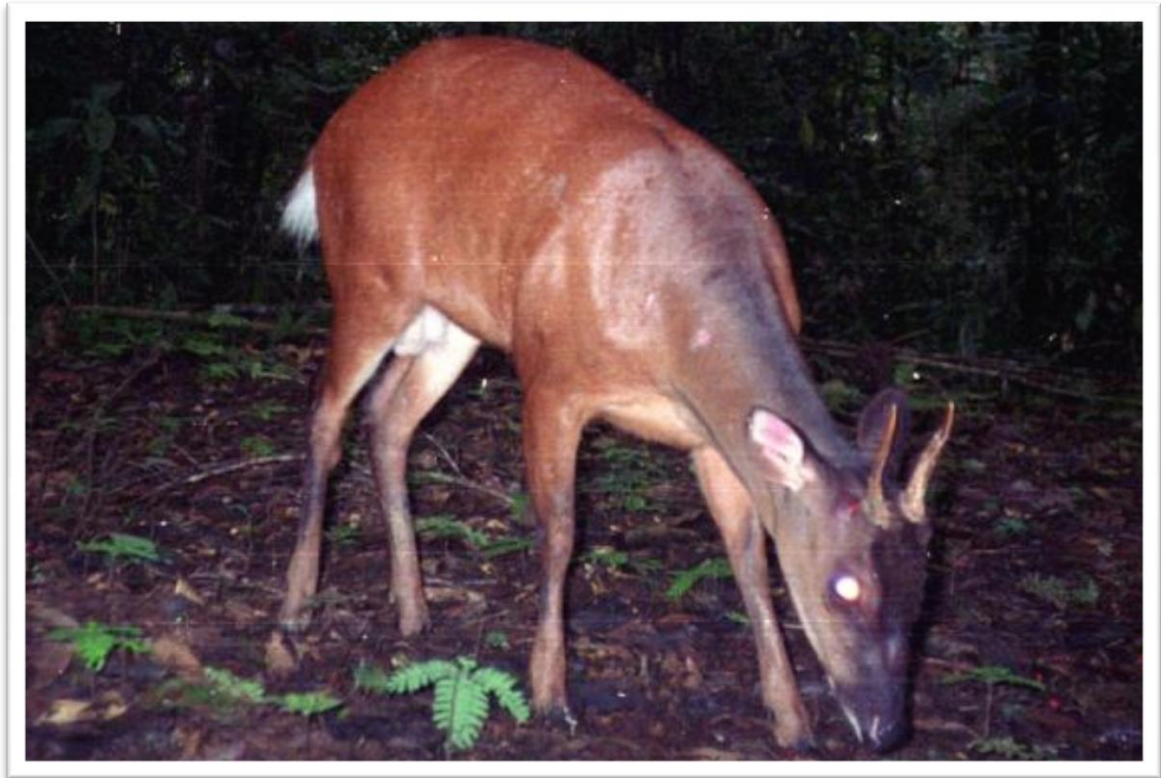
- Rivero, K., Rumiz, D. y Taber, A. 2005. Differential habitat use by two sympatric brocket deer species (*Mazama americana* and *M. gouazoubira*) in a seasonal Chiquitano forest of Bolivia. *Mammalia* 69(2):169-183.
- Rossi, R. V. 2000. Taxonomía de *Mazama* Rafinesque, 1817 do Brasil (Artiodactyla, Cervidae). Tesis de Maestría, Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Rovero, F. y Marshall, A. R. 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology* 46(1):1011-1017.
- Rowcliffe, J. M., Field, J., Turvey, S. T. y Carbone, C. 2008. Estimating animal density using cameratraps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* 45(1):1228-1236.
- Royle, J.A. y Nichols, J.D. 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology* 84(1):777-790.
- Salovaara, K., Bodmer, R., Recharte, M. y Reyes, C. 2003. Diversity and abundance of mammals. En: Peru, Yavarí. Rapid Biological Inventories Report 11 (Pitman, N., C. Vriesendorp, D. Moskovits, eds.) pp. 156-164. The Field Museum, Chicago.
- Salvador, J. 2010. Análisis de la abundancia, patrones de actividad y área de vida del ocelote (*Leopardus pardalis*) en el Parque Nacional Yasuní, Ecuador. Disertación de Licenciatura en Ciencias Biológicas. PUCE, Quito.
- Sánchez, J. 2007. Introducción a la estadística no paramétrica y al análisis multivariado. Quality Print. Quito.
- Schoener, T. W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science* 185(1):27-39.
- Sierra, R. 1999. Propuesta preliminar de un sistema de clasificación de vegetación para el Ecuador continental. INEFAN-EcoCiencia, Quito.

- Silveira, L., Jácomo, A. T.A., Diniz-Filho, J. A. F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114(1):351-355.
- Silver, S. 2004. Estimando la abundancia de jaguares mediante trampas cámara. Programa para la Conservación del Jaguar, Wildlife Conservation Society. Disponible en: <<http://panthera.org/documents/>>. (Consulta: mayo 30, 2007).
- Springer, M. S., Stanhope, M. J., Madsen, O. y de Jong., W. W. 2004. Molecules consolidate the placental mammal tree. *Trends in Ecology and Evolution* 19(8):430-438.
- Súarez, E., M. Morales, R. Cueva, V. Utreras Bucheli, G. Zapata-Ríos, E.Toral, J. Torres, W. Prado y J. Vargas Olalla. 2009. Oil industry, wild meat trade and roads: indirect effects of oil extraction activities in a protected area in north-eastern Ecuador. *Animal Conservation* 12(4):346-373.
- Terborgh, J., Emmons, L. H. y Freese, C. 1986. La fauna silvestre de la Amazonia: el despilfarro de un recurso renovable. *Boletín de Lima* 46(1):77-85.
- Tirira, D. 2007. Guía de campo de los mamíferos del Ecuador. Ediciones Murciélago Blanco. Publicación especial sobre los mamíferos del Ecuador 6. 576 pp. Quito.
- Tirira, D. G. (ed.). 2011. Libro Rojo de los mamíferos del Ecuador. 2a edición. Fundación Mamíferos y Conservación, Pontificia Universidad Católica del Ecuador y Ministerio del Ambiente del Ecuador, Quito.
- Tirira, D. G. y Zapata-Ríos, G. 2011. Venado colorado (*Mazama americana*). En: Libro Rojo de los mamíferos del Ecuador. 2da. edición. Fundación Mamíferos y Conservación, Pontificia Universidad Católica del Ecuador y Ministerio del Ambiente del Ecuador. Quito.

- Tobler, M. W. 2008. The ecology of the Lowland Tapir in Madre de Dios, Peru: using new technologies to study large rainforest mammals. Ph.D. Thesis, Texas A & M University, College Station, Texas.
- Tobler, M. W., Carrillo-Percestequi, S. E. y Powell, G. 2009. Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology* 25(1):261-270.
- Tuomisto, H., Poulsen, A.D., Ruokolainen, K., Moran, R.C., Quintana, C. Celi, J. 2003. Linking floristic patterns with soil heterogeneity and satellite imagery in Ecuadorian Amazonia. *Ecological Applications* 13(1):352-371.
- UICN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.2. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. (Consulta: 17 de agosto del 2010).
- Valencia, R., Foster, R. B., Villa, G., Condit, R., Svenning, J. C., Hernández, C., Romoleroux, K., Losos, E., Magard, E. y Baslev, H. 2004. Tree species distributions and local habitat variation in the Amazon: large forest plot in eastern Ecuador. *Journal of Ecology* 92(1):214-229.
- Vaughan, T. A., Ryan, J. M. y Czaplewski, N. J. 2000. *Mammalogy*. Cuarta edición. pp. 658. Saunders College Publishing, Philadelphia, USA.
- Wallace, R. 1999. Transectas Lineales: Recomendaciones sobre Diseño, Práctica y Análisis. En: *Técnicas de Investigación para el Manejo de Fauna Silvestre* (Painter, L., Rumiz, D., Guinart, D., Wallace, R., Flores, B., Townsend, W., eds.). USAID/Bolivia, Santa Cruz.
- Williams, B. K., Nichols, J. D. y Conroy, M. J. 2002. *Analysis and Management of Animal Populations*. Academic Press, San Diego.

- Wilson, D. E., and D. M. Reeder (eds.). 2005. *Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference* (3ra ed.). pp. 2142. The Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Yoccoz, N. G., Nichols, J. D., & Boulinier, T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time; concepts, methods and designs. *Trends in Ecology and Evolution* 16(1):446-453.
- Zapata-Ríos, G. 2001. Sustentabilidad de la cacería de subsistencia: El caso de cuatro comunidades Quichuas en la Amazonía nororiental ecuatoriana. *Mastozoología Neotropical* 8(1):59-66.
- Zapata-Ríos, G., Suárez, E. R., Utreras V. B. y Vargas, J. 2006. Evaluación de amenazas Antropogénicas en el Parque Nacional Yasuní y sus implicaciones para la conservación de mamíferos silvestres. *Lyonia* 10(1):31-41.

## 8. FIGURAS



**Figura .** Fotografía del venado colorado (*Mazama americana*) tomada por una cámara trampa.



**Figura .** Fotografía del venado marrón amazónico (*Mazama nemorivaga*) tomada por una cámara trampa.



**Figura .** Fotografía del pecarí de collar (*Pecari tajacu*) tomada por una cámara trampa.



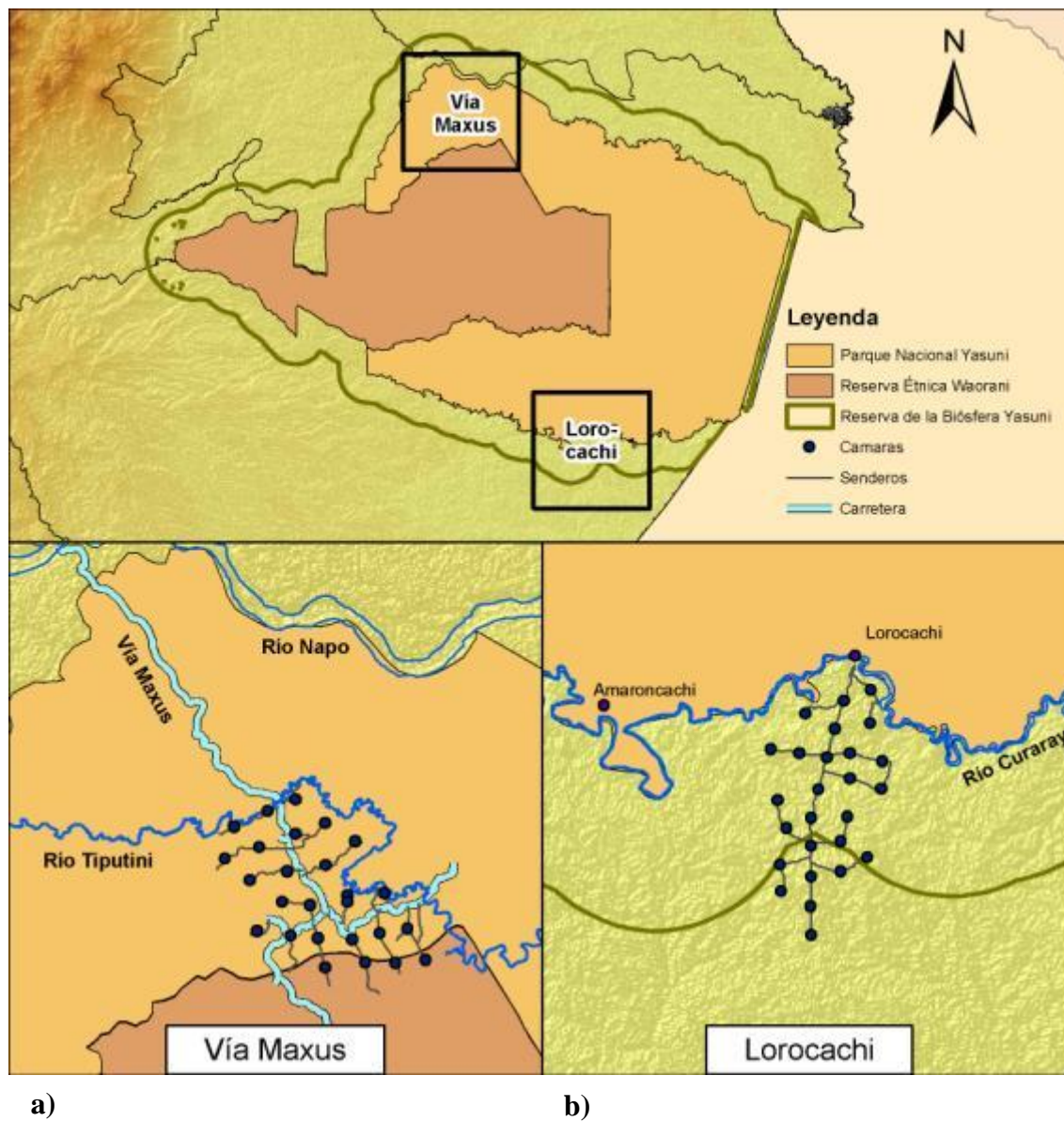
**Figura .** Fotografía de un grupo del pecarí de labio blanco (*Tayassu pecari*) tomada por una cámara trampa.



**Figura .** Fotografía de una hembra del tapir amazónico (*Tapirus terrestris*) y su cría tomada por una cámara trampa.

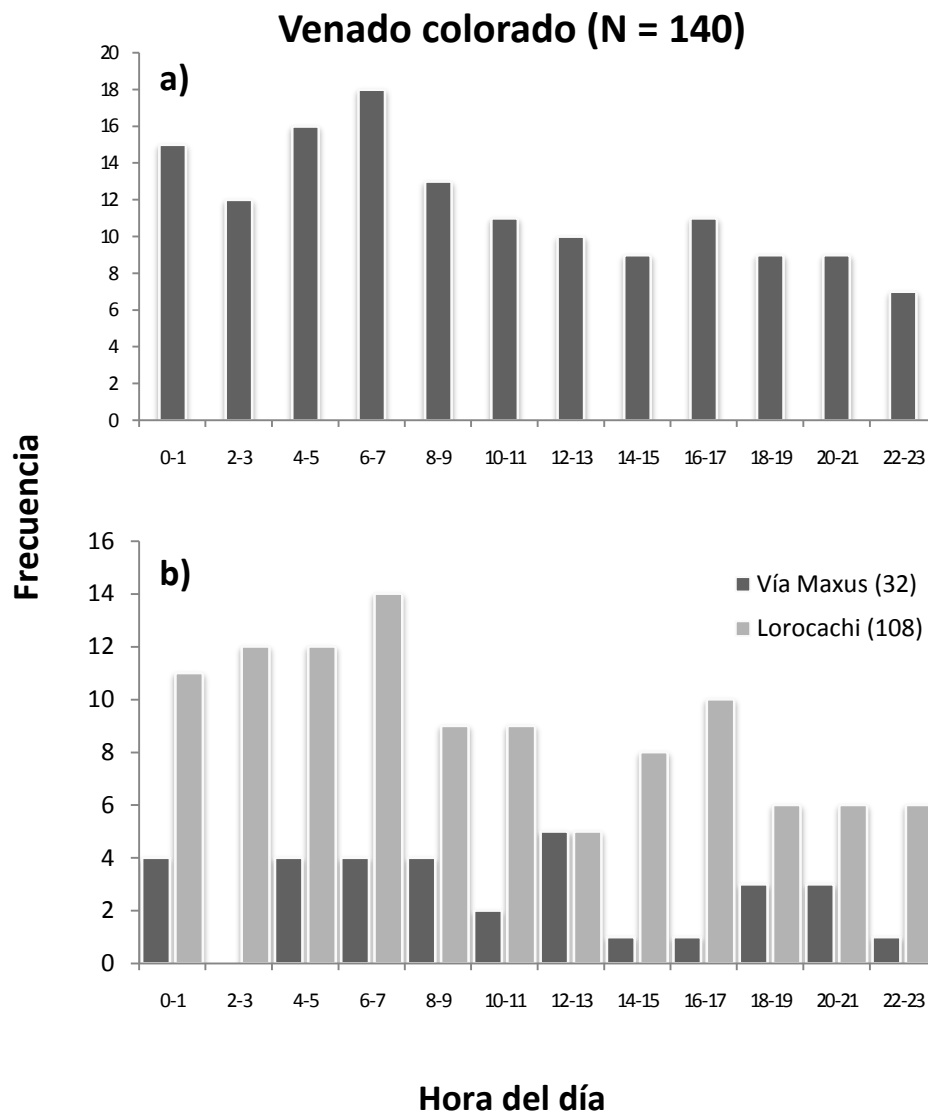


**Figura .** Mapa del Ecuador detallando la Reserva de la Biósfera Yasuní y las dos localidades de estudio.

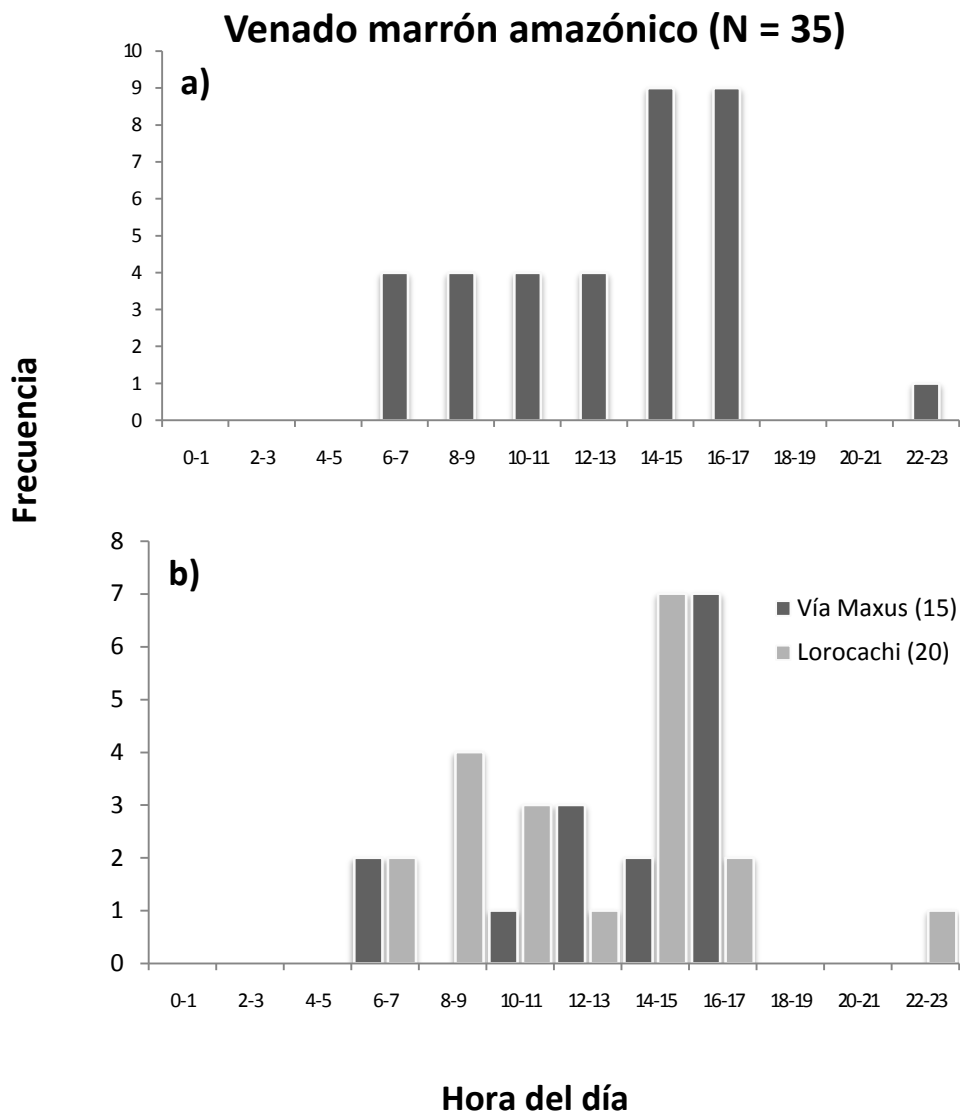


**Figura .** Mapa de la Reserva de la Biosfera Yasuní y las dos localidades de estudio (**7.a**)

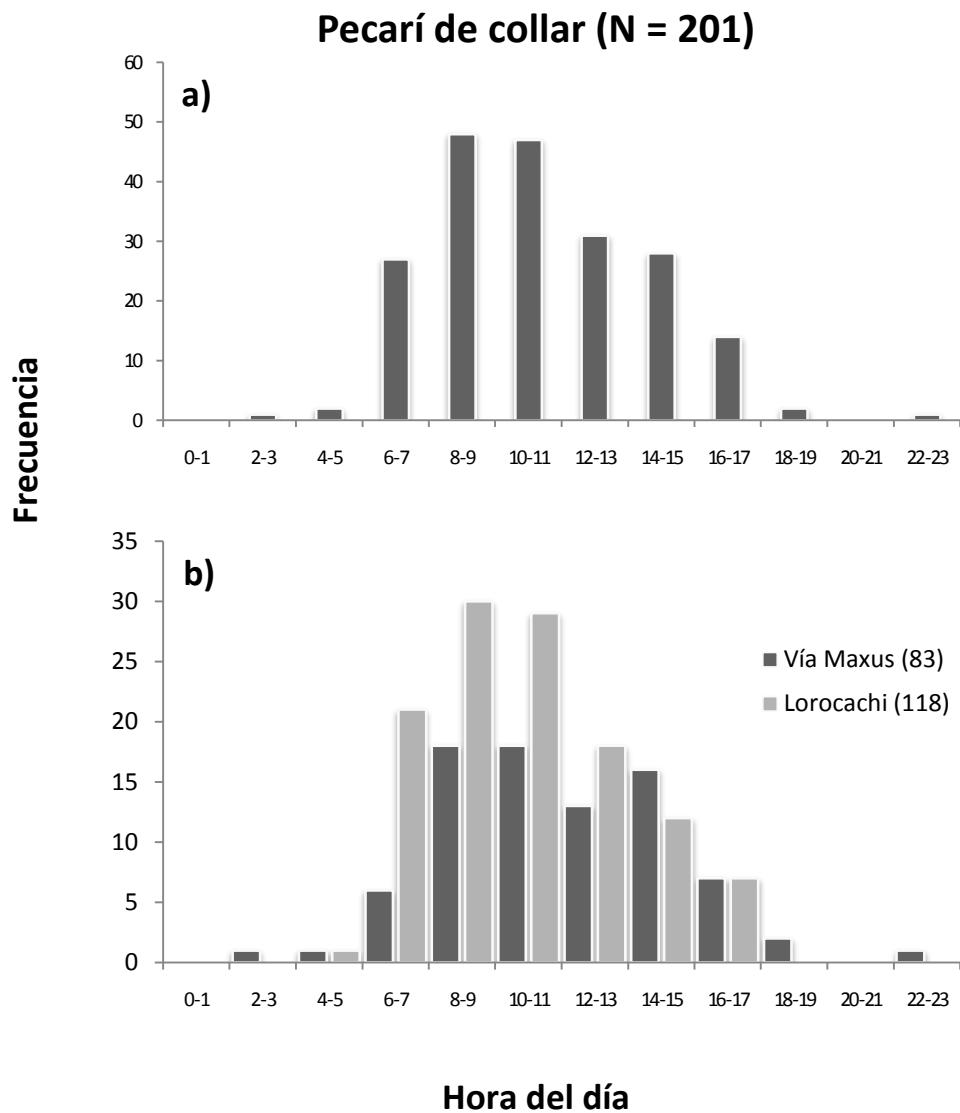
Vía Maxus; **7.b**) Lorocachi) con las 26 estaciones de trampeo fotográfico y los senderos recorridos, se incluyen los ríos principales y la carretera.



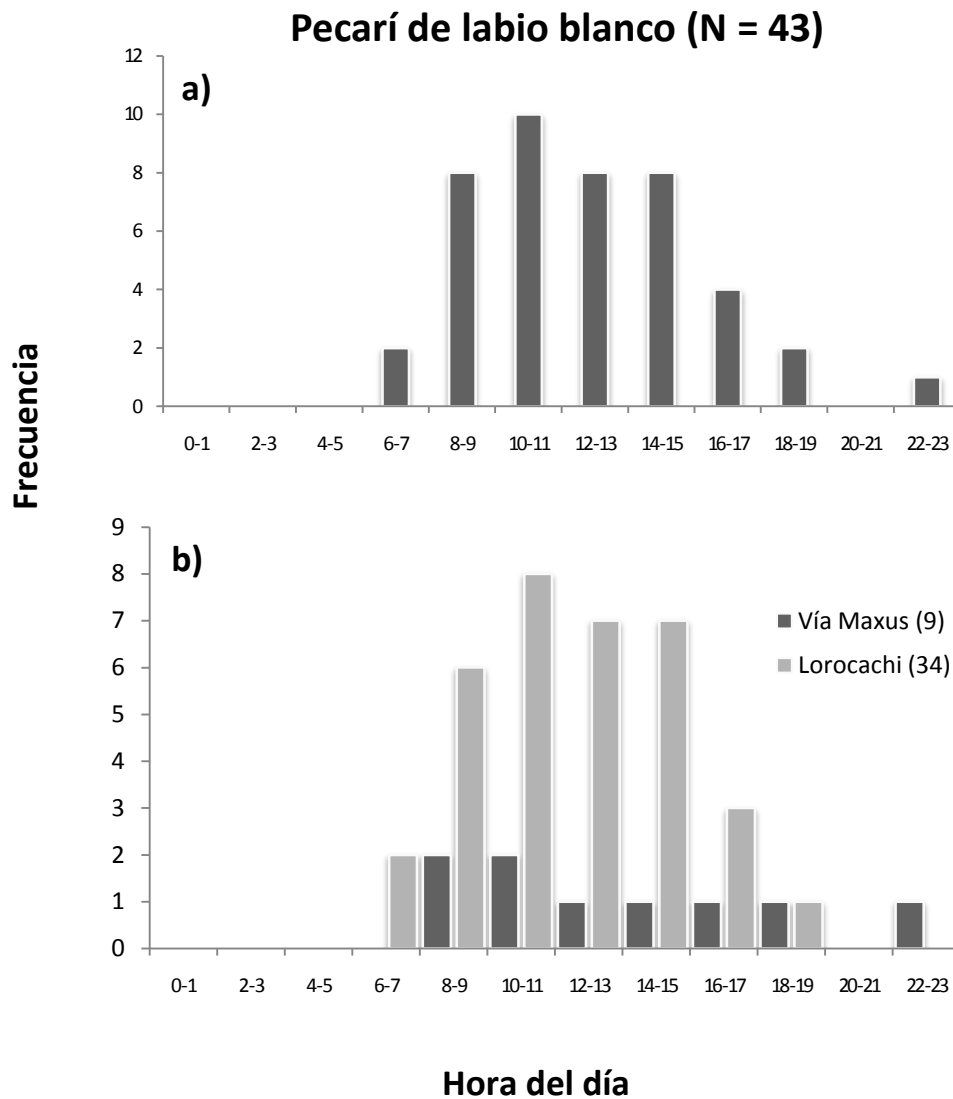
**Figura . a)** Patrones de actividad del venado colorado (*Mazama americana*) basados en el total de fotos del trampeo fotográfico. **b)** Patrones de actividad en las dos localidades de estudio: Vía Maxus y Lorocachi. El número total de fotos obtenidas se indica en paréntesis.



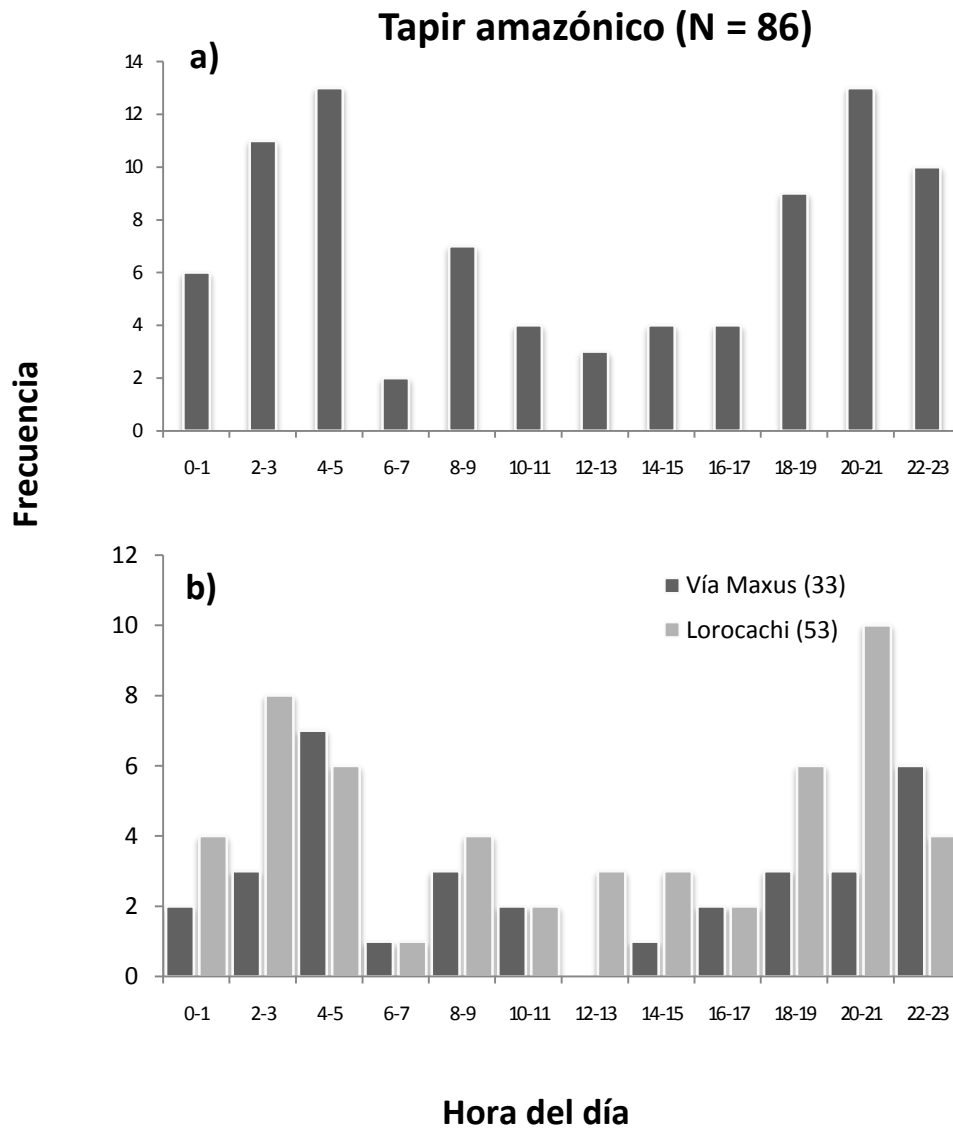
**Figura . a)** Patrones de actividad del venado marrón amazónico (*Mazama nemorivaga*) basados en el total de fotos del trampeo fotográfico. **b)** Patrones de actividad en las dos localidades de estudio: Vía Maxus y Lorocachi. El número total de fotos se indica en paréntesis.



**Figura . a)** Patrones de actividad del pecarí de collar (*Pecari tajacu*) basados en el total de fotos del trampeo fotográfico. **b)** Patrones de actividad en las dos localidades de estudio: Vía Maxus y Lorocachi. El número total de fotos obtenidas se indica en paréntesis.



**Figura . a)** Patrones de actividad del pecarí de labio blanco (*Tayassu pecari*) basados en el total de fotos del trampeo fotográfico. **b)** Patrones de actividad en las dos localidades de estudio: Vía Maxus y Lorocachi. El número total de fotos obtenidas se indica en paréntesis.



**Figura . a)** Patrones de actividad del Tapir amazónico (*Tapirus terrestris*) basados en el total de fotos del trampeo fotográfico. **b)** Patrones de actividad en las dos localidades de estudio: Vía Maxus y Lorocachi. El número total de fotos obtenidas se indica en paréntesis.

## 9. TABLAS

**Tabla 1.** Características de las localidades y transectos recorridos en la Reserva de la Biosfera Yasuní (RBY), Ecuador (2007-2008). Las longitudes y distancias recorridas se expresan en kilómetros.

Localidad	Transecto	Longitud	Repeticiones	Subtotal	Presión de caza
<b>Vía Maxus</b>	1	4,6	18	81,9	
	2	4,0	16	63,6	
	3	4,0	20	79,1	
	4	3,2	16	51,2	
	5	5,5	22	121,5	
	6	1,7	20	34,6	
	7	1,5	10	15,1	
	8	5,4	12	65,2	
	9	5,7	16	90,7	
	10	4,5	18	81,3	
	11	4,4	16	69,6	
	12	4,2	26	109,4	
	13	3,5	18	62,7	
<b>Longitud de transectos</b>		52,1			
<b>Distancia total recorrida</b>				<b>925,9</b>	Alta
Localidad	Transecto	Longitud	Repeticiones	Subtotal	Presión de caza
<b>Lorocachi</b>	1	12,0	5	60,0	
	2	4,7	14	65,4	
	3	4,4	16	70,0	
	4	4,7	10	47,5	
	5	5,1	12	60,6	
	6	4,4	10	44,3	
	7	7,8	14	109,2	
	8	3,9	12	47,1	
	9	6,0	14	84,1	
	10	1,5	9	13,3	
	11	1,7	5	8,4	
	12	2,2	6	13,0	
	13	5,2	7	36,1	
	14	9,0	8	72,0	
	15	14,2	11	155,8	
	16	2,8	2	5,6	
<b>Longitud de transectos</b>		89,5			
<b>Distancia total recorrida</b>				<b>892,4</b>	Baja

**Tabla 2.** Valores demográficos por especie. Se detalla solamente la densidad de individuos por kilómetro cuadrado y no la grupal debido a que solamente dos especies forman grupos; IC se refiere al intervalo de confianza (95%).

Localidad	Observaciones		No. Individuos		Tamaño de grupo		Densidad Ind./km <sup>2</sup> (IC)	
	Vía Maxus	Lorocachi	Vía Maxus	Lorocachi	Vía Maxus	Lorocachi	Vía Maxus	Lorocachi
<i>M. americana</i>	5	15	5	15	1	1	0,22 (0,00-0,49)	0,67 (0,30-1,04)
<i>M. nemorivaga</i>	0	3	0	3	1	1	0,00	0,78 (0,00-2,03)
<i>P. tajacu</i>	10	11	17	32	1,7	2,9	1,28 (0,32-2,25)	1,74 (0,54-2,93)
<i>T. pecari</i>	2	11	3	615	1,5	55,9	0,81 (0,00-2,35)	0,60 (0,23-0,97)
<i>T. terrestris</i>	1	5	1	6	1	1,2	0,00	0,47 (0,01-0,93)

**Tabla 3.** Eventos de captura (expresados como el número de fotografías independientes) y la tasa de captura fotográfica (fotografías por cada cien días/trampa) para las cinco especies de ungulados estudiadas en las dos localidades en la RBY.

Especies	Eventos de captura			Tasa de captura fotográfica	
	Vía Maxus	Lorocachi	Total	Vía Maxus	Lorocachi
<i>Mazama americana</i>	28	100	128	1,12	4,07
<i>Mazama nemorivaga</i>	15	19	34	0,60	0,77
<i>Pecari tajacu</i>	76	121	197	3,04	4,92
<i>Tayassu pecari</i>	7	23	30	0,28	0,94
<i>Tapirus terrestris</i>	33	53	86	1,32	2,16
Total	159	316	475		

## DECLARACIÓN Y AUTORIZACIÓN

Yo, Miguel F. Durango Cordero, C.I. 1714301023, autor del trabajo de graduación intitulado; “Abundancia relativa, densidad poblacional y patrones de actividad de cinco especies de ungulados en dos sitios dentro de la Reserva de la Biosfera Yasuní, Amazonia-Ecuador.” Previa a la obtención del grado académico de LICENCIADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS en la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales:

1.- Declaro tener pleno conocimiento de la obligación que tiene la Pontificia Universidad Católica del Ecuador, de conformidad con el artículo 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior, de entregar a la SENESCYT en formato digital una copia del referido trabajo de graduación para que sea integrado al Sistema Nacional de Información de la Educación Superior del Ecuador para su difusión pública respetando los derechos de autor.

2.- Autorizo a la Pontificia Universidad Católica del Ecuador a difundir a través del sitio web de la Biblioteca de la PUCE el referido trabajo de graduación, respetando las políticas de propiedad intelectual de Universidad.

Quito, 26 de abril del 2011

Miguel F. Durango Cordero

C.I. 1714301023