

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

Comparación de los perfiles de cacería en tres comunidades Waorani del Parque Nacional
Yasuní entre el periodo 2002 y 2015

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

IVÁN ALEJANDRO SAÁ PORTILLA

Quito, 2016

Certifico que la Disertación de Licenciatura en Ciencias Biológicas del candidato Iván Alejandro Saá Portilla ha sido concluida en conformidad con las normas establecidas; por lo tanto, puede ser presentada para su calificación correspondiente.

M. Sc. Santiago Burneo

Director de Disertación

Quito, 31 de Mayo del 2016

En memoria a mi amigo Fausto Villalba que me enseñó que

el trabajo y la constancia hacen al maestro

Con amor para mis adorados padres, familiares y amigos que

me han mostrado el sendero hacia una vida plena

AGRADECIMIENTOS

Un agradecimiento muy especial al Dr. Santiago Espinosa y M. Sc. Santiago Burneo que han guiado mi disertación hasta su culminación. Muy agradecido con el Dr. José María Sánchez, M. Sc. Alejandra Camacho y el Dr. De Vries por sus comentarios y sugerencias para mejorar el presente trabajo. A la Pontificia Universidad Católica por haber financiado este proyecto

Muchas gracias a Miguel Rodríguez por su dirección y su confianza en el desarrollo de mi fase de campo, al igual que a Miguel Barreiros y Mayra Flores que fueron grandes y amigos y compañeros de trabajo. Y a todo el personal de la Estación Científica Yasuní, quienes hicieron de mi estadía un hogar durante mi último año.

A Mercedes Rodríguez y Hugo Navarrete quienes me apoyaron en momentos difíciles que atravesé a lo largo de mi carrera

La más cálida gratitud hacia las personas que apoyaron y contribuyeron con el desarrollo de mi trabajo: Estefanía Boada, Pablo Saá, Karina Veintimilla, Juan Carlos Armijos, Sebastián Ruiz

Y por supuesto nada de esto hubiese sido posible sin la colaboración de las comunidades Waorani de Guiyero, Ganketa y Timpoka, donde compartí grandiosos momentos y construí una nueva familia. Siempre los llevaré entre mis más valiosos recuerdos.

TABLA DE CONTENIDOS

1	RESUMEN.....	10
2	ABSTRACT.....	11
3	INTRODUCCIÓN	12
4	METODOLOGÍA	19
4.1	ÁREA DE ESTUDIO	19
4.2	OBTENCIÓN Y PROCESAMIENTO DE DATOS	20
4.3	ANÁLISIS DE RESULTADOS	22
4.3.1	CAPTURA POR UNIDAD DE ESFUERZO (CPUE)	22
4.3.2	ÁREA DE CACERÍA	22
4.3.3	COMPARACIÓN DE PERFILES DE CACERÍA	23
4.3.4	MODELO DE PRODUCCIÓN DE ROBINSON Y REDFORD (1991).....	23
5	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	25
5.1	DESCRIPCIÓN DEL PERFIL DE CACERÍA	25
5.1.1	PREFERENCIA DE CAZA Y TABÚES ALIMENTICIOS	27
5.1.2	LA COMERCIALIZACIÓN DE CARNE DE MONTE	28
5.2	CAPTURA POR UNIDAD DE ESFUERZO (CPUE) Y ÁREA DE CACERÍA	29
5.3	COMPARACIÓN DE PERFILES DE CACERÍA.....	30
5.4	MODELO DE PRODUCCIÓN DE ROBINSON Y REDFORD (1991).....	33

6	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	36
7	LITERATURA CITADA.....	38
8	FIGURAS.....	43
9	TABLAS	49
10	ANEXOS	55

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Comunidades indígenas en estudio a lo largo de la vía Maxus	44
Figura 2: Área de cacería (Análisis de densidad Kernel). La isolínea verde oliva más externa nos indica el área más probable de caza basándose en la densidad de eventos de cacería expuestos en la tabla como probabilidad de caza.....	45
Figura 3: Especies cazadas que contribuyen con más de uno por ciento en número de individuos o biomasa	46
Figura 4: Comparaciones de perfiles de cacería de los tres periodos de estudio en relación al porcentaje del número de individuos cosechados.....	47
Figura 5: Comparaciones de perfiles de cacería de los tres periodos de estudio en relación al porcentaje de biomasa cosechada	48

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Esfuerzo de muestreo por clanes y comunidades	50
Tabla 2. Especies cosechadas durante el periodo de estudio (Nov. 2014 – Ago. 2015)	51
Tabla 3. Cálculo de la sustentabilidad de la cacería de subsistencia a través del modelo de producción de Robinson y Redford (1991)	54

1 RESUMEN

Las comunidades Waorani de Guiyero, Ganketa y Timpoka, ubicadas al norte de la vía Maxus en el Parque Nacional Yasuní desde los inicios de los años noventa, han basado su fuente de alimentación primaria en la proteína obtenida de la carne de monte. Estas comunidades han realizado sus actividades de caza en esta zona, en condiciones similares, desde sus inicios. Este antecedente permitió comparar los perfiles de cacería obtenidos en estudios previos de los años 2002 y 2009 con el perfil actual. Los resultados obtenidos en esta comparación sugieren que existe una disminución significativa en la cosecha de monos chorongo (*Lagothrix poeppigii*) y monos araña (*Ateles belzebuth*) mientras que existe un aumento altamente significativo de cosecha de pecarí de labio blanco (*Tayassu pecari*). Como complemento, se aplicó el modelo de producción propuesto por Robinson y Redford (1991), el cual indicó que la tasa de extracción de pecarí de labio blanco (*Tayassu pecari*) se encuentran sobre el nivel de sustentabilidad óptimo.

Palabras claves: Carne de monte, cosecha, perfil de cacería, modelo de producción, sustentabilidad

2 ABSTRACT

The Waorani communities of Guiyero, Ganketa, and Timpoka, located to the North of the route Maxus in the Yasuni National Park, since the beginning of the 90s, have based their primary source of nourishment on the protein obtained from bush meat. These communities have carried out their hunting activities in this zone with the same conditions from its beginnings until now. This allowed a comparison of the hunting profiles obtained from previous studies in 2002-2009 with the current profile. The results obtained in this comparison suggest that there is a significant decrease in the harvest of Woolly Monkeys (*Lagothrix poeppigii*) and spider monkeys (*Ateles belzebuth*) while there exists a significant increase in the hunting of the white lipped peccary (*Tayassu pecari*). Complementarily, the production model proposed by Robison and Redford (1991) was applied and indicated that the extraction rate of the white lipped peccary (*Tayassu pecari*) is at a sustainable optimal level.

Key words: bush meat, harvest, hunting profile, production model, sustainability.

3 INTRODUCCIÓN

La cacería de subsistencia constituye un desafío para la conservación de los bosques tropicales, donde la carne de monte es la principal fuente de proteína en la alimentación de los indígenas de la Amazonía (Fa *et al.*, 2003; Robinson y Bennett, 2004; Wilkie *et al.*, 2005) y a su vez contribuye con el mejoramiento de la dieta de muchos colonos (Vickers, 1991). Algunos autores sugieren que la caza de fauna silvestre es la actividad de extracción de recursos más extendida geográficamente en los bosques tropicales, afectando hasta remotas áreas protegidas (Woodroffe y Ginsberg, 1998; Laurance *et al.*, 2006; Robinson y Bennett, 2013). Dicha actividad puede causar reducción poblacional en especies vulnerables como primates, aves grandes y otros vertebrados mayores (Peres, 1990; Peres y Nascimento, 2006; De Souza y Alves, 2014). Esta vulnerabilidad radica en que estas especies poseen tasas de incremento y densidades poblacionales bajas, tienen vida y tiempo de generación largas, son fáciles de capturar (Peres, 1990; Robinson y Bennett, 2013), proporcionan una alta compensación económica (Macdonald *et al.*, 2011; Robinson y Bennett, 2013) y un mejor rendimiento por esfuerzo de cosecha.

Se ha encontrado evidencia que en las zonas donde se mantienen los bosques casi intactos la cacería puede ser una amenaza a su biodiversidad (Redford, 1992). Sin embargo, un estudio de diez años en una comunidad Siona-Secoya mostró que cuando la cacería fue exclusivamente de subsistencia, no existió mayor afectación en las poblaciones silvestres tras el periodo de extracción (Vickers, 1991). Del mismo modo, en la comunidad indígena Matsigenka (Machiguenga, Perú) se encontró una población estable de monos araña, especies altamente vulnerables a la cacería, tras años de cosecha con el uso del arco tradicional (Levi *et al.*, 2009). Sin embargo la modernización y la introducción a un sistema de mercado de los pueblos originarios han complicado mantener estas condiciones en la actualidad (Peres y Nascimento, 2006). Por lo tanto es indispensable responder a la

interrogante de conservación respecto a si dicha actividad es sostenible o no en las condiciones actuales.

El Parque Nacional Yasuní (PNY) es considerado como una zona megadiversa y de alta importancia para la conservación, que protege una gran área de los bosques húmedos del Napo que forman parte de las 200 Ecoregiones Prioritarias definidas por la *World Wide Fund for Nature*. El PNY se estableció el 26 de Julio de 1979 y en el año 1989 fue declarado reserva de la biósfera para la humanidad por la UNESCO (Coello y Nations, 1989). Este territorio alberga diversos grupos indígenas como los Waorani, que basan su subsistencia en la caza y la horticultura. Sin embargo, en los últimos años esta nacionalidad indígena se ha incorporado al sistema de mercado comercializando sus recursos como carne de monte, modificando sus prácticas ancestrales de caza. Entre el 2008 y 2009 prácticamente toda la cacería (97%) ocurría con armas de fuego (Espinosa, 2012).

La Amazonía comprende un total de 3 502 750 km² de áreas protegidas y territorios indígenas (RAISG, 2012). Esta extensión podría mostrar una esperanza en conservación debido a la exitosa estrategia que muestra una relación entre reservas indígenas y coberturas de bosques nativos (Schwartzman y Zimmerman, 2005; Nepstad *et al.*, 2006). Sin embargo, la presencia de bosques de apariencia prístina no asegura su conservación cuando existen actividades extractivas como la cacería que ponen en riesgo la diversidad de dichas áreas. Actualmente la tecnología, el sedentarismo, el crecimiento poblacional, la introducción al sistema económico y una serie de factores socioculturales de las comunidades indígenas como la pérdida de identidad, entre otros, han modificado la sustentabilidad de esta práctica ancestral (Prado *et al.*, 2012). Además de la modernidad y los cambios culturales que han llegado a los habitantes del bosque, los proyectos extractivos de desarrollo social a gran escala son una amenaza latente (Fearnside, 2006; Finer *et al.*, 2008).

El desarrollo y las actividades extractivas han venido ligados a la construcción de vías de acceso que han permitido que la cacería pueda alcanzar distancias más lejanas, incluso llegando hasta a duplicar el territorio de caza, contribuyendo a que se multiplique la extracción y se facilite la comercialización del recurso (Espinosa *et al.*, 2014). Bajo este antecedente encontramos que el PNY se encuentra amenazado con la apertura de nuevas vías de acceso para extracción de recursos a gran escala, (Bravo-Oilwatch, 2005; Finer *et al.*, 2014). Dadas las condiciones en las que las comunidades indígenas realizan sus actividades de forrajeo alrededor de sus asentamientos (Sirén *et al.*, 2004; Levi *et al.*, 2011), se puede inferir que una menor densidad de vías de acceso y asentamientos humanos permitiría que se mantenga la dinámica fuente sumidero, ya que es usual que las zonas con persistente cosecha se encuentran adyacentes a zonas menos perturbadas; por lo tanto las zonas libres de caza pueden actuar como fuente que alimenta a zonas de cacería permitiendo así la sustentabilidad de la actividad (Novaro *et al.*, 2000).

La cacería constituye un factor limitante en el crecimiento poblacional y el desarrollo cultural de las sociedades indígenas en el Neotrópico (Gross, 1975). La sobreexplotación de recursos naturales acarrea diversas consecuencias socio económicas al reducir el valor extractivo de los bosques primarios para los locales y su potencial uso para su subsistencia (Peres, 2000; Levi *et al.*, 2009); por lo tanto, es fundamental integrar a los grupos humanos asentados en estas zonas de diversidad biológica en los programas de conservación, ya que pese a sus diferentes grados de aculturación es innegable reconocer los derechos que tienen sobre sus territorios y recursos. En consecuencia, es importante señalar que estas comunidades serían las principales afectadas en caso de que los recursos escaseen (Vickers, 1991).

La importancia de analizar el impacto de la cacería radica en que esta actividad ancestral podría afectar las cadenas tróficas y, eventualmente, la dinámica del bosque (Redford, 1992; Wright *et al.*, 2000; Effiom *et al.*, 2014); por ejemplo, las poblaciones de plantas están relacionadas estrechamente con poblaciones de animales que se pueden ver afectadas por la ausencia de frugívoros que actúan como predadores y dispersores de semillas (Chapman y Chapman, 1995; Wright *et al.*, 2000). Nunez-Iturri y colaboradores (2008) encontraron que la cacería con armas de fuego diezmo las poblaciones de primates de mediano y mayor tamaño (> 2 kg) que dispersaban semillas de árboles grandes; como consecuencia, en zonas de cacería se redujo en un 46 % la cantidad de plántulas y juveniles pequeños de árboles (< 1 m altura) dispersados por primates de más de 2 kg. Incluso se ha encontrado evidencia que la caza puede tener aún mayor afectación que la deforestación en poblaciones de primates y ungulados (Brodie *et al.*, 2015). Por lo tanto, la sobreexplotación de fauna silvestre altera la composición de los bosques, su estructura y biomasa; así como también alteran la dinámica del ecosistema, a través del crecimiento y sucesión, los patrones de deposición de nutrientes del suelo y la captura de carbono (Apaza *et al.*, 2002).

El análisis de sustentabilidad de la caza ha constituido un desafío para los estudios realizados hasta el momento. Para tratar de dar solución a dicho problema se han propuesto varios modelos matemáticos de cosecha. El modelo propuesto por Robinson y Redford (1991) que calcula la tasa de extracción sustentable basado en conceptos de producción máxima (animales por kilómetro cuadrado), ha sido el más empleado en diferentes estudios (Alvard *et al.*, 1997; Wilkie *et al.*, 1998; Franzen, 2005; Peres y Nascimento, 2006; Zapata-Ríos *et al.*, 2009). Sin embargo, este análisis ha demostrado que, puede sobreestimar la sustentabilidad de la cosecha, debido a que los índices estándar usados de la literatura no son adecuados para las condiciones reales de un bosque donde haya existido

algún tipo de perturbación o cacería previamente (Milner-Gulland y Akçakaya, 2001). Por lo tanto en el presente estudio se utilizará como un complemento a la comparación del perfil actual de cacería con los obtenidos en estudios anteriores.

Si bien ha sido ampliamente discutido que no existe el modelo perfecto para encontrar la cosecha sustentable, se ha evidenciado que en los años de investigación en el tema de la cacería se predijeron extinciones de varias especies que, en la actualidad, continúan siendo cazadas con la misma o similar intensidad (Van Vliet *et al.*, 2015). Sin duda el enfoque de la comunidad científica sobre este tema ha enfatizado en medir el impacto que genera la extracción del recurso en los bosques, lo que ha fomentado leyes para controlar y hasta criminalizar a las personas que dependen de este sustento; en lugar de promover nueva literatura que busque el entendimiento de la interacción ecológica-social y el manejo sostenible del recurso (Swamy y Pinedo-Vasquez, 2014). En consecuencia, el desconocer el contexto social y político de cada región no nos permite entender a la cacería como una actividad cambiante que responde a diversos agentes externos (Ling y Milner-Gulland, 2006). Es por esto que la ciencia de la conservación tiene un largo camino por recorrer, debido a la cantidad de factores a considerar como la resiliencia de las poblaciones y variables ecológicas que podemos incorporar a los nuevos modelos de sustentabilidad. Además es importante evaluar límites de cosecha sustentable en diferentes condiciones ambientales como zonas intervenidas o bosques secundarios (Swamy y Pinedo-Vasquez, 2014; Van Vliet *et al.*, 2015).

El perfil de cacería pretende mostrar el panorama general de los patrones de caza de un grupo humano en un lugar determinado, los cuales pueden ser analizados de acuerdo a los cambios encontrados en los registros de actividades de caza a lo largo del tiempo. Dichos perfiles podrían verse afectados por factores como: tabúes alimenticios, restricciones espaciales o temporales en las áreas de cacería o a ciertas especies, límites en la edad y

sexo de las presas y la tecnología; por el tipo de trampas o armas utilizadas e, incluso, por la disponibilidad actual del recurso (Jerozolinski y Peres, 2003). Dada la preferencia de cosecha a presas de mayor tamaño (Peres, 1990; Bodmer *et al.*, 1994; De Souza y Alves, 2014), estas especies enfrentan un mayor riesgo de extinción (Peters, 1986). Este hecho se asocia probablemente a que estas especies poseen tasas de reproducción menores, bajas densidades poblacionales y tiempo de generación y esperanza de vida largas (Hennemann Iii, 1983; Mckinney, 1997). Por otra parte, la distinción entre lo que podría ser considerada una práctica de caza selectiva para prevenir y evitar futura escasez del recurso o una mera cosecha en respuesta a la extinción de presas locales permanece muy poco entendida (Jerozolinski y Peres, 2003).

Así, la conservación de los bosques tropicales es un tema inherentemente político que conlleva a la intervención de varios actores sociales donde el manejo debe priorizar a las poblaciones que ocupan estas zonas de diversidad para crear un consenso entre cultura y la naturaleza (Brandon *et al.*, 1998; West *et al.*, 2006). Es importante entender que la separación de la humanidad y su entorno ha llevado a desconocer la relación de interdependencia vital que los indígenas nativos tienen hacia sus recursos (Redford y Robinson, 1987), por lo tanto, es indispensable comprender la necesidad de desarrollar planes de manejo de fauna silvestre en consenso entre científicos conservacionistas y nativos que conviven con importantes áreas de biodiversidad.

El presente trabajo pretende obtener información actualizada sobre la composición y abundancia relativa de las especies cinegéticas cosechadas, para determinar los cambios que ha presentado el perfil de cacería en las comunidades en estudio, poniendo en evidencia como la historia y la escala de cacería han afectado a las poblaciones silvestres a lo largo del tiempo. Esta información puede contribuir a la creación de un plan de manejo del recurso acorde a las necesidades locales, con el fin de mantener la actividad de forma

sostenible garantizando así el recurso a futuras generaciones, de modo que, favorezca a su propio desarrollo y contribuya a solucionar esta problemática de conservación.

4 METODOLOGÍA

4.1 ÁREA DE ESTUDIO

El Parque Nacional Yasuní (PNY) es un bosque tropical húmedo siempreverde que se encuentra ubicado en la región Amazónica de la República del Ecuador en las provincias de Pastaza y Orellana. Está compuesto aproximadamente de un 80 % de bosque de tierra firme con pequeñas riberas y zonas pantanosas (Pitman *et al.*, 2001). Este bosque tropical no estacional se extiende sobre un área de 9820 km², además de 6100 km² que comprenden la Reserva Étnica Waorani (Lu, 1999). Anualmente se calcula una precipitación de alrededor de 3200 mm de lluvia, siendo los meses de abril, mayo, octubre y noviembre los de más altas precipitaciones; y los meses de diciembre a febrero y agosto las épocas más secas a lo largo del año (Pitman, 2000). Posee temperaturas cálidas con un promedio de 24°C a 27°C para todos los meses y una humedad relativa de 80% y 94% durante todo el año (Ministerio del Ambiente, 2011). El Parque Nacional Yasuní es considerado como una de las zonas más biodiversas del planeta al encontrarse en una zona biogeográfica privilegiada donde encontramos una vasta riqueza de plantas vasculares, anfibios, mamíferos y aves que alcanzan su diversidad máxima (Bass *et al.*, 2010). Además de poseer esta extraordinaria diversidad biológica, este lugar alberga también una gran riqueza cultural junto con abundantes recursos naturales (Finer *et al.*, 2008).

A lo largo del tiempo estas tierras han sido ocupadas por el grupo seminómada de indígenas de la nacionalidad Waorani, que basa su subsistencia en la caza, la pesca y la horticultura (Yost, 1981). Actualmente algunos son contratados directa o indirectamente por la compañía petrolera Repsol YPF, que se encuentra ubicada junto a las comunidades en estudio (Bloque 16). Los cambios en su forma de vida tradicional los ha llevado a

formar comunidades; algunas de ellas se encuentran asentadas a lo largo de la Vía Auca, construida al inicio de los años ochenta por la Texaco Oil Company, y en la Vía Maxus, construida a inicio de los noventa por la compañía Maxus: ambas empresas petroleras (Espinosa *et al.*, 2014)

El presente estudio se realizó en las comunidades de Guiyero, Ganketa y Timpoka, ubicadas al norte del Parque Nacional Yasuní (Figura 1). Esta zona del parque se encuentra atravesada por la vía Maxus, que actualmente se encuentra en operación de la compañía petrolera Repsol YPF, con una extensión de 120 km (Finer *et al.*, 2009). A lo largo de esta vía están ubicados 320 indígenas Waorani distribuidos en 11 asentamientos, así como también comunidades indígenas Kichwa ubicadas hasta el km 30 (Espinosa *et al.*, 2014).

4.2 OBTENCIÓN Y PROCESAMIENTO DE DATOS

El trabajo de campo se desarrolló por un periodo de 12 meses. Los dos primeros meses se trabajó como voluntario participando en mingas, ayudando en la escuela de la comunidad con el fin de construir una relación de mutua colaboración con las comunidades a lo largo de este estudio. Previo a la obtención de datos, se realizaron talleres de capacitación y se socializó la metodología con todas las comunidades. Después de este periodo de inclusión con la gente se inició el trabajo obteniendo datos de la cacería con formularios diseñados en español y la lengua nativa (wao tededo), obtenidos del trabajo de Espinosa y colaboradores (2014), para cada grupo familiar Dichos formularios recopilaban la siguiente información: fecha, duración de la cacería, número de cazadores, nombre común en español o lengua nativa del animal cazado, locación de la caza, arma utilizada, peso del animal, sexo, estado reproductivo y el hábitat donde fue encontrado. También se recabó información sobre el consumo, la venta o porción compartida del animal cazado. Se utilizó un formulario por cada evento de caza (Anexo 1)

El presente estudio consideró la totalidad de cazadores que albergan las comunidades de Guiyero, Ganketa y Timpoka. También se trató de incluir a la comunidad más representativa de la parte sur de la vía Maxus (Dicaro), pero debido al rechazo que enfrentó el estudio por parte de los pobladores no se pudo trabajar en este lugar. Cada grupo familiar obtuvo una balanza de resorte de 50 kg marca Pesola, formularios de caza y una cámara fotográfica para registrar cada presa obtenida, dicha cámara tenía un dispositivo GPS para grabar el recorrido del cazador y georreferenciar el lugar exacto de la muerte del animal. Se presentaron problemas para obtener las coordenadas de los eventos de cacería debido a dificultades al manejar las cámaras, descuidos y pérdidas de equipos por parte de los nativos; por lo que no se pudo obtener mayores resultados con el GPS. Adicionalmente, los cazadores señalaron en los mapas adjuntos a los cuestionarios el sitio de caza de cada animal obtenido. Espinosa y colaboradores (2014) mencionan un alto sentido de orientación en estos cazadores, lo que fue corroborado en el presente estudio. Los participantes de cada grupo familiar que colaboraron en la recolección de datos tuvieron un incentivo económico de USD\$30,00 mensuales y se entregó alimentos secos para compartir con todo el grupo familiar por el mismo valor económico. Los fondos se obtuvieron de la Dirección de Investigación de la Pontificia Universidad Católica del Ecuador, a través del proyecto “Uso sustentable de fauna silvestre: Dimensiones sociales, económicas, biológicas y políticas de la cacería de subsistencia y la comercialización de carne de monte en el Parque Nacional Yasuní”

Durante el tiempo de toma de datos se revisaron los formularios dos veces por semana con cada grupo familiar y se corroboró los datos recogidos de forma presencial durante 20 días al mes en un promedio de estancia de cuatro horas diarias, visitando todas las casas de las

comunidades. La totalidad de la zona de estudio estaba representada por cinco grupos familiares grandes, con los cuales se pudieron obtener datos representativos de su cosecha anual por un tiempo de seis a diez meses (Tabla1)

De cada grupo familiar se analizaron periodos de tiempo diferentes debido a complicaciones para iniciar el trabajo por problemas de comunicación o ausencia del líder. Además, se tuvo que desechar información no representativa debido a errores en la toma de datos por parte del nativo participante.

Adicionalmente se acompañó a los nativos a diez eventos de cacería para registrar los sitios de caza con un esfuerzo de muestreo de 70 horas.

4.3 ANÁLISIS DE RESULTADOS

4.3.1 CAPTURA POR UNIDAD DE ESFUERZO (CPUE)

Para establecer el trabajo que los Waorani emplean en cada evento de cacería (esfuerzo de cacería) se calculó el promedio de tiempo empleado en relación al rendimiento obtenido. Este es analizado mediante la Captura por Unidad de Esfuerzo (CPUE), un método que permite determinar la abundancia de presas, mediante el número de muertes del animal por persona/día a lo largo del año (Puertas y Bodmer, 2004). Esta herramienta de fácil empleo se enseñó a la comunidad para que realice su propio control de cacería sin ayuda técnica externa.

4.3.2 ÁREA DE CACERÍA

Para determinar el área de cacería de las comunidades Waorani se empleó un análisis de densidad de Kernel. Este análisis estadístico mide la densidad de puntos de caza en cada celda de la cuadrícula del área de cacería, con lo cual se pudo obtener la probabilidad de

que un evento de caza ocurra en una celda cercana, obteniendo así el área más probable de cacería (Espinosa *et al.*, 2014). Este análisis consideró dentro del área utilizada al espacio mayor a los 0,89 eventos de caza para obtener un Kernel al 90 %. Luego se sumó el valor de cada píxel que se encuentra dentro de esta área para obtener el área de cacería total. Dicho método fue empleado por primera vez para obtener el área de cacería por Espinosa (2012). El análisis de densidad Kernel fue realizado a través del software ESRI ArcGIS v 10.1.

4.3.3 COMPARACIÓN DE PERFILES DE CACERÍA

El perfil de cacería es un análisis de la proporción de biomasa y número de individuos que aportan las diferentes especies cazadas en relación al número total de organismos obtenidos por los cazadores. Para analizar los cambios en el perfil de cacería de las comunidades Waorani a lo largo del tiempo se realizó una comparación del perfil obtenido durante este trabajo con los de estudios previos de Franzen (2006) y Espinosa y colaboradores (2104). Para encontrar si las diferencias entre perfiles de los diferentes estudios son significativas se empleó el Test Exacto de Fisher con significación exacta a una cara. Este análisis no paramétrico permite comparar los porcentajes de cada perfil de manera más precisa que la prueba de Chi-cuadrado o el G-Test de independencia, debido a que algunas muestras son muy pequeñas y este análisis permite comparar con exactitud cualquier tamaño de la muestra (Díaz y Fernández, 2004).

4.3.4 MODELO DE PRODUCCIÓN DE ROBINSON Y REDFORD (1991)

Se aplicó el modelo de producción propuesto por Robinson y Redford (1991), con el que se pudo determinar el máximo de individuos o kilogramos de biomasa por kilómetro cuadrado que se podrían cosechar sin afectar el recurso base, sin embargo, la cosecha por debajo de este máximo no necesariamente indica que la cacería es sostenible. Primero

calculamos la producción máxima de una población bajo las mejores condiciones ambientales utilizando valores teóricos de densidad y la tasa máxima de incremento poblacional (Robinson y Redford, 1986a, b). Se considera que la producción máxima se alcanza cuando la densidad poblacional se encuentra al 60% de capacidad de carga ($0,6 K$).

$$P_{\max} = (0,6 D * \lambda_{\max}) - 0,6 D$$

Donde P_{\max} representa la producción máxima, D la densidad teórica esperada de cada especie (Robinson y Redford, 1986a) y λ_{\max} representa la tasa finita máxima de incremento (Robinson y Redford, 1986b)

Con esta cifra de producción máxima se pudo calcular el número de individuos o biomasa que pueden ser cosechados para cada especie a lo largo de un año, para ser comparados con el número de individuos y biomasa que se obtuvo en el presente estudio.

Para esto Robinson y Redford (1991) proponen arbitrariamente tres categorías: para las especies de vida muy corta, es decir de menos de cinco años, se puede tomar el 60 % de la producción; mientras que para las especies de vida corta, consideradas entre cinco a diez años se puede tomar el 40 % y finalmente para las especies de vida larga, consideradas más de diez años o más, se puede tomar el 20 % de la producción.

5 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 DESCRIPCIÓN DEL PERFIL DE CACERÍA

La cacería es la principal fuente de proteína de las familias que habitan las comunidades en estudio. Esta actividad es dirigida usualmente por los hombres de la comunidad que sostienen sus hogares, aunque a veces son acompañados por mujeres y niños, quienes también ayudan a cargar las presas cazadas. Por otra parte también dedican un tiempo similar a la pesca, actividad que se realiza en familia y ocasionalmente es combinada con la caza. Usualmente sus cacerías constan de caminatas de un solo día por senderos previamente delimitados. Para los senderos más distantes se utiliza un bus de la compañía petrolera o canoas a motor, cuyo combustible es proporcionado por esta empresa. Estos medios de transporte son usados también para llevar carne de venta a los centros comerciales más cercanos y comunidades aledañas, a pesar de que los indígenas nativos conocen que la ley les impide cazar a menos que se trate de autoconsumo y prohíbe comercializar y sacar carne de monte de su territorio. Cada grupo familiar compuesto por un adulto mayor, su descendencia y sus respectivas familias, alrededor de 25 personas, realizan un promedio de 20.3 eventos de cacería al mes, con un tiempo promedio empleado de 7.7 horas por evento.

Durante el periodo de obtención de datos se registraron 803 eventos de cacería de los cuales sólo 586 (72,9 %) fueron exitosos. El total de biomasa de carne de monte extraída durante todo el periodo de estudio fue de 10 912 kg y las especies que más biomasa aportaron fueron: *Tayassu pecari* con el 67.25 %, *Pecari tajacu* con el 10.15 % y *Tapirus terrestris* con el 7.76 % (Tabla 2). Estas especies también son las más cazadas por número de individuos, con excepción de *Tapirus terrestris*, reafirmando la preferencia de los cazadores por presas que proporcionen mayor biomasa (Jerozolimski y Peres, 2003).

La cacería refleja la modernización y el contacto con el mundo occidental a través de la toma de elementos que permiten hacer más eficientes sus actividades cotidianas. Es por esto que en la mayoría de los eventos de caza se utilizan armas de fuego para obtener mejores resultados, siendo el 68,8 % de las cacerías exitosas aquellas realizadas con escopetas o carabinas. Sin embargo, algunos cazadores continúan llevando la actividad de forma tradicional con la utilización de lanzas (*Tapa*) en un 17,2 %, cerbatana (*Omena*) en un 8,5 % y el uso de cuchillo, machete o mano en un 3,4 %. La mayoría de los eventos de cacería se hacen en compañía de perros domésticos.

Franzen (2005) encontró que en la misma población actualmente estudiada, la utilización de armas no tradicionales era de 88 %, lo que posiblemente está relacionado a factores económicos y políticos externos, y a la disponibilidad y precios de armas de fuego y municiones, en combinación con su capacidad de adquisición, lo que determina el tipo de arma que los cazadores pueden utilizar (Sirén y Wilkie, 2016).

En la dieta de los Waorani, donde la carne de monte constituye su principal fuente de proteína, encontramos que dentro las comunidades de Guiyero (compuesta por 62 personas), Timpoka (43 personas) y Ganketa (24 personas), existe un consumo neto de 7091,45 kg de carne de monte durante un periodo de seis meses (184 días), periodo seleccionado debido a que se pudieron obtener datos de todos los grupos familiares de las comunidades simultáneamente. Se encontró un consumo per cápita de 0,29 kg diarios de carne de monte. Si comparamos esta cifra con las obtenidas previamente: Kelley y Yost (1983) obtuvieron un consumo de 0,28 kg/persona/día, Franzen (2006) obtuvo 0,24 kg/persona/día y Espinosa *et al.* (2014) obtuvieron 0,30 – 0,32 kg/persona/día encontramos que las comunidades en estudio han mantenido un consumo constante de carne de monte en todos los periodos registrados. Además que han mantenido un consumo de carne

superior a los 0.25 kg por persona al día, cantidad recomendada como consumo máximo saludable máxima para una persona (Robinson y Bennett, 2000).

5.1.1 PREFERENCIA DE CAZA Y TABÚES ALIMENTICIOS

Las especies más cazadas como el pecarí de labio blanco (*Tayassu pecari*) y el pecarí de collar (*Pecari tajacu*), así como todo el perfil de cacería, reflejan preferencia de caza por especies de mayor tamaño (Tabla 2). Esta preferencia se ha mantenido desde los perfiles de caza previos, lo que sugiere que todavía existen poblaciones estables de estas especies. Por otra parte, los cazadores argumentaron que tienen una preferencia por cazar machos para permitir que las hembras aporten con más individuos a la población y por los individuos adultos debido a que están más cerca de cumplir su ciclo de vida. En concordancia con lo mencionado se encontró que del total de individuos cazados el 47.3 % son machos, 35.7 % son hembras y el 17.0 % no se identificó el sexo: esta cifra comprende especies con dificultad para identificar sexo o datos no registrados. Además, el 68.3% fueron adultos, 20.7 % eran juveniles y 11.0 % de edad no identificado por las mismas condiciones.

Como resultado a la interpretación de su medio natural y la relación con los animales, los pueblos indígenas han mantenido una serie de tabúes alimenticios que han moldeado sus perfiles de cacería (Jerolimski y Peres, 2003). Entre otros factores, los indígenas suelen identificar a algunas especies como dañinas, lo que las hace "impuras", entonces no son consumibles. Por lo tanto existen diferentes interpretaciones a estos tabúes alimenticios y hasta se sugiere que podrían ser una respuesta evolutiva para proteger a las especies más vulnerables (Ross *et al.*, 1978).

Los cazadores Waorani encuestados reportaron que especies como los osos perezosos y serpientes no son comestibles y, por ende, no se encontró ningún registro de caza. Por su parte, capibaras, tapires y venados, que también fueron reconocidos como no comestibles

por su cultura, sí fueron registrados. Jerozolimski y Peres (2003) sugieren que los tabúes alimenticios pueden ser cambiantes o influenciados por la disponibilidad actual de especies cinegéticas; por ejemplo, la comunidad Siona-Secoya eliminó el tabú sobre el consumo de venado (Hames y Vickers, 1982), estos cambios son también influenciados por una pérdida de identidad cultural (Becker y Ostrom, 1995); este el caso de seis jaguares que fueron matados en la zona durante este estudio, a pesar del respeto ancestral de los Waorani hacia este casi mítico animal. Los nativos argumentan que en ocasiones dan muerte a los jaguares porque matan a los perros que constituyen una herramienta muy importante en la cacería. Sin embargo no consumen su carne: solamente obtuvieron los dientes para realizar artesanías y se observó que sacaron la piel de un solo individuo. Muchas veces estos tabúes ayudan a proteger especies amenazadas de gran importancia ecológica, contribuyendo así con la conservación de la vida silvestre (Colding y Folke, 1997; Jimoh *et al.*, 2012)

5.1.2 LA COMERCIALIZACIÓN DE CARNE DE MONTE

Se reportó que 1549.95 kg de carne salieron de las comunidades en estudio. De éstos, 467.8 kg fueron reportados como compartidos con la comunidad kichwa de Pompeya, ubicada al inicio de la vía Maxus. La familia de Timpoka que reportó este envío de carne tenía un vínculo familiar con un miembro de la comunidad kichwa de Pompeya. Los 1082.15 kg restantes fueron comercializados hacia comunidades kichwas aledañas.

Dentro de las especies cosechadas en el perfil de caería encontramos que *Tayassu pecari* y *Pecari tajacu* son las especies mayormente comercializadas; aportan con el 86.5 % a la carne comercializada. El 13.5% restante corresponde a especies cosechadas en menor proporción, como por ejemplo: guanta (*Cuniculus paca*), guatusa (*Dasyprocta fuliginosa*), tortuga terrestre (*Chelonoidis denticulata*), venado colorado (*Mazama americana*), tapir amazónico (*Tapirus terrestris*), mono aullador (*Alouatta seniculus*), mono araña (*Ateles belzebuth*), paujil de salvini (*Mitu salvini*) y caimán blanco (*Caiman crocodylus*).

Podemos observar que las especies más comercializadas aportan con mayor biomasa y ofrecen una mayor compensación económica para los cazadores. También se encontró que el perfil de especies comercializadas se ha mantenido en los últimos años, mientras que la venta ha sufrido grandes cambios. Franzen (2006) reportó la venta de menos del 4 % de la biomasa total cosechada, Espinosa y colaboradores (2014) reportaron la venta del 35% de biomasa y actualmente se encontró que el 14.2% de la biomasa total obtenida fue comercializada. Para realizar un análisis de estos cambios en la comercialización de carne monte es necesario considerar el contexto social y político de cada época.

El problema de conservación de la biodiversidad que fomenta la cacería en esta zona no recae solamente sobre los habitantes de dichas comunidades. Durante este estudio se encontraron campamentos armados por cazadores que no pertenecían a ninguna de las comunidades cercanas, afirmación reconocida por los nativos y la Policía Nacional. Es ampliamente conocido en la zona que grupos de cazadores provenientes de otros lugares, en su mayoría indígenas kichwas, llegan en canoa a través del Río Tiputini cazando de manera ilegal en dicha área. En el transcurso de esos días o semanas utilizan estos campamentos para humear la carne y descansar. Este perfil de cazador es el que generalmente provisiona de carne a las grandes urbes (Swamy y Pinedo-Vasquez, 2014), por lo tanto es este tipo de caza ilegal la que necesita ser atendida de manera urgente por las autoridades para que se apliquen los controles y operativos bajo la ley forestal vigente actual (Anexo 2).

5.2 CAPTURA POR UNIDAD DE ESFUERZO (CPUE) Y ÁREA DE CACERÍA

Existen en total 34 cazadores activos en las tres comunidades: 12 en Timpoka, cinco en Ganketa y 17 en Guiyero. Cada uno de estos cazadores realizan sus actividades en un área de cacería de 182,9 km² (Figura 2) Cada cazador realizó un esfuerzo de cosecha, en unidad de captura por esfuerzo (CPUE) = 0,0529 kg/persona/hora. La medida de esfuerzo de

cosecha permite conocer la abundancia de especies cinegéticas, si esta cifra disminuye sugiere sobreexplotación y por lo tanto un decremento poblacional (Vickers, 1991). Al comparar el esfuerzo de cacería actual, que indica que cada evento de caza de 7.7 horas en promedio obtiene un rendimiento de 1.80 kg de biomasa por hora; con el de Franzen (2006), que encontró que cada evento de caza de 6.2 horas en promedio obtenía 4.16 kg de carne de monte; se encontró que actualmente los indígenas emplean mayor tiempo en sus cacerías y obtienen una menor cantidad de biomasa por hora de caza.

5.3 COMPARACIÓN DE PERFILES DE CACERÍA

Al comparar diferencias entre los perfiles de Franzen (2006) obtenido en el año 2002 y el obtenido actualmente en el año 2015, se encontraron diferencias altamente significativas en el incremento de cosecha de pecarí de labio blanco (*Tayassu pecari*). Tanto en el número de individuos ($p = 0.000$) como también en biomasa ($p = 0.003$) (Figura 4 y Figura 5). Por otra parte se encontró que existió una disminución significativa de cosecha en relación a la biomasa de mono chorongó (*Lagothrix poeppigii*) ($p = 0.017$) y de mono araña (*Ateles belzebuth*) ($p = 0,032$) (Figura 5). Al comparar de forma independiente el perfil de Franzen (2006) con el de Espinosa y colaboradores (2014) obtenido en el año 2009 se encontró que existe un aumento significativo en la cosecha en relación a número de individuos ($p = 0,015$) (Figura 4) de pecarí de labio blanco (*Tayassu pecari*) y una disminución significativa en la cosecha de mono chorongó (*Lagothrix poeppigii*) en relación a la biomasa ($p = 0,032$) (Figura 5). Al comprar los perfiles de Espinosa con el actual se encontró que existen diferencias altamente significativas en el incremento de cosecha de pecarí de labio blanco (*Tayassu pecari*) en relación a la biomasa ($p = 0,007$) y diferencias significativas en relación al número de individuos ($p = 0,040$) (Figura 4 y Figura 5).

Se evidenció, a través de los perfiles comparados, que se mantiene la preferencia de los cazadores por los vertebrados mayores. El cambio en el perfil de caza hacia especies

pequeñas se presenta muchas veces como respuesta a una extinción de especies de mayor tamaño (Suarez *et al.*, 1995; Jerozolimski y Peres, 2003). Tampoco se encontró tendencia a ampliar su perfil de cacería a nuevas especies o una nueva preferencia de caza, lo cual suele ser una respuesta a la disminución de especies comúnmente cazadas (Jerozolimski y Peres, 2003; Parry *et al.*, 2009).

Se encontró un aumento altamente significativo en la cosecha de pecarí de labio blanco, lo cual podría deberse a que este constituye una mejor opción de caza para obtener un mejor rendimiento de munición y esfuerzo de cosecha por la cantidad de biomasa que se puede obtener de esta especie. Por ejemplo, Franzen (2005) sugiere que una mayor cantidad de cosecha de pecarí de labio blanco está relacionada directamente con una mayor comercialización de carne. Incluso podría estar sustituyendo la cosecha de otros vertebrados mayores como los primates que podrían estar disminuyendo sus poblaciones por su sensibilidad a la sobre explotación.

Por otra parte, es probable que la gran dispersión en grupos de esta especie le ha permitido mantenerse altamente cosechada durante estos años, sin embargo es evidente que esta abundancia proporcionada a través de la dinámica fuente-sumidero va a llegar a un límite; existen zonas que debido a una alta presión de caza han disminuido y hasta desaparecido completamente a esta especie, por ejemplo la comunidad Waorani de Quehueiri-ono: ubicada al noroeste de la Provincia de Napo, 25 km al este de la vía Auca, ya no cuenta con pecarí de labio blanco en su perfil de caza (Mena *et al.*, 2000; Melo *et al.*, 2015). Cuando un grupo humano tiene una preferencia de caza es usual que lo pueda llevar hasta su extinción sin considerar su disponibilidad actual (Fa y Peres, 2001)

También se encontró que existe una disminución significativa en la cosecha de primates de mayor tamaño como monos chorongo (*Lagothrix poeppigii*) y monos araña (*Ateles belzebuth*). Es posible que estos animales hayan enfrentado una alta presión de caza al ser

una de las especies preferidas por los Waorani y ser altamente vulnerables a la sobreexplotación por presentarse en bajas densidades poblacionales, tasas de reproducción bajas, larga esperanza de vida y ser de fácil captura (Bodmer *et al.*, 1994; Jerolimski y Peres, 2003; Peres y Lake, 2003). Las especies de primates mayores son un modelo idóneo de impacto de la cacería. Peres (1990) sugiere que los monos chorongos son usualmente la primera especie en extinguirse por efecto de la cacería en el oeste de la región amazónica. Por otra parte cuando Franzen (2006) realizó su estudio en la comunidades Waorani del Yasuní consideró el perfil de caza de la comunidad de Timpoka como óptimo, es decir que debido a su reciente conformación y por ser una nueva área de cacería sin impacto antropogénico, esta zona de no cacería le permitió comparar este perfil ideal con los de las otras comunidades con impacto previo. De esta comunidad se obtuvieron la mayor cantidad de primates de mayor tamaño como los chorongos y monos araña.

Además de las especies que mostraron cambios significativos en sus cosechas, existen otras especies sensibles a los efectos antropogénicos como la caza. Este es el caso del tapir amazónico y algunas especies de crácidos. Sin embargo no muestran ningún cambio significativo en su cosecha. Este grupo de aves suele ser también utilizado como un modelo en el impacto de la cacería debido a su alta sensibilidad a recuperarse tras una alta presión de caza (Silva y Strahl, 1991). Es necesario considerar que una comparación de perfiles de cacería no puede definir a ciencia cierta si alguna especie ha sufrido un descenso poblacional, ya que existen una serie de factores externos que podrían moldear un perfil de caza; como por ejemplo, un factor social-económico o ecológico que no hayan sido considerados en el periodo de estudio (Van Vliet *et al.*, 2015). Estos factores podrían ir desde una decisión del cazador hacia una preferencia de presa, ya sea temporal o permanente, que podría estar influenciado por el mercado; por otra parte, podrían las especies presentar una adaptación ecológica a la presión de caza; se ha encontrado

evidencia que las especies se pueden tornar más alertas a la presencia de cazadores (Hill *et al.*, 1997).

Es importante señalar que existió una igualdad de condiciones entre los perfiles de cacería comparados dado que no existieron cambios en la población, y participaron los mismos cazadores y todos los datos fueron obtenidos con la misma metodología. No obstante, existen diferencias en el esfuerzo de muestreo ya que Franzen (2005) obtuvo su perfil desde el mes de agosto a diciembre del 2002 (cinco meses); Espinosa (2014) lo obtuvo de enero de 2008 a abril de 2009 (15 meses); y, el presente trabajo, un perfil obtenido noviembre de 2014 a agosto de 2015 (diez meses), con una diferencia de tiempo de muestreo por familias (Tabla 1). Por lo tanto, dadas las condiciones de estacionalidad de caza en la selva amazónica relacionadas a la disponibilidad de alimento y periodos de engorde las presas (Kelley y Yost, 1983), es probable que los perfiles que no han cubierto estos cambios a lo largo del año no representen el perfil de caza real en dichos años. Además, el perfil actual, debido a la negativa de los nativos, no pudo obtenerse de la comunidad de Dicaro, incluida en los estudios previos.

5.4 MODELO DE PRODUCCIÓN DE ROBINSON Y REDFORD (1991)

Se aplicó el modelo propuesto por Robinson y Redford (1991) para evaluar si la cosecha de especies de mamíferos más significativas estaba por encima de los niveles de sustentabilidad: *Tayassu pecari*, *Tapirus terrestris*, *Pecari tajacu*, *Mazama americana*, *Lagothrix poeppigii*, *Alouatta seniculus*, *Ateles belzebuth*, *Cebus albifrons*, *Cuniculus paca* y *Dasyprocta fuliginosa*. Tras la aplicación del modelo al área de cacería obtenida comparada con los datos teóricos se encontró que solamente las tasas de extracción de *Tayassu pecari* se encuentran sobre la tasa de cosecha potencial sugerida por Robinson y Redford (1991). Las demás especies son cazadas en niveles inferiores a las tasas de cosecha máxima potencial (Tabla 3).

La tasa de extracción del pecarí de labio blanco (*Tayassu pecari*) incrementó significativamente en el presente estudio. Sin embargo en el estudio de Franzen (2005) pudimos encontrar que esta especie ya estaba siendo cazada sobre la tasa de cosecha potencial. Espinosa (2012) afirmó que todas las especies que se habían encontrado sobre los límites de cosecha potenciales en estudio de Franzen continuaban siendo explotadas en su estudio, incluso con mayor intensidad. Es por esto que la dispersión de fauna podría ser un factor fundamental al considerar la regeneración de poblaciones de especies cinegéticas (Novaro *et al.*, 2000). Es importante entender la escala espacial que permite que se dé la dinámica fuente-sumidero, para poder establecer zonas libres de caza que continúen garantizando el flujo de presas hasta el área de cacería de las comunidades Waorani (Sirén *et al.*, 2004).

Por otra parte Franzen (2005) encontró que las especies de monos chorongo (*Lagothrix poeppigii*) y araña (*Ateles belzebuth*) estaban siendo extraídas sobre los límites de la tasa de cosecha potencial, mientras que actualmente se encontró que la cosecha de estas especies se encuentra muy por debajo de esta cifra. Cabe mencionar que los índices utilizados para los que fue desarrollado el modelo corresponden a una zona ideal donde no haya fragmentación de hábitat o no haya existido una alta presión de caza (Milner-Gulland y Akçakaya, 2001; Refisch y Koné, 2005), condición que no se cumple en esta área de estudio. No obstante haciendo referencia a la comparación de perfiles de caza, donde se encontró un decremento significativo en la cosecha de estas especies, podemos inferir que es muy probable que estas especies estén enfrentado más bien un descenso poblacional. Adicionalmente la interpretación del modelo empleado no permite saber el estado de las poblaciones sino solamente la sustentabilidad de la cosecha.

Finalmente es importante considerar que estos índices teóricos aplicados en el modelo han demostrado sobreestimar la producción real de una población; por lo tanto, sujetándose al

principio de precaución propuesto por Milner-Gulland y Akçakaya (2001), que afirma que un algoritmo que sobreestima la cosecha máxima sustentable es menos recomendable que uno que la subestima, se debería ser muy cauto con su aplicación.

6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- Se encontró que la cacería continua siendo una parte fundamental en la cultura y la subsistencia de las comunidades Waorani que conforman el presente estudio. Por lo tanto, cualquier cambio en esta actividad se vería reflejado en la forma de vida de las personas que dependen de este recurso.
- Actualmente los indígenas de la zona emplean mayor tiempo en obtener menor biomasa de carne de monte, sin embargo sería mejor utilizar datos de más periodos de estudio para obtener resultados más cercanos a la realidad.
- El perfil de cacería muestra que se mantiene el uso de especies cinegéticas de mayor tamaño para optimizar el esfuerzo de cosecha.
- Existe una perdida cultural en los indígenas Waorani que se refleja en un perfil de caza que contiene a especies que eran consideradas un tabú alimenticio o eran respetadas por su cultura.
- Continua existiendo venta de carne de monte en la zona, sin embargo los nativos comercializan una pequeña parte de su cosecha para abastecer necesidades básicas. Mientras que existe paralelamente una actividad de caza ilegal con fines comerciales que podría tener mayor impacto en las poblaciones silvestres.
- El modelo de producción de Robinson y Redford (1991) indicó que la caza de pecarí de labio blanco no es sustentable, sin embargo este resultado fue encontrado también en el año 2002 y actualmente se continúa explotando esta especie.
- Se recomienda emplear censos de fauna en zonas de cacería y sin cacería para conocer y comparar el estado actual de las poblaciones en área de estudio.
- Es importante considerar la capacidad de migración de las especies y las áreas de influencia al territorio de cacería actual, ya que la dinámica fuente-sumidero podría

permitir que se mantenga esta actividad de forma sustentable. Por lo tanto se debe hacer énfasis en no permitir la colonización y el incremento vías dentro del PNY.

- Al observar a la cacería como un problema de conservación de vida silvestre se debe considerar todos los factores socio-económicos que giran alrededor de esta actividad. Ya que el impacto que pueden enfrentar las poblaciones silvestres podrían tener un costo social para el bienestar de las personas que dependen de este recurso. Es decir que al escasear el recurso el país tendrá que asumir la deuda social que tiene con el pueblo Waorani.

7 LITERATURA CITADA

- Alvard, M.S., Robinson, J.G., Redford, K.H. y Kaplan, H. 1997. The sustainability of subsistence hunting in the Neotropics. *Conservation Biology*, 11(4): 977-982.
- Apaza, L., Wilkie, D., Byron, E., Huanca, T., Leonard, W., Perez, E., Reyes-García, V., Vadez, V. y Godoy, R. 2002. Role of meat prices in household consumption of bushmeat among the Tsimane' Amerindians of Bolivia. *Oryx*, 36(4): 382-388.
- Bass, M.S., Finer, M., Jenkins, C.N., Kreft, H., Cisneros-Heredia, D.F., McCracken, S.F., Pitman, N.C., English, P.H., Swing, K. y Villa, G. 2010. Global conservation significance of Ecuador's Yasuní National Park. *PloS one*, 5(1): 67-87.
- Becker, C.D. y Ostrom, E. 1995. Human ecology and resource sustainability: the importance of institutional diversity. *Annual review of ecology and systematics*, 26: 113-133.
- Bodmer, R.E., Fang, T.G., Moya, L. y Gill, R. 1994. Managing wildlife to conserve Amazonian forests: population biology and economic considerations of game hunting. *Biological Conservation*, 67(1): 29-35.
- Brandon, K., Redford, K.H. y Sanderson, S.E. 1998. *Parks in peril: people, politics, and protected areas*. Washington DC: Cambridge University Press.
- Bravo-Oilwatch, E. 2005. Explotación petrolera en la Reserva de la Biosfera Yasuní - Ecuador. En: *Asalto al Paraíso: Empresas Petroleras en Áreas Protegidas*. pp: 36-77.
- Brodie, J.F., Giordano, A.J., Zipkin, E.F., Bernard, H., Mohd-Azlan, J. y Ambu, L. 2015. Correlation and persistence of hunting and logging impacts on tropical rainforest mammals. *Conservation Biology*, 29(1): 110-121.
- Coello, F. y Nations, J. 1989. Plan preliminar de manejo del parque nacional Yasuní Reserva de la Biosfera. Ministerio de Agricultura y Ganadería, Dirección Nacional Forestal, Dirección de Áreas Naturales. Quito, Ecuador.
- Colding, J. y Folke, C. 1997. The relations among threatened species, their protection, and taboos. *Conservation ecology*, 1(1): 6.
- Chapman, C.A. y Chapman, L.J. 1995. Survival without dispersers: seedling recruitment under parents. *Conservation Biology*, 9(3): 675-678.
- de Souza, J.B. y Alves, R. 2014. Hunting and wildlife use in an Atlantic Forest remnant of northeastern Brazil. *Tropical Conservation Science*, 7(1): 145-160.
- Díaz, S.P. y Fernández, S.P. 2004. Asociación de variables cualitativas: el test exacto de Fisher y el test de McNemar. *Cadernos de atención primaria*, 11(5): 304-308.
- Effiom, E.O., Birkhofer, K., Smith, H.G. y Olsson, O. 2014. Changes of community composition at multiple trophic levels due to hunting in Nigerian tropical forests. *Ecography*, 37(4): 367-377.
- Espinosa, S., Branch, L.C. y Cueva, R. 2014. Road development and the geography of hunting by an Amazonian indigenous group: consequences for wildlife conservation. *PloS one*, 9(12): e114916.
- Espinosa, S.R. 2012. Road development, bushmeat extraction and jaguar conservation in Yasuni Biosphere Reserve-Ecuador. University of Florida.

- Fa, J.E., Currie, D. y Meeuwig, J. 2003. Bushmeat and food security in the Congo Basin: linkages between wildlife and people's future. *Environmental Conservation*, 30(1): 71-78.
- Fa, J.E. y Peres, C.A. 2001. Game vertebrate extraction in African and Neotropical forests: an intercontinental comparison. *Conservation Biology Series-Cambridge*, 25(1): 203-241.
- Fearnside, P.M. 2006. Dams in the Amazon: Belo Monte and Brazil's hydroelectric development of the Xingu River Basin. *Environmental Management*, 38(1): 16-27.
- Finer, M., Jenkins, C.N., Pimm, S.L., Keane, B. y Ross, C. 2008. Oil and gas projects in the western Amazon: threats to wilderness, biodiversity, and indigenous peoples. *PloS one*, 3(8): e2932.
- Finer, M., Pappalardo, S.E., Ferrarese, F. y De Marchi, M. 2014. High resolution satellite imagery reveals Petroamazonas violated environmental impact study by building road into Yasuni National Park. *Geoyasuni-Portal de Investigacion Geografica*. Technical Report.
- Finer, M., Vijay, V., Ponce, F., Jenkins, C.N. y Kahn, T.R. 2009. Ecuador's Yasuni Biosphere Reserve: a brief modern history and conservation challenges. *Environmental research letters*, 4(3): 034005.
- Franzen, M. 2006. Evaluating the sustainability of hunting: a comparison of harvest profiles across three Huaorani communities. *Environmental Conservation*, 33(01): 36-45.
- Franzen, M.A. 2005. Huaorani resource use in the Ecuadorian Amazon: Hunting, food sharing, and market participation. En: *Ecology*. UMI Ann Arbor.
- Gross, D.R. 1975. Protein capture and cultural development in the Amazon Basin. *American Anthropologist*, 77(3): 526-549.
- Hames, R.B. y Vickers, W.T. 1982. Optimal diet breadth theory as a model to explain variability in Amazonian hunting. *American Ethnologist*, 9(2): 358-378.
- Hennemann III, W.W. 1983. Relationship among body mass, metabolic rate and the intrinsic rate of natural increase in mammals. *Oecologia*, 56(1): 104-108.
- Hill, K., Padwe, J., Bejyvagi, C., Bepurangi, A., Jakugi, F., Tykuarangi, R. y Tykuarangi, T. 1997. Impact of hunting on large vertebrates in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. *Conservation Biology*, 11(6): 1339-1353.
- Jerozolimski, A. y Peres, C.A. 2003. Bringing home the biggest bacon: a cross-site analysis of the structure of hunter-kill profiles in Neotropical forests. *Biological Conservation*, 111(3): 415-425.
- Jimoh, S.O., Ikyaagba, E.T., Alarape, A.A., Obioha, E.E. y Adeyemi, A.A. 2012. The Role of Traditional Laws and Taboos in Wildlife Conservation in the Oban Hill Sector of Cross River National Park(CRNP), Nigeria. *Journal of human ecology*, 39(3): 209-219.
- Kelley, P.M. y Yost, J.A. 1983. Shotguns, blowguns and spears: the analysis of technological efficiency. *Adaptative responses of native Amazonians*, 35(1): 189-224.

- Laurance, W.F., Croes, B.M., Tchignoumba, L., Lahm, S.A., Alonso, A., Lee, M.E., Campbell, P. y Ondzeano, C. 2006. Impacts of roads and hunting on central African rainforest mammals. *Conservation Biology*, 20(4): 1251-1261.
- Levi, T., Lu, F., Douglas, W.Y. y Mangel, M. 2011. The behaviour and diet breadth of central-place foragers: an application to human hunters and Neotropical game management. *Evolutionary Ecology Research*, 13(2): 171-185.
- Levi, T., Shepard Jr, G.H., Ohl-Schacherer, J., Peres, C.A. y Yu, D.W. 2009. Modelling the long-term sustainability of indigenous hunting in Manu National Park, Peru: landscape-scale management implications for Amazonia. *Journal of Applied Ecology*, 46(4): 804-814.
- Ling, S. y Milner-Gulland, E. 2006. Assessment of the sustainability of bushmeat hunting based on dynamic bioeconomic models. *Conservation Biology*, 20(4): 1294-1299.
- Lu, F.E.-s. 1999. Changes in subsistence patterns and resource use of the Huaorani Indians in the Ecuadorian Amazon. University of North Carolina at Chapel Hill.
- Macdonald, D.W., Johnson, P.J., Albrechtsen, L., Dutton, A., Seymour, S., Dupain, J., Hall, A. y Fa, J.E. 2011. Association of body mass with price of bushmeat in Nigeria and Cameroon. *Conservation Biology*, 25(6): 1220-1228.
- McKinney, M.L. 1997. Extinction vulnerability and selectivity: combining ecological and paleontological views. *Annual review of ecology and systematics*, 28(1): 495-516.
- Melo, É.R.d.A., Gadelha, J.R., Silva, M.d.N.D.d., Júnior, A.P.d.S. y Pontes, A.R.M. 2015. Diversity, abundance and the impact of hunting on large mammals in two contrasting forest sites in northern amazon. *Wildlife Biology*, 21(5): 234-245.
- Mena, V., Stallings, J., Regalado, J. y Cueva, R. 2000. The sustainability of current hunting practices by the Huaorani. *Hunting for sustainability in tropical forests*, 22(1): 57-78.
- Milner-Gulland, E. y Akçakaya, H.R. 2001. Sustainability indices for exploited populations. *Trends in Ecology & Evolution*, 16(12): 686-692.
- Ministerio del Ambiente. 2011. Plan de Manejo del Parque Nacional Yasuní. Quito, Ecuador
- Nepstad, D., Schwartzman, S., Bamberger, B., Santilli, M., Ray, D., Schlesinger, P., Lefebvre, P., Alencar, A., Prinz, E. y Fiske, G. 2006. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conservation Biology*, 20(1): 65-73.
- Novaro, A.J., Redford, K.H. y Bodmer, R.E. 2000. Effect of Hunting in Source-Sink Systems in the Neotropics. *Conservation Biology*, 14(3): 713-721.
- Nunez-Iturri, G., Olsson, O. y Howe, H.F. 2008. Hunting reduces recruitment of primate-dispersed trees in Amazonian Peru. *Biological Conservation*, 141(6): 1536-1546.
- Parry, L., Barlow, J. y Peres, C.A. 2009. Hunting for sustainability in tropical secondary forests. *Conservation Biology*, 23(5): 1270-1280.
- Peres, C.A. 1990. Effects of hunting on western Amazonian primate communities. *Biological Conservation*, 54(1): 47-59.
- Peres, C.A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology*, 14(1): 240-253.

- Peres, C.A. y Lake, I.R. 2003. Extent of nontimber resource extraction in tropical forests: accessibility to game vertebrates by hunters in the Amazon basin. *Conservation Biology*, 17(2): 521-535.
- Peres, C.A. y Nascimento, H.S. 2006. Impact of game hunting by the Kayapo of south-eastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. *Biodiversity & Conservation*, 15(8): 2627-2653.
- Peters, R.H. 1986. *The ecological implications of body size*. Cambridge University Press.
- Pitman, N.C., Terborgh, J.W., Silman, M.R., Núñez V, P., Neill, D.A., Cerón, C.E., Palacios, W.A. y Aulestia, M. 2001. Dominance and distribution of tree species in upper Amazonian terra firme forests. *Ecology*, 82(8): 2101-2117.
- Pitman, N.C.A. 2000. *A large-scale inventory of two Amazonian tree communities*. Duke University Durham, North Carolina.
- Prado, H.M., Forline, L.C. y Kipnis, R. 2012. Hunting practices among the Awá-Guajá: towards a long-term analysis of sustainability in an Amazonian indigenous community. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas*, 7(2): 479-491.
- Puertas, P. y Bodmer, R.E. 2004. Hunting effort as a tool for community-based wildlife management in Amazonia. En: *People in Nature: wildlife conservation in South and Central America*, R. E. a. F. Kirsten M. and Bodmer, Jose M. V., (ed.). Columbia University Press: pp: 123-135.
- RAISG (2012) Amazon 2012: Protected areas and indigenous territories. Red Amazo´nica de Informacion Socioambiental Georeferenciada. Available: <http://raisg.socioambiental.org>
- Redford, K.H. 1992. The empty forest. *BioScience*, 42(6): 412-422.
- Redford, K.H. y Robinson, J.G. 1987. The game of choice: patterns of Indian and colonist hunting in the Neotropics. *American Anthropologist*, 89(3): 650-667.
- Refisch, J. y Koné, I. 2005. Impact of commercial hunting on monkey populations in the Taï region, Côte d'Ivoire. *Biotropica*, 37(1): 136-144.
- Robinson, J.G. y Bennett, E.L. 2000. Carrying capacity limits to sustainable hunting in tropical forests. *Hunting for sustainability in tropical forests*, 36(1): 13-30.
- Robinson, J.G. y Bennett, E.L. 2004. Having your wildlife and eating it too: an analysis of hunting sustainability across tropical ecosystems. *Animal Conservation*, 7(4): 397-408.
- Robinson, J.G. y Bennett, E.L. 2013. *Hunting for sustainability in tropical forests*. Columbia University Press.
- Robinson, J.G. y Redford, K.H. 1986a. Body size, diet, and population density of Neotropical forest mammals. *American naturalist*, 34(1): 665-680.
- Robinson, J.G. y Redford, K.H. 1986b. Intrinsic rate of natural increase in Neotropical forest mammals: relationship to phylogeny and diet. *Oecologia*, 68(4): 516-520.
- Robinson, J.G. y Redford, K.H. 1991. Sustainable harvest of neotropical forest mammals. *Neotropical wildlife use and conservation*: 415-429.
- Ross, E.B., Arnott, M.L., Basso, E.B., Beckerman, S., Carneiro, R.L., Forbis, R.G., Good, K.R., Jensen, K.-E., Johnson, A. y Kaplinski, J. 1978. Food Taboos, diet, and

- hunting strategy: the adaptation to animals in amazon cultural ecology [and Comments and Reply]. *Current Anthropology*, 26(2): 1-36.
- Schwartzman, S. y Zimmerman, B. 2005. Conservation alliances with indigenous peoples of the Amazon. *Conservation Biology*, 19(3): 721-727.
- Silva, J. y Strahl, S. 1991. Human impact on populations of chachalacas, guans, and curassows (Galliformes: Cracidae) in Venezuela. *Neotropical wildlife use and conservation*. University of Chicago Press, Chicago, 24(1): 37-52.
- Sirén, A., Hambäck, P. y Machoa, J. 2004. Including spatial heterogeneity and animal dispersal when evaluating hunting: a model analysis and an empirical assessment in an Amazonian community. *Conservation Biology*, 18(5): 1315-1329.
- Sirén, A.H. y Wilkie, D.S. 2016. The effects of ammunition price on subsistence hunting in an Amazonian village. *Oryx*, 50(01): 47-55.
- Suarez, E., Stallings, J. y Suarez, L. 1995. Small-mammal hunting by two ethnic groups in north-western Ecuador. *Oryx*, 29(01): 35-42.
- Swamy, V. y Pinedo-Vasquez, M. 2014. Bushmeat harvest in tropical forests: Knowledge base, gaps and research priorities. Center for International Forestry Research.
- Van Vliet, N., Fa, J. y Nasi, R. 2015. Managing hunting under uncertainty: from one-off ecological indicators to resilience approaches in assessing the sustainability of bushmeat hunting. *Ecology and Society*, 20(3).
- Vickers, W.T. 1991. Hunting yields and game composition over ten years in an Amazon Indian territory. *Neotropical wildlife use and conservation*, 400: 53-81.
- West, P., Igoe, J. y Brockington, D. 2006. Parks and peoples: the social impact of protected areas. *Annu. Rev. Anthropol.*, 35: 251-277.
- Wilkie, D.S., Curran, B., Tshombe, R. y Morelli, G.A. 1998. Modeling the sustainability of subsistence farming and hunting in the Ituri Forest of Zaire. *Conservation Biology*, 12(1): 137-147.
- Wilkie, D.S., Starkey, M., Abernethy, K., Effa, E.N., Telfer, P. y Godoy, R. 2005. Role of prices and wealth in consumer demand for bushmeat in Gabon, Central Africa. *Conservation Biology*, 19(1): 268-274.
- Woodroffe, R. y Ginsberg, J.R. 1998. Edge effects and the extinction of populations inside protected areas. *Science*, 280(5372): 2126-2128.
- Wright, S.J., Zeballos, H., Domínguez, I., Gallardo, M.M., Moreno, M.C. y Ibáñez, R. 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a Neotropical forest. *Conservation Biology*, 14(1): 227-239.
- Yost, J.A. 1981. Twenty years of contact: the mechanisms of change in Huao (Auca) culture. *Cultural transformations and ethnicity in modern Ecuador*, 39(1): 677-704.
- Zapata-Ríos, G., Urgiles, C. y Suárez, E. 2009. Mammal hunting by the Shuar of the Ecuadorian Amazon: is it sustainable? *Oryx*, 43(03): 375-385.

8 FIGURAS

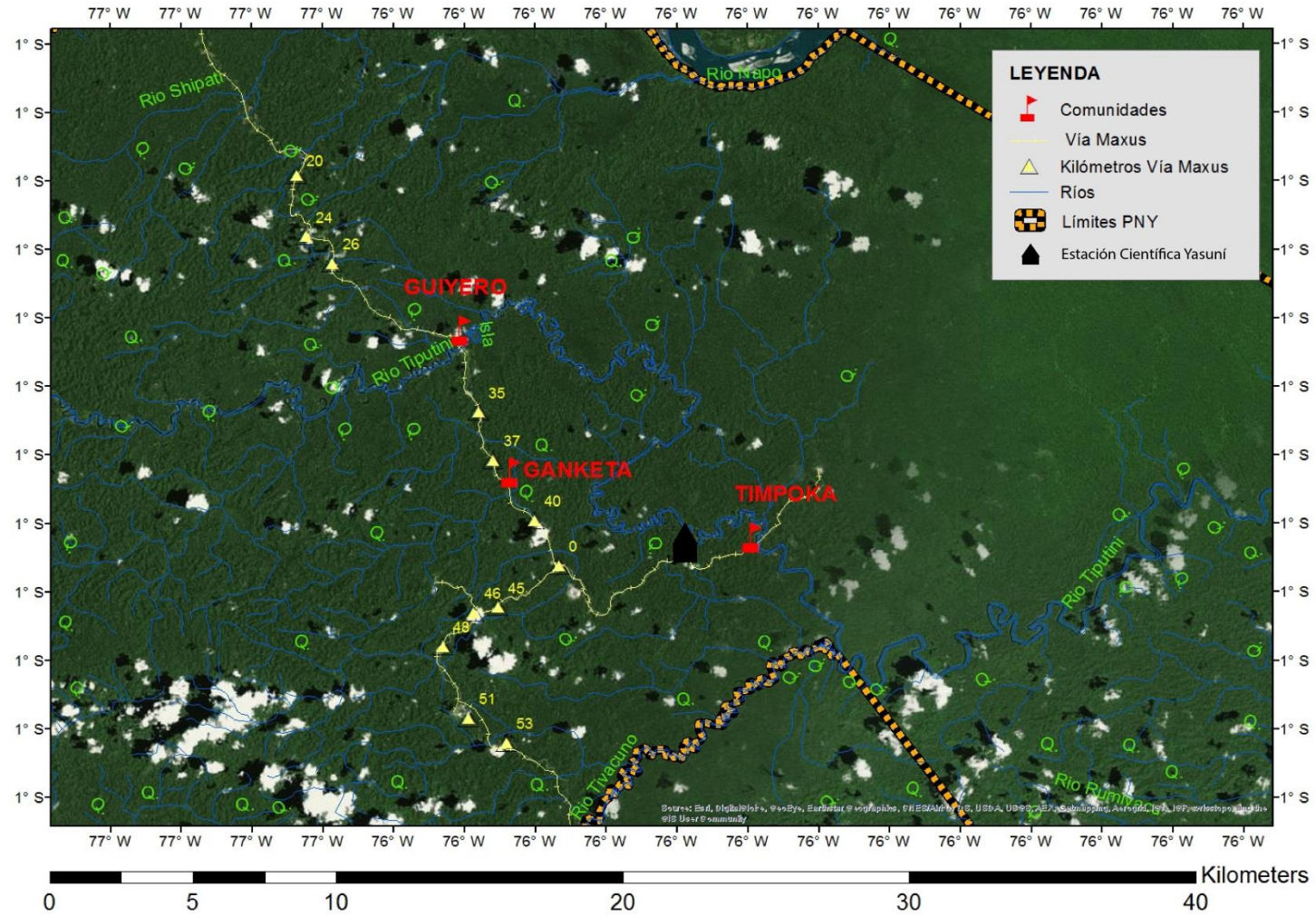


Figura 1: Comunidades indígenas en estudio a lo largo de la vía Maxus

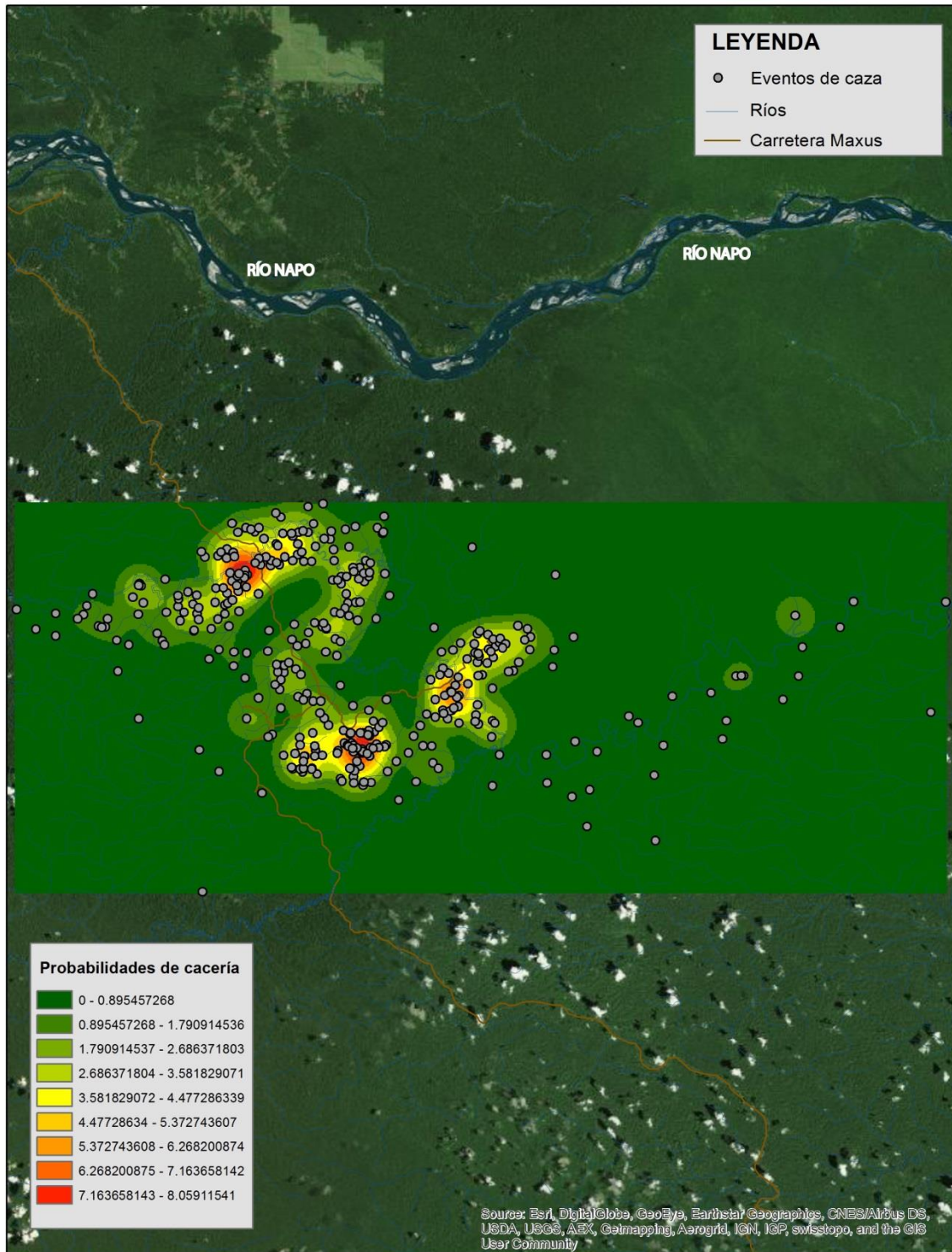


Figura 2: Área de cacería (Análisis de densidad Kernel). La isolínea verde oliva más externa nos indica el área más probable de caza basándose en la densidad de eventos de cacería expuestos en la tabla como probabilidad de caza.

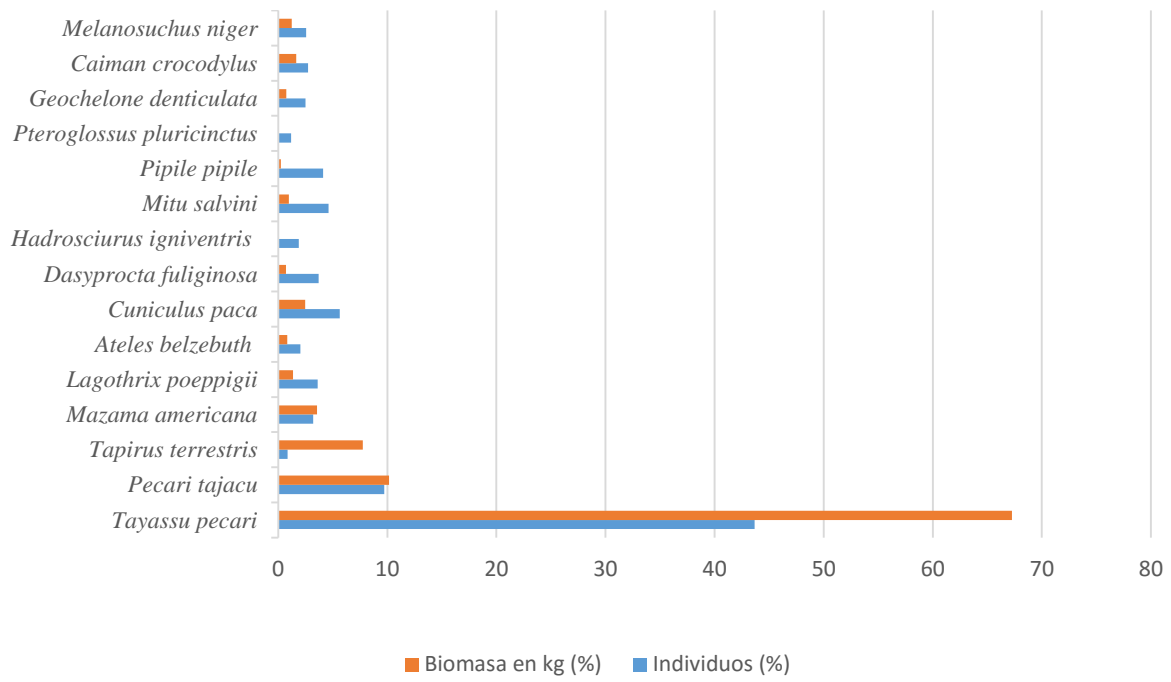


Figura 3: Especies cazadas que contribuyen con más de uno por ciento en número de individuos o biomasa

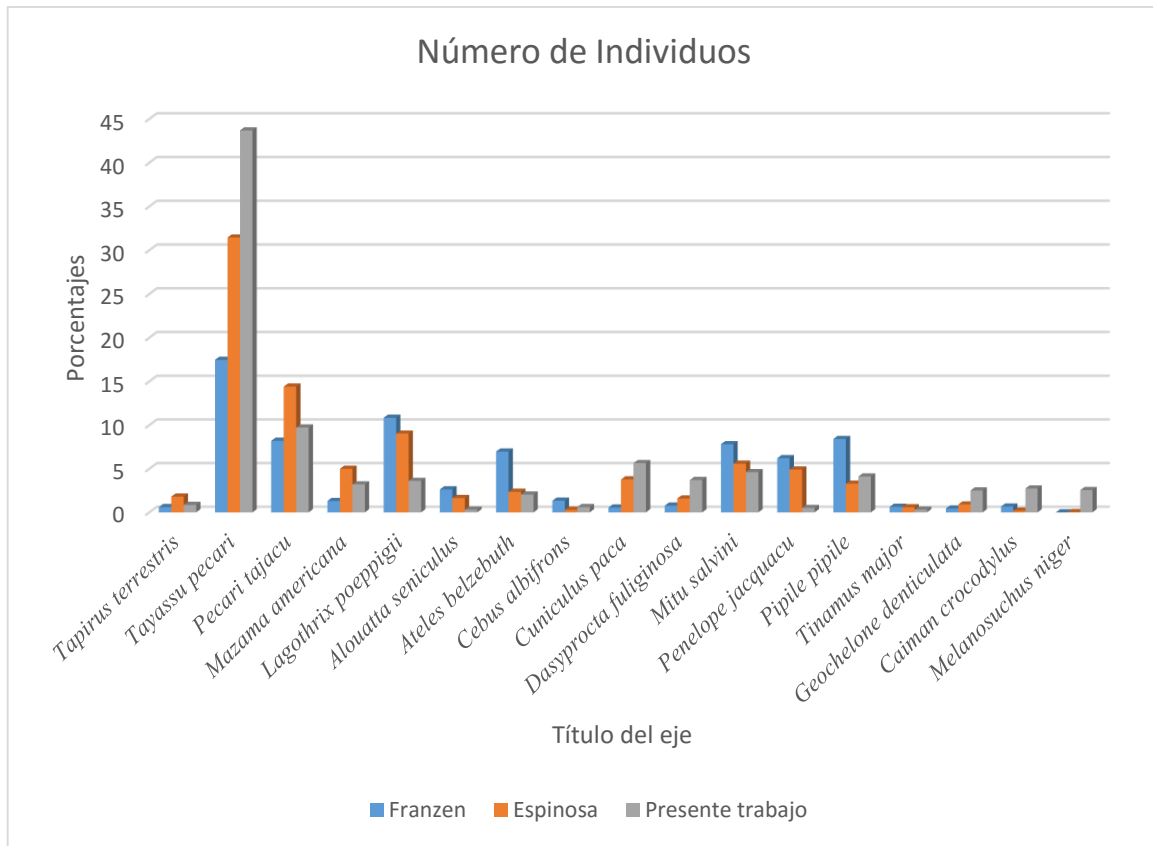


Figura 4: Comparaciones de perfiles de cacería de los tres periodos de estudio en relación al porcentaje del número de individuos cosechados

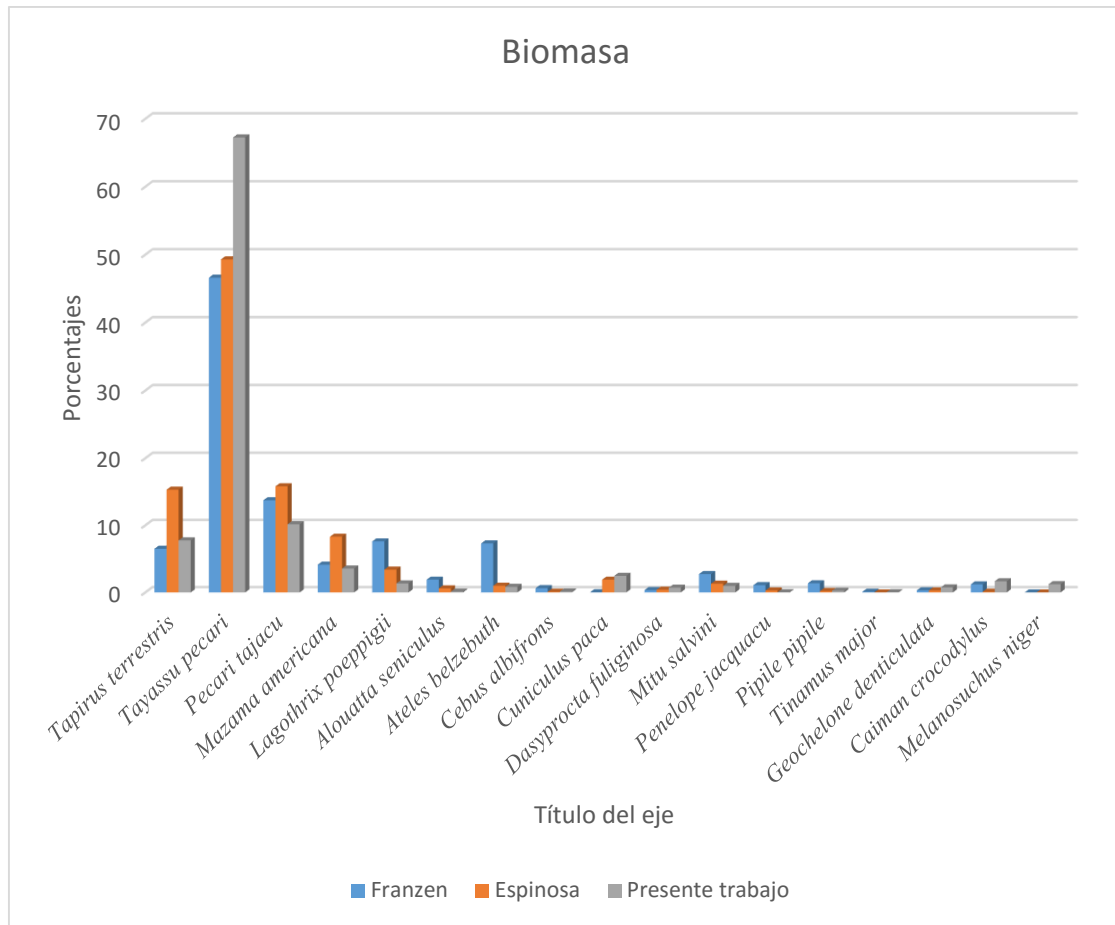


Figura 5: Comparaciones de perfiles de cacería de los tres periodos de estudio en relación al porcentaje de biomasa cosechada

9 TABLAS

Tabla 1. Esfuerzo de muestreo por clanes y comunidades

Comunidad	Grupo familiar	Tiempo de muestreo
Guiyero	Wampy	10 meses
Guiyero	Nampay	7 meses
Timpoka	Mingui	9 meses
Ganketa	Yero	10 meses
Guiyero	Weimane	6 meses

Tabla 2. Especies cosechadas durante el periodo de estudio (Nov. 2014 – Ago. 2015)

Nombre científico	Nombre común	Nombre Wao Tededo	n	Individuos (%)	Biomasa (%)	Estado de conservación (UICN)
Ungulados						
<i>Tayassu pecari</i>	Pecarí de labio blanco	Ode	256	43,68	67,25	(VU) ¹
<i>Pecari tajacu</i>	Pecarí de collar	Amo	57	9,72	10,15	(LC) ²
<i>Tapirus terrestris</i>	Tapir amazónico	Tite	5	0,85	7,76	(VU)
<i>Mazama americana</i>	Venado colorado	Cuhuane	19	3,2	3,56	(DD) ³
Primates						
<i>Lagothrix poeppigii</i>	Mono chorongo	Gata	21	3,6	1,34	(VU)
<i>Ateles belzebuth</i>	Mono araña	Deye	12	2,04	0,83	(EN) ⁴
<i>Alouatta seniculus</i>	Mono aullador rojo	Iwá	2	0,34	0,12	(LC)
<i>Cebus albifrons</i>	Mono machín blanco	Bogi	4	0,6	0,13	(LC)
Roedores						
<i>Cuniculus paca</i>	Guanta de tierras bajas	Panone	33	5,63	2,47	(LC)
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	Guatusa negra	Peene	22	3,7	0,7	(LC)
<i>Myoprocta pratti</i>	Guatin rojo	Boyego	3	0,51	0,02	(LC)
<i>Hadroskiurus igniventris</i>	Ardilla roja montana	Nene	11	1,87	0,03	
<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	Capibara	Tota	1	0,17	0	(LC)

¹ Vulnerable (VU)² Preocupación menor (LC)³ Datos insuficientes (DD)⁴ En peligro (EN)

Nombre científico	Nombre común	Nombre Wao Tededo	n	Individuos (%)	Biomasa (%)	Estado de conservación (UICN)
Carnívoros						
<i>Potos flavus</i>	Cusumbo	Gamoga	1	0,17	0,01	(LC)
<i>Eira barbara</i>	Cabeza de mate	Okata	1	0,17	0,02	(LC)
<i>Nasua nasua</i>	Cuchucho	Coba	3	0,51	0,11	(LC)
Edentados						
Cabassous unicinctus / Dasypus kappleri	Armadillo		5	0,85	0,17	
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Oso hormiguero gigante	Onke	1	0,17	0,27	(VU)
Aves						
<i>Mitu salvini</i>	Paujil de Salvin	Bade	27	4,6	0,98	(LC)
<i>Penelope jacquacu</i>	Pava de Spix	Cuwatai	3	0,5	0,02	(LC)
<i>Pipile pipile</i>	Pava solvosa	Cuwe	28	4,1	0,25	(CR) ⁵
<i>Tinamus major</i>	Tinamú grande	Abamo	2	0,3	0,02	(NT) ⁶
<i>Pteroglossus pluricinctus</i>	Arasari	Pegume	7	1,19	0,03	(LC)
<i>Ramphastos tucanus</i>	Tucán pechiblanco	Yawe	3	0,51	0,01	(VU)
<i>Ramphastos vitellinus</i>	Tucán de pico acanalado	Ñago	1	0,17	0	(VU)
<i>Ara ararauna</i>	Guacamayo azulamarillo	Minta	2	0,3	0	(LC)
<i>Ara macao</i>	Guacamayo macao	Ewe	1	0,17	0	(LC)
<i>Spp. No identificadas</i>	NA	NA	5	0,85	0	–
Reptiles						

⁵ En peligro crítico (CR)

⁶ Casi amenazado (NT)

Nombre científico	Nombre común	Nombre Wao Tededo	n	Individuos (%)	Biomasa (%)	Estado de conservación (UICN)
<i>Geochelone denticulata</i>	Tortuga terrestre	Titeke	15	2,5	0,75	(VU)
<i>Caiman crocodylus</i>	Caimán blanco	Namenta	16	2,73	1,66	(NE) ⁷
<i>Melanosuchus niger</i>	Caimán negro	Noma	15	2,55	1,23	(LC)
<i>Tupinambis merianae</i>	Tegúes de la selva	NA	2	0,34	0	(LC)

⁷ No evaluado (NE)

Tabla 3. Cálculo de la sustentabilidad de la cacería de subsistencia a través del modelo de producción de Robinson y Redford (1991)

Especie	N	M (Kg)	D (No/Km2)	r	λ_{max}	Pmax (No/Km2)	Pmax (Kg/Km2)	Años	V	H (No/Km2)	E (No/Km2)	H2 (Kg/Km2)	E3 (Kg/Km2)	Sustentabilidad
<i>Tayassu pecari</i>	256	28,55	5,24	0,84	2,31	4,12	117,59	13	Larga	0,82	1,39	23,52	39,96	NO
<i>Tapirus terrestris</i>	5	148,95	1,2	0,2	1,22	0,16	23,59	25	Larga	0,03	0,02	4,72	4,07	SI
<i>Pecari tajacu</i>	57	17,52	8,05	1,25	3,49	12,03	210,76	13	Larga	2,41	0,31	42,22	5,46	SI
<i>Mazama americana</i>	19	26,1	5,67	0,4	1,49	1,67	43,51	8	Corta	0,67	0,1	17,4	2,71	SI
<i>Lagothrix lagotricha</i>	21	10	13,18	0,14	1,15	1,19	11,86	20	Larga	0,24	0,11	2,37	1,14	SI
<i>Alouatta seniculus</i>	2	6,19	19,32	0,17	1,18	2,09	12,91	25	Larga	0,42	0,01	2,58	0,06	SI
<i>Ateles belzebuth</i>	12	7,59	16,6	0,08	1,08	0,8	6,072	25	Larga	0,16	0,06	1,22	0,49	SI
<i>Cebus albifrons</i>	4	2,01	9,5	0,17	1,18	1,03	2,06	25	larga	0,21	0,02	0,41	0,04	SI
<i>Cuniculus paca</i>	33	8,23	11,5	0,67	1,95	6,56	53,93	12	larga	1,31	0,18	10,79	1,48	SI
<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	22	2,84	18,7	1,1	3	22,44	63,82	10	Corta	8,98	0,12	25,53	0,34	SI

N = Número de individuos

M = Masa

D = densidad (calculado con base en Robinson & Redford, 1986a)

r = tasa intrínseca de incremento natural (Robinson y Redford, 1986b)

Pmax = producción máxima

λ_{max} = tasa finita máxima de incremento

Años = edad de la última reproducción (Robinson y Redford, 1986b)

V = expectativa de vida (Robinson y Redford, 1991)

H = tasa de extracción sustentable óptima

E = extracción real

10 ANEXOS

Anexo 1: Formularios de cacería para obtener la información de cada evento de caza

Oingaidi nani onani aki
(Registro de cacería)
Nani oinga ooni emowo adotaake adotaake yewemongi
(Llenar una hoja por animal)

Ne yewemonga: _____
(Responsable de registro)

¿Edanino godanii omere onkete?: _____
(Quiénes fueron de cacería?)

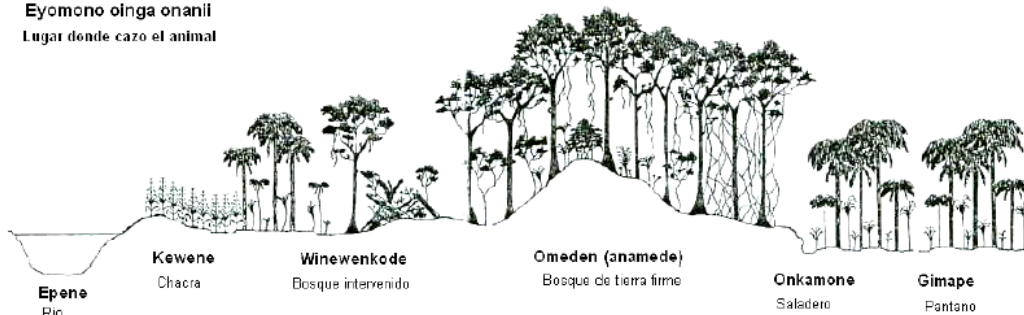
¿Eyedeno omede godanii? <small>¿Cuándo salieron de cacería?</small>		¿Eyedeno oken emente ponanii? <small>¿Cuándo regresaron de cacería?</small>	
Hora:	Fecha:	Hora:	Fecha:

Nani oinga ooni emowo: _____ **Arma Usada** _____
(Nombre animal cazado) **Teñamo:** _____ **Tapa:** _____ **Omena:** _____

¿Ebano inga?		¿Epodo wadepo inga?	
Wenpogare <small>(Macho)</small>		Wiñe <small>(Cria)</small>	
Wemona <small>(Hembra)</small>		Edene <small>(Malton)</small>	
Wemona enenna <small>(Hembra Preñada)</small>		Pike <small>(Adulto)</small>	
Onkiye gome tago <small>(Hembra con leche)</small>			
Eñena mai <small>(No sé)</small>			

¿Epodo ganka oinga emenga? _____
(Cuántas libras pesa el animal?)

Eyomono oinga onanii
Lugar donde cazo el animal



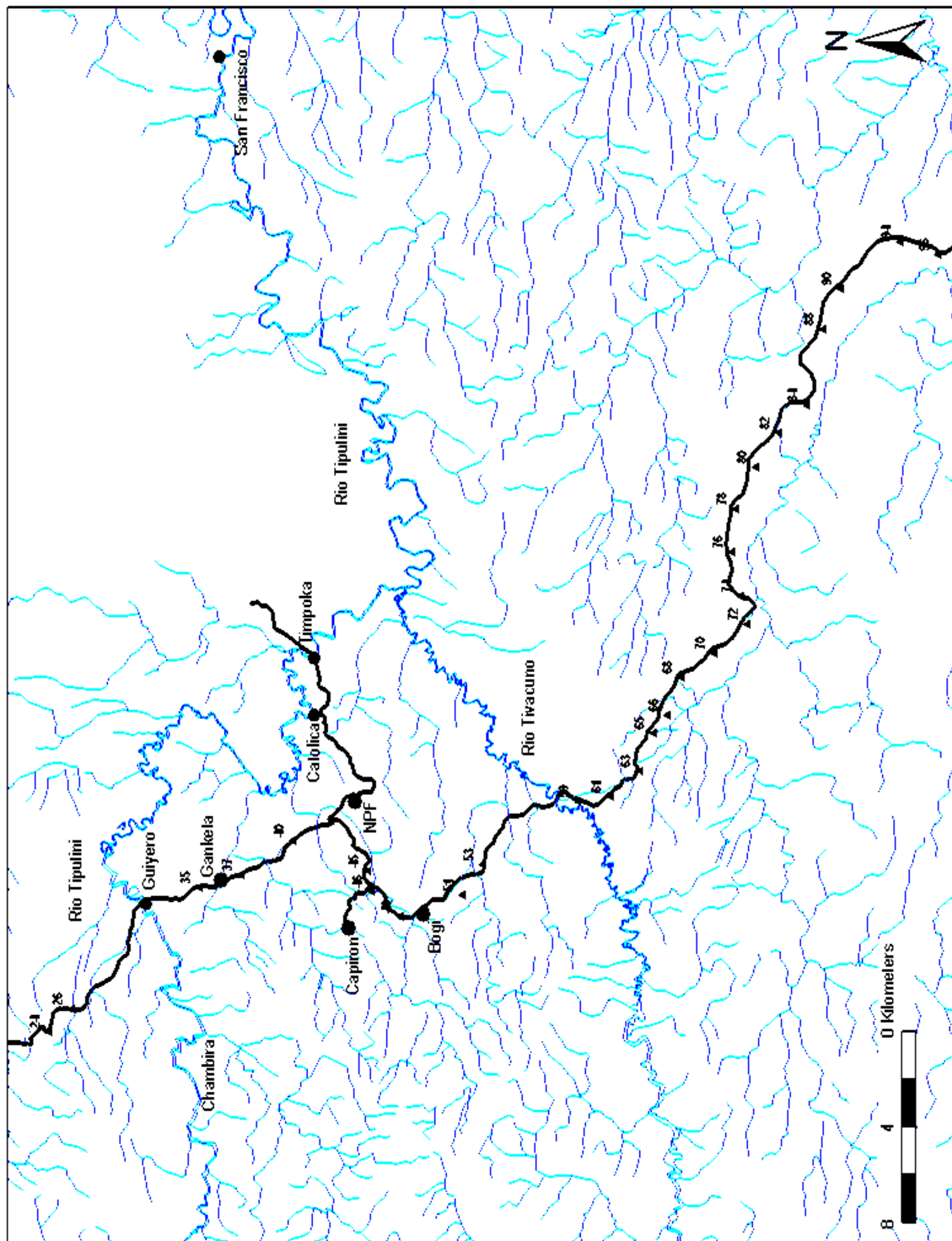
¿Epodo kemini? (¿Cuánto comen?)
.....

¿Epodo godonte emi? (¿Cuánto venden?)
.....

¿Epodo godomini wadani inanite? (¿Cuánto comparten?)
.....

Continuación Anexo 1

Nani oinga ooni maniño intapa ante maniita yewemongi
(Señalar en el mapa el lugar donde se cazó el animal)



Anexo 2: Ley forestal y de conservación de áreas naturales y de vida silvestre

Codificación 17

Registro Oficial Suplemento 418 de 10-sep-2004

Estado: Vigente

Art. 87.- - Quien cace, pesque o capture especies animales sin autorización o utilizando medios proscritos como explosivos, sustancias venenosas y otras prohibidas por normas especiales, será sancionado administrativamente con una multa equivalente a entre quinientos y mil salarios mínimos vitales generales. Se exceptúa de esta norma el uso de sistemas tradicionales para la pesca de subsistencia por parte de pueblos indígenas, negros o afro ecuatorianos. Si la caza, pesca o captura se efectúan en áreas protegidas, zonas de reserva o en períodos de veda, la sanción pecuniaria administrativa se agravará en un tercio (Ley Forestal y de conservación de áreas naturales y vida silvestre. 2004)

PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL ECUADOR

DECLARACIÓN Y AUTORIZACIÓN

Yo, Iván Alejandro Saá Portilla, C.I. 171543591-1 autor del trabajo de graduación intitulado: “Comparación de los perfiles de cacería en tres comunidades Waorani del Parque Nacional Yasuní entre el periodo 2002 y 2015”, 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 Católica Universidad 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 la Universidad.

Quito, 31 de Mayo del 2016

Alejandro Saá P.
C.C. 1715435911