

Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN

Manejo y Uso Sustentable de Pecaríes en la Amazonía Peruana

Richard Bodmer, Rolando Aquino, Pablo Puertas
César Reyes, Tula Fang y Nicole Gottdenker



Occasional Paper No. 18 de la Comisión de Supervivencia de Especies



UICN

Unión Mundial para la Naturaleza

Hosted by Google

Fondo para la Comunicación de la Conservación de la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN

En 1992, la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN estableció el Fondo para la Comunicación de la Conservación para conseguir apoyo para su Programa de Publicaciones, el cual promueve la conservación mediante: (1) el suministro de información científica objetiva sobre biodiversidad, hábitats y ecosistemas; (2) la identificación de las acciones prioritarias de conservación más importantes; y 3) la comunicación de la información y recomendaciones a quienes manejan los recursos naturales, a los que se encargan de tomar las decisiones y demás personas cuyas acciones afecta la conservación de la biodiversidad.

Los Planes de Acción de la SSC, artículos ocasionales, revistas informativas (Species), Directorio de Membresía y otras publicaciones son apoyadas por una amplia variedad de donantes generosos los cuales incluyen:

El Sultanato de Omán, estableció el Fondo Plan de Acción Peter Scott UICN/SSC en 1990. El Fondo apoya el desarrollo e implementación del Plan de Acción; hasta la fecha, más de 80 becas del Fondo han sido otorgadas a los Grupos Especialistas. Como resultado, el Programa Plan de Acción ha progresado a un nivel acelerado y la red ha crecido y madurado significativamente.

La Sociedad del Zoológico de Chicago (CZS) provee un significativo apoyo en efectivo a la SSC, incluyendo becas para proyectos especiales, servicios editoriales y de diseño, personal y servicios de apoyo afines.

El Fondo Mundial para la Naturaleza (WWF) provee un significativo apoyo operacional anual a la SSC. Las contribuciones del WWF apoyan la infraestructura mínima de la SSC y ayuda a asegurar que la red y los Programas de Publicaciones voluntarias sean adecuadamente apoyadas. WWF ayuda a conservar la naturaleza y los procesos ecológicos mediante: (1) la preservación de la diversidad de los ecosistemas, la genética y las especies; (2) asegurando que el uso de los recursos naturales renovables sea sustentable ahora y en el largo plazo; y (3) la promoción de acciones para reducir la polución, la explotación y el consumo de los recursos y energía.

El Consejo de Agricultura de Taiwán (TCOA) ha concedido becas importantes al Comercio de Fauna Silvestre de la SSC y a los Programas Comunicación de Conservación. Este apoyo ha permitido a la SSC continuar su valioso servicio de asesoría técnica a los Partidos de CITES, así como también a las comunidades de conservación más grandes del globo.

El Programa para Estudios en Conservación Tropical (PSTC) y el Programa de Desarrollo y Conservación Tropical (TCD) están en el Departamento de Ecología de Fauna Silvestre & Conservación y en el Centro para Estudios Latinoamericanos, respectivamente, los cuales están localizados en la University of Florida. PSTC/TCD son programas interdisciplinarios que desarrollan recursos humanos y fortalecen a las instituciones en los países tropicales a través de investigaciones integradas y entrenamiento sobre conservación biológica y sustento de la población rural. Los programas PSTC/TCD promueven el manejo racional, el uso sustentable, y la conservación de los bosques tropicales trabajando en forma conjunta con las instituciones en los países tropicales para incorporar programas que orienten las necesidades de conservación local.

El Instituto Nacional de Recursos Naturales (INRENA), Ministerio de Agricultura de la República de Perú, es una institución de carácter integral y multidisciplinario al servicio del país y tiene como ámbito de competencia el nivel nacional y su accionar se encuentra en estrecha relación con la Alta Dirección del Ministerio de Agricultura, Gobiernos regionales, locales, organizaciones agrarias e instituciones públicas privadas. Las actividades del INRENA se encuentran encaminadas a orientar y delinear el desarrollo activo y eficiente de los recursos naturales con la presencia técnica de todos los sectores productivos y de la población en general, promoviendo el cambio de mentalidad y de actitud de los campesinos, de los políticos y educadores, de los jóvenes y fundamentalmente de los niños, es decir de la población en general a fin de construir una estructura productiva con sentido empresarial y visión de futuro para lograr la consolidación del eje primordial de todo el desarrollo socio-político económico: el ser humano.

La Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES), redactado en 1973, es un tratado internacional con el fin de proteger a las especies silvestres de una explotación desmedida e impedir el comercio internacional de aquellas en peligro de extinción. La CITES entró en vigor el 1 de julio de 1975 y cuenta actualmente con 136 países miembros, cuyo objetivo es reglamentar el comercio internacional de especies amenazadas mediante su inclusión en apéndices aprobados, y reglamentar y vigilar continuamente el comercio de otras que pueden llegar a estarlo.

Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN

Manejo y Uso Sustentable de Pecaríes en la Amazonía Peruana

Richard E. Bodmer
TCD/PSTC Dept. of
Wildlife Ecology &
Conservation y
Center for Latin
American Studies 304
Grinter Hall,
University of Florida,
Gainesville, Fl. 32611
EEUU

**Rolando Aquino y
Pablo E. Puertas**
Centro de
Investigaciones
Veterinarias
Tropicales y de Altura
de la Universidad
Nacional Mayor de
San Marcos Apdo.
575, Iquitos, Perú

**César J. Reyes y
Tula G. Fang**
Asociación para la
Conservación de la
Amazonía
Urbanización Acuario,
Calle Dos, Lote 4
Iquitos, Perú

Nicole L. Gottdenker
Wildlife Conservation
Society New York
Zoological Society,
Bronx Zoological Park
Bronx, NY 10460
EEUU

PROGRAM FOR STUDIES IN TROPICAL CONSERVATION
TROPICAL CONSERVATION & DEVELOPMENT PROGRAM
DEPARTMENT OF WILDLIFE ECOLOGY & CONSERVATION
CENTER FOR LATIN AMERICAN STUDIES
UNIVERSITY OF FLORIDA

INRENA- INSTITUTO NACIONAL DE RECURSOS NATURALES
MINISTERIO DE AGRICULTURA, REPUBLICA DEL PERU

CITES- CONVENCION SOBRE EL COMERCIO INTERNACIONAL DE
ESPECIES AMENAZADAS DE FAUNA Y FLORA SILVESTRES

UICN- UNION MUNDIAL PARA LA NATURALEZA
OFICINA REGIONAL AMERICA DEL SUR

Occasional Paper No. 18 de la Comisión de Supervivencia de Especies



1997

This One



L86W-TJ7-JRLY

Hosted by Google

La designación y presentación de entidades geográficas en este libro, no implica por parte de UICN ni de CITES la expresión de juicio alguno sobre la condición jurídica de ninguno de los territorios o de sus autoridades, ni aprobación o aceptación de ninguna de sus fronteras.

Citación: Bodmer, R.E., Aquino, R., Puertas, P.E., Reyes, C.J., Fang, T.G. y N.L. Gottdenker. (1997) Manejo y Uso Sustentable de Pecaríes en la Amazonía Peruana. Occassional Paper of the IUCN Species Survival Commission No. 18. UICN-Sur, Quito, Ecuador y Secretaría CITES, Ginebra, Suiza. pp.iv + 102.

© 1997 Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y los Recursos Naturales - UICN

La reproducción de esta publicación con fines educativos y otros fines no comerciales esta autorizada sin previo consentimiento de los de los propietarios de los derechos de autor, teniendo como único requisito que la fuente sea citada y los propietarios de los derechos de autor reciban una copia del material reproducido.

La reproducción para reventa u otros fines comerciales esta prohibida sin el consentimiento previo de los propietarios de los derechos de autor.

ISBN 2-8317-0425-1

Disponible de: UICN Oficina Regional para la América del Sur. Av. Atahualpa 955 y República, Quito, Ecuador. Tel: 593 2 466 622; Fax: 593 2 466 624. Correo electrónico: samerica@uicnsur.satnet.net
También disponible del IUCN Publications Services Unit, 219c Huntingdon Road, Cambridge, CB3 0DL, Reino Unido. Tel: 44 1223 277 894; Fax: 44 1223 277 175. Correo electrónico: iucn-psu@wcmc.org.uk. Un catálogo de todas las publicaciones de UICN se puede conseguir en esta última dirección, o en el Internet: <http://www.iucn.org>

Publicado por UICN Sur, Quito, Ecuador.

Diagramación: Punto Diseño

Impresión: Novo Milenium, Quito-Ecuador

Indice

pág.

Prefacio	1
Agradecimientos	2
Resumen	3
Executive Summary	5

Capítulo 1: Introducción

Pecaríes y su manejo en Loreto, noreste del Perú	7
Manejo de Pecaríes en el Noreste del Perú	7
Los Pecaríes	8
El Pecarí de Collar	8
El Pecarí Labiado	8

Capítulo 2: Areas de estudio y métodos de estudio

Plan de Estudio	9
Método Semi-Experimental	9
El Area de Altura: La Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo	10
El Area Inundable: La Reserva Nacional Pacaya-Samiria	11
Conclusión	13

Capítulo 3: Ecología alimentaria de los pecaríes en el noreste del Perú

Métodos	15
Disponibilidad y Selección	16
La Dieta del Pecarí de Collar en el Noreste del Perú	16
Dieta del Pecarí Labiado en el Noreste del Perú	20
Comparaciones entre la Dieta de los Pecaríes en el Perú	21
La Dieta de los Pecaríes Fuera de la Amazonia	21
Estrategia Alimentaria de los Pecaríes en el Noreste del Perú	21
Interacciones Planta-Pecaríes en el Noreste del Perú	23
Variación Estacional de los Tipos de Frutos Consumidos	25
División de Recursos en la Dieta del Pecarí de Collar y el Pecarí Labiado	27
Implicaciones de Manejo:	27
Interacciones Entre Gente, Palmeras y Pecaríes en el Noreste del Perú	27
Las Cosechas de Frutos de Palmera y los Pecaríes	29
Recomendaciones de Manejo para las Palmeras-Interacciones con los Pecaríes	29
Conclusión	30

Capítulo 4: Uso del hábitat por los pecaríes en el noreste del Perú

Métodos Usados para Estudiar los Hábitats de los Pecaríes de la Amazonía	31
Preferencias de Hábitat	32
Adaptaciones de los Pecaríes a las Tierras Inundables de Várzea	32
Implicaciones de Manejo:	35
Comparaciones de Caza de Pecaríes en Bosque Inundable y de Altura	35
Importancia de los Pecaríes para la Gente Rural en el Bosque Inundable y de Altura	36
Conclusión	37

Capítulo 5: Biología reproductiva de los pecaríes en el noreste del Perú

Métodos	38
Patrones de Concepción y Tasas de Preñez	40
Patrones de Nacimientos Esperados	43

Ovulación y Fertilización.....	43
Proporción de Sexo Fetal.....	44
Proporción de Preñez, Tamaño de Camada, Productividad y Fecundidad.....	44
Intervalos de Concepción-Parto.....	46
Comparaciones con Otras Areas.....	47
Comparaciones entre la Reproducción de Pecaríes Labiados y Pecaríes de Collar.....	47
Conclusión.....	48
Capítulo 6: La socio-economía de la caza de pecaríes en el noreste del Perú.....	49
Las Poblaciones Humanas en el Noreste del Perú.....	49
Historia del Uso Sustentable de Fauna Silvestre en el Noreste del Perú.....	50
La Caza Actual de Fauna Silvestre en el Noreste del Perú.....	52
La Caza de Pecaríes en la Economía del Noreste del Perú.....	54
El Comercio de Carne de Pecaríes.....	54
Preferencias en la Caza de Pecaríes.....	57
Comercio de Pieles de Pecaríes.....	61
Crianza en Cautiverio.....	62
Conclusión.....	63
Capítulo 7: Sustentabilidad de la cosecha de pecaríes en el noreste del Perú.....	63
Método de Estudio.....	63
Determinación de la Presión de Caza.....	65
Determinación de Densidades y Abundancia.....	65
Determinación de la Estructura de Edad.....	65
Determinación de los Parámetros Reproductivos.....	65
El Modelo de Susceptibilidad.....	67
Implicaciones del Modelo de Susceptibilidad.....	70
El Modelo de la Estructura de Edad.....	71
Implicancias del Modelo de la Estructura de Edad.....	71
El Modelo de Cosecha.....	73
Modelo de Reclutamiento del Stock.....	74
Análisis de un Modelo de Reclutamiento del Stock para Pecaríes.....	77
El Enfoque del Ecosistema para el Manejo de Pecaríes.....	80
Modelo de Fuente-Sumidero.....	80
Conclusión.....	80
Capítulo 8: Análisis de las cuotas de pecaríes en el noreste del Perú.....	84
Leyes Peruanas para el Manejo de la Fauna Silvestre.....	84
El Análisis de Cuota.....	85
Los Cálculos.....	86
Comparaciones entre las Cuotas Estimadas, las Cuotas Actuales y la Exportación de Pieles.....	87
Conclusión.....	88
Capítulo 9: Recomendaciones para el manejo.....	89
Conservación Comunal.....	89
Observaciones del Co-Manejo Comunal.....	89
Análisis del Co-manejo Comunal.....	91
Impacto del Co-manejo Comunal.....	93
El Futuro del Co-manejo Comunal.....	95
Conclusión.....	96
REFERENCIAS.....	97

Prefacio

Este libro refleja el reconocimiento de la UICN a la importancia central del manejo de los pecaríes para el futuro de los ecosistemas de tierras bajas del Neotrópico y de muchas otras especies amenazadas de la región. De por sí, en 1996, habíamos publicado como un primer aporte, la traducción al español del Plan de Acción para los Pecaríes del Grupo de Especialistas en Pecaríes de la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN.

Para la Oficina Regional de la UICN para América del Sur, el documento "Manejo y Uso Sustentable de Pecaríes en la Amazonía Peruana", tiene una importancia que supera el interés del ámbito peruano donde se desarrolló el estudio. Por tratarse de especies de amplia distribución en toda América, y por el cuidadoso desarrollo de las investigaciones que son la base de este trabajo, estamos seguros que será de mucha utilidad para aquellos que no desmayan en el intento de lograr un uso sostenible de la fauna, el más amenazado de nuestros recursos, a partir del manejo de poblaciones silvestres.

Es un documento fruto de muchos años de trabajo del Dr. Richard Bodmer y su equipo de colaboradores, peruanos la mayoría, que se ha desarrollado en la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo (la RCTT, lugar ya famoso en la literatura científica universal gracias a los aportes de Bodmer y su escuela) y sus alrededores, con el objeto de ofrecer la base técnica necesaria para que el gobierno pueda tomar mejores decisiones con relación al manejo de la fauna, y para que las comunidades locales puedan colectivamente establecer patrones de extracción de recursos silvestres -en especial de la fauna-, que eviten el agotamiento de la base natural de la cual depende su economía y su sobrevivencia.

En este sentido, las dos especies de pecaríes sobre las que trata este trabajo, han sido y siguen siendo objeto de

amplio consumo por parte de todas las comunidades rurales de América Latina que comparten el hábitat de estas especies. Desafortunadamente la destrucción de bosques y la cacería excesiva han llevado a muchas extinciones locales, principalmente del pecarí labiado, negando a las comunidades afectadas los múltiples beneficios que la gente ha derivado por siglos de estos ungulados, y eliminando de los ecosistemas unas de las especies de mayor importancia en las dinámicas de regeneración, sucesión y mantenimiento de la biodiversidad en las tierras bajas del trópico y sub-trópico de América.

La fauna de mamíferos Neotropicales no cuenta hasta el momento con una monografía enfocada en el logro de niveles sustentables de aprovechamiento de poblaciones silvestres, con un soporte técnico de tanta calidad como el presentado en este libro. Las instituciones auspiciantes de esta publicación, CITES, INRENA, la Universidad de Florida y la UICN se encuentran convencidas de que su amplia divulgación será de mucha utilidad para quienes manejan fauna en América Latina, y en especial para los muchos que tienen bajo su responsabilidad el logro de niveles de sostenibilidad en la cosecha de pecaríes. De alguna manera, todos nos hallamos en la afanosa búsqueda de soluciones viables a la pérdida de biodiversidad y sus impactos sobre el nivel de vida de las comunidades rurales como los primeros afectados en esta dinámica de características globales. Estamos seguros que con este libro aportemos a esas soluciones.

Juanita Castaño
Representante Regional
Oficina Regional de la UICN para la América del Sur
UICN-SUR

Quito, Noviembre de 1997

Agradecimientos

Este libro se realizó en cumplimiento del proyecto CITES "Evaluación Poblacional y Manejo de *Tayassu pecari* y *Tayassu tajacu* en la Amazonía Peruana". Este libro es la culminación de muchos años de trabajo, el cual ha sido apoyado en varias etapas por diferentes personas y organizaciones. Agradecemos profundamente por el apoyo brindado: al Instituto Nacional de Recursos Naturales (INRENA), especialmente al Ing. Miguel Ventura Napa, Lic. Luis Alfaro Lozano, Ing. Feliciano Rodríguez, Ing. Luis Benites Hidalgo, y Blga. Irma Briceño Sánchez; a la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES), especialmente al Dr. Obdulio Menghi; a la Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza (UICN), especialmente a Bernardo Ortíz-von Halle; a la Universidad Nacional de la Amazonía Peruana (UNAP), especialmente al Ing. José Torres Vásquez, Dra. Janeth Braga Vela, Dr. Lorgio Verdi Olivares, y Blgo. Arturo Acosta Díaz; al Instituto de Investigaciones Veterinarias Tropicales y de Altura de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos (IVITA), especialmente a los Drs. Enrique Montoya Gonzáles y Filomeno Encarnación; al Instituto Nacional de Desarrollo (PEDICP), especialmente al Blgo. Luis Moya Ibáñez; al Program of Studies in Tropical Conservation (PSTC), especialmente a la Dra. Susan Jacobson; al Tropical Conservation and Development Program (TCD), especialmente al Dr. Steven Sanderson, a la Dra. Marianne Schmink, y a Peter Polshek; al Department of Wildlife Ecology & Conservation de la University of Florida, especialmente a los Drs. George Tanner y Steven Humphrey; al Center of Latin American Studies de la University of Florida, especialmente a los Drs. Charles Wood y Terry McCoy; a la Asociación para la Conservación de la Amazonía (ACA), especialmente a James Penn; al Chicago Zoological Society, especialmente al Dr. George Rabb; al Wildlife Conservation Society, especialmente al Dr. John Robinson; al WWF-Biodiversity Support Program y AIF-WWF/Denmark, especialmente al Dr. José López Parodi; a The Nature Conservancy, especialmente al Dr. Kent Redford y Eduardo Durand; al Pro Naturaleza, especialmente al Ing. Gustavo Suárez de Freitas y Ing. Francisco Estremadoyro; a The Rainforest Conservation Fund, especialmente a Greg Neise; al Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP), especialmente a la M.Sc. Yolanda Guzmán Guzmán, a Pekka Soini y Blgo. José Alvarez Alonso.

Estamos profundamente en deuda con las comunidades de la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo y la Reserva Nacional Pacaya-Samiria, quienes participaron en este proyecto. Agradecemos también a Etersit Pezo, Juan García, Doris Díaz, Milton Chumbe, James Penn, Christina Allen y Alfredo Begazo, quienes ayudaron con el trabajo de campo; y a Julio Curinuqui y Gilberto Asipali por su dedicada ayuda en el campo; a Lidia Reátegui por su ayuda en la preparación de este libro; a José Alvarez Alonso, Andres J. Novaro, Michael Valqui, Alfredo Begazo, y Olga Montenegro por su ayuda en la lectura y edición del manuscrito; a Rafael Hoogesteijn por la foto de la cubierta; y a Jessica Coltrane por la foto de la figura 7.1.

Resumen

El objetivo de este libro es evaluar si el uso de pecaríes en Loreto, noreste del Perú, es sustentable al nivel actual de explotación. Esta es una cuestión importante, porque los pecaríes son recursos naturales significativos en la Amazonía peruana. Los pecaríes son la fuente más importante de carne de monte para los habitantes rurales de Loreto, tanto para subsistencia como para su venta en los mercados urbanos. Además, las pieles de pecaríes son legalmente vendidas y exportadas desde la Amazonía peruana. Este libro enfoca aspectos interdisciplinarios sobre el conocimiento de la sustentabilidad de la caza de pecaríes en el noreste del Perú. Los aspectos de la biología de los pecaríes incluyen información sobre su ecología alimentaria, uso del hábitat, biología reproductiva, dinámica poblacional y respuestas a la caza. Los aspectos socio-económicos de la caza de los pecaríes incluyen información sobre su uso para subsistencia y con fines de comercialización, así como también la historia de la caza de pecaríes, el comercio de pieles y las leyes que regulan su caza. Las dos especies de pecaríes que habitan el noreste del Perú son el pecarí de collar *Tayassu tajacu* y el pecarí labiado *Tayassu pecari*.

El método de estudio usado en este libro es la mejor manera para evaluar el uso sustentable de pecaríes, el cual consiste en el uso de aspectos multi-disciplinarios de las poblaciones de pecaríes y los usuarios. Este método se aplica en áreas representativas cuyos resultados pueden ser extrapolados a otras áreas. Las áreas de estudio de la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo y la Reserva Nacional Pacaya-Samiria ocupan gran parte del noreste del Perú. Estas áreas representan los hábitats típicos existentes en Loreto y también poseen población rural que caza de la misma manera que otros cazadores rurales de Loreto. Además, dentro de estas áreas hay sitios con poca o ninguna actividad de caza que pueden, por lo tanto, ser comparadas con sitios de mayor intensidad de caza.

Ambos pecaríes, el pecarí de collar y el labiado, dependen de la producción residual de frutos en el noreste del Perú. Puesto que los pecaríes solamente pueden

consumir los frutos que caen al piso del bosque, han desarrollado estrategias que les permiten usar el fruto entero, el cual incluye tanto la pulpa como los componentes de la semilla. Los pecaríes son, por lo tanto, buenos depredadores de semillas y relativamente pobres dispersores, en comparación con los primates, murciélagos y aves.

Algunos de los recursos alimenticios más importantes para el pecarí de collar y para el pecarí labiado en el noreste del Perú son la pulpa y las semillas provenientes de las palmeras. Estos frutos de palmera son también utilizados por la población rural de Loreto, por lo que el manejo de pecaríes debe tener en cuenta las interacciones entre los pecaríes, las palmeras y la población rural.

El pecarí labiado prefiere los hábitats húmedos bajos, mientras que el pecarí de collar prefiere los hábitats más secos en las tierras altas. Aunque ambas especies están bien adaptadas a los bosques de altura o de tierra firme, el pecarí labiado puede usar los bosques estacionalmente inundados o de várzea mejor que el pecarí de collar, debido a sus largos desplazamientos. Estas preferencias por el hábitat inundable y no-inundable estacionalmente están reflejadas en la dieta de los pecaríes.

Las diferencias en el uso del hábitat por el pecarí, también se reflejan en la magnitud de la caza de éstos. La población local que vive en las áreas de altura depende de la carne de pecarí en mayor medida que aquellos que viven en las zonas inundables. Asimismo, los pecaríes labiados son cazados más frecuentemente en los bosques inundables que los pecaríes de collar.

Los resultados de esta investigación muestran que los pecaríes de collar y los pecaríes labiados se reproducen durante todo el año y que el potencial reproductivo de los pecaríes labiados es más bajo que el de los pecaríes de collar. Esta diferencia en potencial reproductivo sugiere que los pecaríes labiados son más susceptibles a la caza que los pecaríes de collar y tiene implicaciones para las estrategias de manejo de la caza.

Los cazadores en el noreste del Perú obtienen beneficios económicos del uso de pecaríes, por su comercialización y por el uso de subsistencia. La caza de pecaríes

en el noreste del Perú es un ejemplo de como un animal, si es bien manejado, puede traer beneficios a la población local, a los mercados urbanos, y al comercio nacional e internacional. La economía de la caza de pecaríes es única porque funciona en dos niveles diferentes: 1) cazadores y carne, y 2) exportación y pieles. Actualmente, el número de pecaríes cazados está determinado por el valor de la carne, ya sea como fuente de ingresos o como alimento, y no por el valor de las pieles. Sin embargo, las pieles son de un valor económico mayor para la economía nacional y el comercio internacional, porque generan divisas para el Perú. La crianza en cautiverio de pecaríes podría ser una alternativa para la producción de una mejor calidad de pieles; sin embargo, esta no es una alternativa para la producción de carne.

Es importante determinar la sustentabilidad de la caza de pecaríes, porque si éstos son sobrecazados en la Amazonía, afectaría tanto a los habitantes rurales como a las poblaciones silvestres. En este estudio usamos cuatro modelos para evaluar la sustentabilidad de la cosecha de pecaríes en el noreste del Perú: de susceptibilidad, de estructura de edad, de cosecha y de reclutamiento de stock. En los bosques inundables, ambas especies de pecaríes son más susceptibles a la sobrecaza. El modelo de reclutamiento de stock predice que la cosecha de pecarí labiado debería reducirse en los bosques de altura con caza persistente y que la cosecha de ambos pecaríes debería reducirse en los bosques inundables con caza persistente. La estrategia de manejo de fuente-sumidero (source-sink), debería ser usada para conservar los pecaríes en el ecosistema regional. Los modelos de

sustentabilidad deberían ser usados dentro de las zonas de caza para manejar las poblaciones de pecaríes cazados, mientras que la estrategia fuente-sumidero debería ser usada para separar las zonas sin caza. Los resultados de este capítulo son usados para evaluar las cuotas de caza actuales de los pecaríes en el noreste del Perú.

Usando la información sobre los tipos de hábitat, demografía, usos de la tierra, presión de caza y niveles sustentables de la cacería de pecaríes, estimamos que la cuota anual sustentable en Loreto para los pecaríes de collar es de 26,040 individuos y para los pecaríes labiados es de 32,494 individuos. La exportación actual y las cuotas durante los últimos años, generalmente han estado dentro de estas estimaciones. Recomendamos que las cuotas de exportación anual de pieles de pecaríes de Loreto no excedan estos límites.

El co-manejo comunal de fauna silvestre es una vía para lograr un desarrollo sustentable. El co-manejo comunal de fauna silvestre es un manejo que integra a biólogos, extensionistas y comunidades locales. La aplicación del co-manejo comunal permitirá a los habitantes rurales continuar con el uso de pecaríes, y de otras especies silvestres, para obtener ingresos económicos, para subsistencia y para venta en los mercados. El co-manejo comunal también considera la realidad social de la población rural, y es una manera realista de conservar las poblaciones de la fauna silvestre fuera de las áreas completamente protegidas. Recomendamos que el co-manejo comunal de la fauna silvestre se implemente en todo el noreste del Perú, para conservar las poblaciones de pecaríes y para lograr un desarrollo sustentable.

EXECUTIVE SUMMARY

The objective of this book is to evaluate whether the use of peccaries in Loreto, northeastern Peru, is sustainable at the current level of exploitation. This is an important question because peccaries are significant natural resources of the Peruvian Amazon. Peccaries are the most important source of wild meat for rural inhabitants of Loreto both for subsistence and for market sales. In addition, peccary hides are legally sold and exported from the Peruvian Amazon. This book takes an interdisciplinary approach to understanding the sustainability of peccary harvests in northeastern Peru by combining biological and socio-economic information. Aspects of the biology of peccaries include information on their feeding ecology, habitat use, reproductive biology, population dynamics and responses to harvesting. Aspects of the socio-economics of peccary use include information on the use of peccaries for subsistence and market sales, the history of peccary harvesting, the peccary pelt trade and the laws governing peccary hunting. The two species of peccaries that occur in northeastern Peru are the collared peccary (*Tayassu tajacu*, Linnaeus 1758) and white-lipped peccary (*Tayassu pecari*, Link 1795).

A case study design using a multi-disciplinary analysis of peccaries and people was used to evaluate the sustainable use of peccaries. Representative sites were used and results were extrapolated to other areas. The study sites included the Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo and the Reserva Nacional Pacaya-Samiria, which form a cross section of northeastern Peru and represent the typical habitats found in Loreto. These areas also have rural people who hunt in the same manner as other hunters of this region. In addition, these areas have sites that have little or no hunting, which can be compared with sites of greater hunting.

Both collared and white-lipped peccary in northeastern Peru consume the residual fruit production. Since peccaries can only eat fruits that fall to the forest floor they have evolved strategies that allow them to use the entire fruit resource, which includes both the pulp and the seed components. Peccaries are therefore very good

seed predators and relatively poor seed dispersers, in comparison to primates, bats and birds. Some of the most important food resources for collared and white-lipped peccaries in northeastern Peru are the pulp and seeds of palm fruits. These palm fruits are also used by rural people in Loreto. Peccary management must therefore incorporate the interactions between peccaries, palms and people.

White-lipped peccaries prefer the wetter lowland habitats, whereas the collared peccaries prefer the drier upland habitats. Both species do well in the upland forests, however white-lipped peccary can use flooded forests better than collared peccary because of their longer range movements. These habitat differences are reflected in the diets of the peccaries between flooded and non-flooded seasons. The differences in the ways peccaries use habitats are also reflected by the peccary harvests. People who live in upland areas depend on peccary meat to a greater extent than those who live in flooded forests. In addition, white-lipped peccary are hunted more often in flooded forests than collared peccary.

The results of this study show that white-lipped and collared peccaries breed year round, and that white-lipped peccary reproductive productivity is lower than collared peccary productivity. This difference in reproductive productivity has implications for harvest management strategies, and suggests that white-lipped peccaries are more susceptible to the effects of hunting than collared peccaries.

Hunters in northeastern Peru obtain financial benefits from market sales and subsistence use of peccaries. The peccary harvest in northeastern Peru is an example of how an animal, if well managed, can bring economic benefits to local people, urban markets, and the national and international trade. The economics of peccary hunting are unique because they are operating on two different levels: 1) hunters and meat, and 2) exports and pelts. The number of peccaries hunted is determined by the value of meat either as a source of income or as subsistence food, and not by the pelts. However,

pelts are of much greater economic value for the national economy and international trade, because they bring foreign currency into Peru. Captive breeding of peccaries might be an alternative for the production of better quality pelts, however, it is not an alternative for meat production.

Determining the sustainability of peccary hunting is important, because overhunting of peccaries in Amazonia is detrimental to both local people and the species. We used four different models to evaluate the sustainability of peccary harvests in northeastern Peru, which included: the susceptibility model, age structure model, harvest model and stock-recruitment model. In the flooded forests, both peccary species are more susceptible to overhunting than in upland forests. The stock-recruitment model predicts that white-lipped peccary harvests should be lowered in the persistently hunted upland forests and that both collared and white-lipped peccary harvests should be lowered in the persistently hunted flooded forests. Sustainability models should be used within hunting zones to manage hunted peccary populations. A source-sink management strategy should be used to conserve peccaries in an ecosystem context and should be used to set aside nonhunted

zones. Results from this chapter were used to evaluate the current hunting quotas of peccaries in northeastern Peru.

Using information on habitat types, demography, land uses, hunting pressures and sustainable levels of peccary hunting we estimated the annual sustainable quota for collared peccary in Loreto to be 26,040 individuals and for white-lipped peccary to be 32,494 individuals. The current exports and quotas over the past several years have generally been within these limits. The annual export quota of peccary pelts from Loreto should not exceed these estimates.

Community-based co-management of wildlife is a way to achieve sustainable resource use in Amazonia. This form of management permits people to continue to use peccaries for subsistence and market sales while at the same time conserving peccary populations. Community-based co-management also concurs with the social realities of the rural people and is a realistic way to conserve wildlife populations outside of fully protected areas. We recommend that community-based co-management of wildlife is implemented throughout northeastern Peru as a means to conserve peccary populations and as a means to attain sustainable resource use.

Capítulo 1: introducción- pecaríes y su manejo en Loreto, noreste del Perú

El objetivo de este libro es evaluar si el uso de pecaríes en Loreto, noreste del Perú, es sustentable al nivel actual de explotación. Esta es una cuestión importante porque los pecaríes son recursos naturales significativos en la Amazonía peruana. Los pecaríes son la fuente de carne de monte más importante para los habitantes rurales de Loreto, tanto para la subsistencia como para su venta en el mercado, cuyas pieles también son legalmente vendidas y exportadas desde la Amazonía peruana. Además, los pecaríes son componentes importantes de los ecosistemas intactos de la Amazonía. Por consiguiente, el uso sustentable de pecaríes es importante para la conservación de la Amazonía peruana y para la socio-economía de sus habitantes rurales, o en otras palabras, para el desarrollo sustentable de la Amazonía peruana.

Este libro usa un enfoque interdisciplinario para la comprensión de la sustentabilidad de la cosecha de pecaríes en el noreste del Perú. Un enfoque interdisciplinario es necesario para entender el uso sustentable de pecaríes, dadas las interacciones entre los requerimientos biológicos de las especies y las necesidades de la población local que usa a los pecaríes.

Manejo de Pecaríes en el Noreste del Perú

Las prioridades para conservar la fauna silvestre en la Amazonía peruana deben considerar una variedad de temas, incluyendo la caza comercial y de subsistencia, pérdida de hábitat como consecuencia de la deforestación y el comercio internacional de la fauna silvestre, y sus productos. Este libro se enfoca en Loreto por ser la región más grande del Perú, que se extiende sobre una superficie de 368,851 km² en el noreste de la Amazonía peruana (Figura 2.3). Loreto está situado completamente en los bosques amazónicos. Los bosques de Loreto comprenden los hábitats más biodiversos de la tierra (Gentry 1988), y de la integridad de esta diversidad dependerá en gran parte la conservación de la fauna silvestre.

Como muchos bosques tropicales, las áreas rurales de Loreto están habitadas por poblaciones rurales, quienes sin duda serán la clave en los esfuerzos de conservación de la fauna silvestre (Leopold 1959). La población rural caza para subsistencia y para venta en los mercados urbanos para obtener ingreso monetario y son los mayores usuarios de pecaríes en el Perú (Bodmer 1995a).

En Loreto, aproximadamente el 95% de los pecaríes extraídos anualmente por actividades humanas se debe a la caza, mientras que solamente el 5% se debe a la deforestación (Bodmer 1995a). Por esta razón, las prioridades para la conservación de los pecaríes en la Amazonía peruana deberían referirse principalmente a la caza practicada por los cazadores rurales. La conservación de la fauna silvestre en el noreste de la Amazonía no tendrá éxito a menos que se enfoque la atención en la caza. En el pasado, la mayoría de los esfuerzos dedicados a la conservación en Loreto se enfocaron en el control de la deforestación y en el comercio internacional de fauna silvestre, ignorándose en gran medida la caza por los ribereños, que es la mayor causa de reducción de las poblaciones silvestres (Dourojeanni 1990). Para solucionar los problemas relacionados con la caza se debería convertir la caza sin-manejo en caza con-manejo, e incorporar información sobre la biología poblacional de estos mamíferos y la realidad socio-económica de la población rural.

Los programas de manejo de pecaríes en el noreste del Perú pueden ayudar a conservar los bosques tropicales, si el manejo de las poblaciones de pecaríes actúa como un enlace para conectar la conservación con la población rural. Esto es de suma importancia, porque los bosques fuera de las áreas protegidas predominan en el panorama del noreste del Perú, y también porque estos bosques son usados por la población local para la caza de pecaríes.

El manejo de las poblaciones de pecaríes puede servir como vínculo para conectar la conservación con la población rural sólo si los pecaríes no son sobreexplotados y si las aspiraciones económicas, sociales y políticas de la población local están incluidas en los programas de manejo (Levin 1993, Ehrlich & Daily 1993, Holling 1993). Por consiguiente, el manejo de las poblaciones

de pecaríes requiere información adecuada, no solamente sobre la biología de los pecaríes, sino también sobre la gente que frecuentemente usa este recurso.

Por lo tanto este libro examinará aspectos sobre la biología de los pecaríes en el noreste del Perú, como son la ecología alimentaria, uso de hábitat y la biología poblacional; también los aspectos socio-económicos de la caza de pecaríes, un análisis de las cuotas actuales de caza, y hará recomendaciones para el manejo de pecaríes que tomen en consideración a los cazadores rurales.

Los Pecaríes

Las dos especies de pecaríes que habitan el noreste del Perú son el pecarí de collar (*Tayassu tajacu*) y el pecarí labiado (*Tayassu pecari*):

Orden: Artiodactyla

Familia: Tayassuidae

Especies: Pecarí de collar (*Tayassu tajacu*, Linnaeus 1758)

Pecarí labiado (*Tayassu pecari*, Link 1795)

El Pecarí de Collar

Los pecaríes de collar son los ungulados amazónicos más ampliamente distribuidos; habitan desde el suroeste de los Estados Unidos a lo largo de América Central, toda la región Amazónica, la costa del Pacífico de Colombia, Ecuador y Perú, y el Chaco de Paraguay, Bolivia, Brasil, y el norte de Argentina (Husson 1978, Sowls 1984, UICN 1996). Los pecaríes de collar viven en una variedad de hábitats incluyendo los bosques deciduos de la costa Pacífica, los bosques tropicales secos y húmedos de la Amazonía y Centroamérica, los llanos, el Chaco y las regiones áridas de México y el suroeste de los Estados Unidos, (Grimwood 1969, Sowls 1984, UICN 1996).

En Perú se le encuentra en la región amazónica hasta los 800 o 900 msnm en la selva alta. También se reporta su presencia en los bosques deciduos secos en la costa norte de los departamentos de Tumbes y Piura (Grimwood 1969).

Los pecaríes de collar viven en grupos cuyo tamaño varía de 1 a 20 individuos. Los grupos de pecaríes de collar frecuentemente se dividen en subgrupos; esto ocurre con mayor frecuencia en bosques tropicales que en zonas templadas (Robinson y Eisenberg 1985).

En los bosques de Loreto el peso de los machos adultos varía entre 21 y 35 kg, con un promedio de 26.8 kg, y para las hembras adultas entre 21 y 33 kg con un promedio de 26.7 kg. Estos pesos promedios parecen ser ligeramente mayores que los reportados para el sur

de los Estados Unidos, donde el pecarí de collar habita las zonas desérticas (Sowls 1984, 1997).



Figura 1.1 Pecarí de Collar *Tayassu tajacu*

El Pecarí Labiado

El pecarí labiado está restringido a América Central y del Sur, distribuyéndose desde el este de México a Panamá, y por toda la región amazónica de Colombia, Venezuela, las Guayanas, Surinam, Brasil, Bolivia y Perú, y en el sur por el Chaco de Paraguay, Brasil y el norte de Argentina (Husson 1978, Sowls 1984, Mayer y Wetzel 1987). Los pecaríes labiados usan hábitats menos diversos que los pecaríes de collar y se distribuyen en el Chaco, los bosques secos y húmedos, los llanos, y las regiones áridas del sur de México (Sowls 1984, Mayer and Wetzel 1987). En el Perú el pecarí labiado se distribuye en la región amazónica hasta los 800 o 900 msnm en selva alta; no se le encuentra al oeste de los Andes.

El pecarí labiado vive en manadas grandes de 50 hasta más de 200 individuos (Sowls 1984, Fragoso 1994). Los pecaríes labiados son de mayor tamaño que los de collar. El peso de los machos adultos varía entre 36 y 42 kg, siendo el promedio de 38.4 kg y el de las hembras adultas entre 34 y 45 kg, con un promedio de 39.3 kg.



Figura 1.2 Pecarí de Labiado *Tayassu pecari*

Capítulo 2: áreas y métodos de estudio

Plan de Estudio

Como se mencionó en el Capítulo 1, el estudio de los pecaríes en el noreste del Perú debe ser interdisciplinario, por las interacciones entre los pecaríes, su medio ambiente y la gente. Para investigar los pecaríes de esta manera elegimos usar un método de estudio interdisciplinario usando áreas representativas. Este método de estudio, es comúnmente usado en estudios interdisciplinarios, porque investiga en detalle muchos aspectos de una situación específica durante un período largo de tiempo. Este método es particularmente útil en la investigación del uso sustentable porque permite un análisis de la biología y la socio-economía.

Para el método de estudio interdisciplinario se usaron áreas representativas del noreste del Perú como áreas de estudios detallados. Esto nos permitió realizar investigaciones interdisciplinarias en muchos aspectos de la biología y uso de los pecaríes. Este método de estudio luego fue extrapolado a otras áreas similares.

Es importante elegir áreas representativas cuando se usa el método de estudio interdisciplinario. Para ello elegimos dos áreas aledañas que representan los principales hábitats en la Amazonía peruana, una en bosque inundable (várzea o bajial) y otra en bosque de tierra firme o altura.

Otra consideración importante fue la elección de áreas con poblaciones y condiciones socio-económicas representativas de los habitantes rurales. Elegimos dos áreas que tenían habitantes rurales que usaban pecaríes y al mismo tiempo mostraron interés en participar en los proyectos. Además, elegimos dos áreas donde la población rural está expuesta frecuentemente a los estudios de fauna silvestre. Al mismo tiempo, elegimos lugares donde la gente no tenía restricción en las actividades de caza, por lo que consideramos una práctica de caza representativa en el noreste del Perú. Una de las áreas de estudio estaba situada cerca de la zona de amortiguamiento de la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo (área de altura) y la otra cerca de la zona de amortiguamiento de la Reserva Nacional Pacaya-Samiria (área de bajial).

Método Semi-Experimental

Las investigaciones sobre el uso sustentable requieren un método experimental para determinar el efecto de las diferentes variables en el uso sustentable de los recursos (pecaríes). Usamos un método semi-experimental para evaluar el impacto de la caza sobre las poblaciones de pecaríes en las áreas inundables y de altura. Para ambas áreas usamos métodos comparativos y longitudinales. El método longitudinal se refiere al estudio de las poblaciones silvestres a través de los años.

Con el método de estudio semi-experimental comparativo se comparó la biología de los pecaríes y la socio-economía entre las áreas de mayor y menor presión de caza. Se hizo un análisis del impacto de la caza, al comparar áreas con distinta presión de caza pero con hábitat y composición de fauna similares.

El método comparativo requiere sitios de estudio que tengan áreas adyacentes, una con mayor caza y otra con menor o ninguna actividad de caza. Las áreas protegidas de la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo y la Reserva Nacional Pacaya-Samiria nos permitieron hacer tales comparaciones. Las áreas de la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo y de la Reserva Nacional Pacaya-Samiria con menor o ninguna cacería fueron comparadas con las áreas de mayor caza situadas cerca de sus zonas de amortiguamiento respectivas.

Para el método de estudio semi-experimental longitudinal se usó información colectada en la mismas áreas de estudio, pero en diferentes años. Por lo tanto, pudimos examinar los cambios en la biología y la caza de pecaríes y en la socio-economía en diferentes años. Con este método se pudieron analizar los cambios en las poblaciones de pecaríes y el uso de los mismos por la población local a través del tiempo.

El método longitudinal fue usado únicamente en las áreas de estudio de la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo debido a que los datos de largo plazo fueron disponibles únicamente para estas áreas. Los estudios de largo plazo de las áreas representativas son la mejor

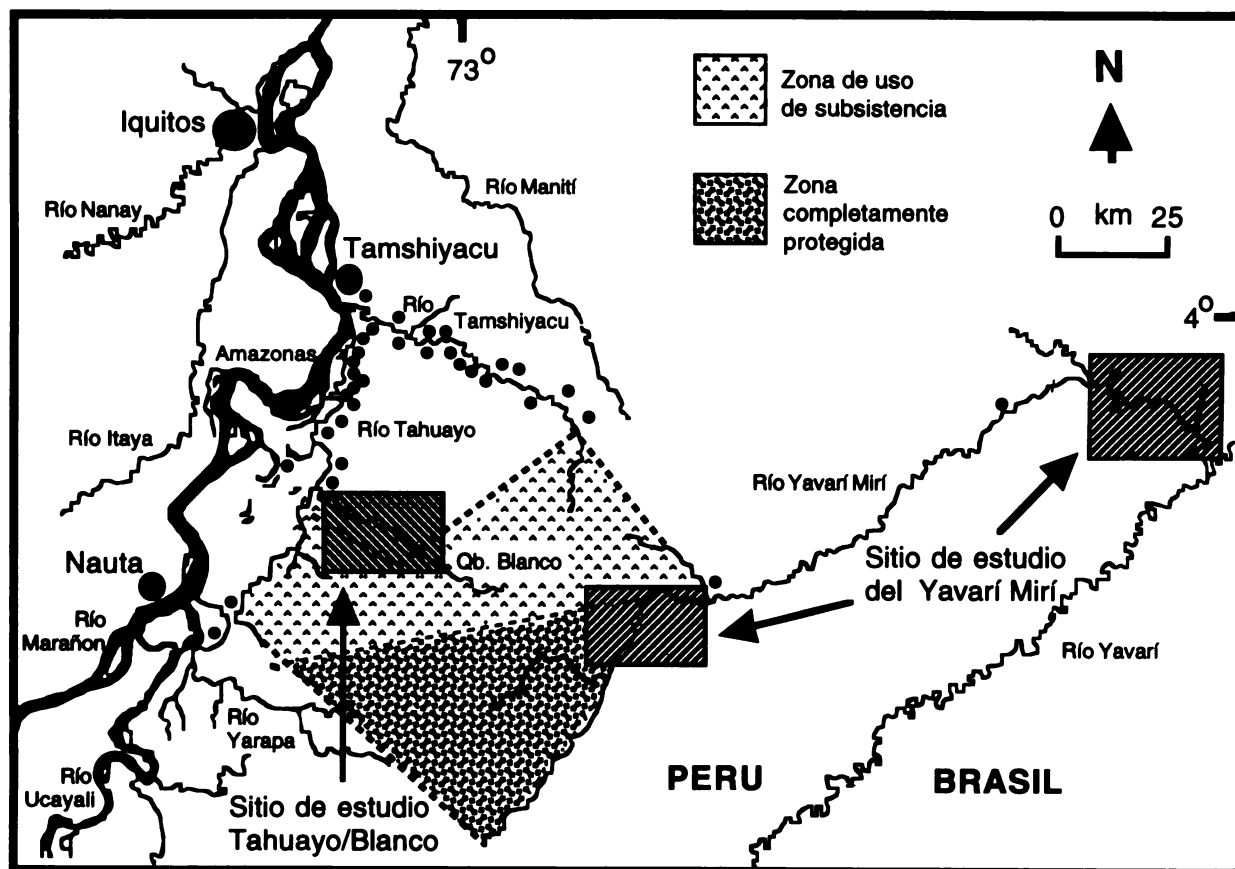


Figura 2.1 Mapa de la Reserva comuna Tamshiyacu-Tahuayo mostrando las áreas de estudio Tahuayo /Blanco y Yavarí-Mirí.

manera para comprender cuestiones sobre el uso sustentable, ya que permiten evaluar preguntas importantes que requieren un análisis de múltiples años.

El Area de Altura: La Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo

La Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo (RCTT) está localizada en el noreste de la Amazonía peruana, en el departamento de Loreto, y abarca un área de 322,500 ha (Figura 2.1). El área de bosque de altura con mayor presión de caza en la RCTT fue en las cercanías de los caseríos Chino y San Pedro, situados a lo largo de la quebrada Blanco y del curso superior del río Tahuayo (área del Blanco). El área de bosque de altura con menor caza fue en las cercanías de los caseríos Carolina, Esperanza y San Felipe, situados a lo largo del río Yavarí Mirí (área del Yavarí-Mirí).

La reserva está situada en los bosques de altura que dividen el valle del Amazonas del valle del Yavarí. La

ciudad más cercana a la RCTT es Iquitos que tiene aproximadamente 300,000 habitantes y está a unos 100 km al noroeste de la reserva. La reserva está limitada al oeste por el curso superior del río Tahuayo y la quebrada Blanco, al sur por el curso superior del río Yarapa, al este por el curso superior del río Yavarí-Mirí y al norte por el curso superior del río Tamshiyacu.

El Yavarí-Mirí, el Tamshiyacu, el Yarapa y el Blanco son los principales ríos de la RCTT. Estos ríos tipificados como de agua blanca, consisten de aguas turbias que tienen abundante material inorgánico fino suspendido. Este material suspendido se origina de la erosión de las vertientes andinas y consiste de antiguos sedimentos marinos ricos en minerales, particularmente calcio, magnesio y fósforo (Junk y Furch 1985). Los ríos de aguas blancas de la RCTT, se originan en los suelos no andinos y las formaciones colinosas que dividen los valles del Yavarí y el Amazonas.

El otro río principal de la RCTT es el Tahuayo, que corre paralelo al río Amazonas dentro de las várzeas inundables. La mayor parte del año este río tiene un color negruz-

co que resulta de la descomposición orgánica de hojas caídas que liberan ácido húmico y fúlvico (Junk y Fruch 1985). La composición química del agua del Tahuayo no es de agua negra pura, sino que es una mezcla de aguas blancas y negras como muchos lagos de várzea y ríos (Ayres 1993, Coomes 1992). El Tahuayo se origina en un gran lago situado al borde de los bosques de várzea y de tierra firme y por lo tanto, no tiene las altas concentraciones de nutrientes que se desprenden de los bosques de altura.

Dentro de la RCTT hay muchos lagos a lo largo de los ríos Tahuayo, Yarapa, y Yavarí-Mirí. Estos lagos amazónicos difieren de las aguas de los ríos continuamente renovados, porque tienen aguas estancadas durante ciertos periodos del año. Los lagos generalmente están dentro de los sistemas inundables, y frecuentemente reciben agua durante las inundaciones a través de las aguas subterráneas. Luego de las inundaciones, estos lagos liberan agua cuando descende el nivel del río y se estancan.

Los principales tipos de vegetación en la RCTT son la vegetación inundable con agua blanca de lagos, lagunas, islas, colinas "restingas", pantanos y barras de canales conocidas como várzea (Furch 1984, Pires y Prance 1985) y vegetación de bosques de altura no inundables o de tierra firme. Además, dentro de la RCTT hay pequeñas áreas especializadas de comunidades vegetales, tales como las "campiñas" de arena blanca pobres en nutrientes lixiviados, y los denominados "aguajales" por la presencia relativamente monoespecífica de *Mauritia flexuosa* (Palmae) (Kahn 1988).

La RCTT tiene una alta diversidad de grupos de fauna y flora (Castro 1991, Puertas y Bodmer 1993). Esta diversidad es debida en parte a que la RCTT tiene una combinación de tierra firme con rica composición del suelo y hábitats de várzea, y es parte de los patrones geográficos de alta diversidad de especies de la Amazonía occidental (Gentry 1988). Por ejemplo, al menos catorce especies de primates se encuentran en la RCTT, constituyendo la mayor diversidad de primates reportados para las áreas naturales protegidas del Perú (Puertas y Bodmer 1993). Estas incluyen 3 especies de callitricidos y 11 especies de cébidos. La alta diversidad de primates en tierra firme entre el Yavarí y el Amazonas probablemente se debe a una combinación de factores, incluyendo refugios del pleistoceno, dinámica de los ríos y diversidad de flora (Ayres y Clutton-Brock 1992, Puertas y Bodmer 1993).

El Area Inundable: La Reserva Nacional Pacaya-Samiria

La Reserva Nacional Pacaya-Samiria (RNPS) es la única área protegida de la Amazonía peruana constituida principalmente por hábitats de várzea con agua dul-

ce. En los bosques inundables del Pacaya-Samiria, las áreas con mayor caza fueron las cercanías de Maipuco, Nueva Esperanza y San Antonio, caseríos situados a lo largo del río Marañón (área de Maipuco). El área de bosques inundables con menor caza fue en las inmediaciones del caserío Dos de Mayo situado cerca a Yuracayacu, que es un afluente del río Samiria (área del Samiria) (Figura 2.2).

Los bosques inundables de várzea en el valle del Amazonas tienen abundante fauna silvestre endémica y una alta diversidad de formas biológicas que son fundamentales para la ecología de la cuenca, y recursos importantes para las poblaciones humanas locales. Las dos principales vías fluviales que influyen en los bosques de várzea de la RNPS son los ríos Ucayali y Marañón. El Ucayali es un río de agua blanca, que se origina en los Andes del sureste peruano vía el río Urubamba. El río Marañón se origina en los Andes del noreste peruano y en los Andes centrales vía el río Huallaga (COREPASA 1986).

El nivel del agua de los bosques inundables de la RNPS varía aproximadamente 11 metros entre junio y octubre, siendo una de las más grandes fluctuaciones del nivel de agua del Amazonas y la característica ambiental más importante para los humanos y la vida silvestre del área. Los niveles de agua son más altos desde mediados de mayo a comienzos de junio y más bajos en setiembre y octubre. El nivel del agua es regulado por las lluvias en los Andes que fluyen a los ríos Marañón y Ucayali, y no por las lluvias locales.

Hay muchos lagos y canales en la RNPS. Muchos de los lagos de várzea de la reserva son en realidad canales abandonados. El agua de estos canales fluye vigorosamente y adquiere sedimentos renovados cuando ingresa a través de los bosques inundables durante los periodos de creciente. En contraste, durante los niveles bajos los canales no tienen conexión con los ríos mayores, sus aguas permanecen estancadas, y los sedimentos descienden al fondo, por lo que las aguas adquieren una apariencia negra o negruzca. Sin embargo, estos lagos y canales mantienen la composición química de un sistema de agua blanca y no deberían clasificarse como agua negra. Estos lagos sostienen procesos bióticos y abióticos internos que modifican su composición química. La descomposición de plantas muertas usa oxígeno y libera metano y sulfuro de hidrógeno en el lecho de los lagos. Estas reacciones son catalizadas por las altas temperaturas y producen condiciones hipóxicas y casi anóxicas. Así, el oxígeno usualmente está disponible en los niveles superiores de los lagos donde las plantas acuáticas son abundantes (Junk y Furch 1985).

Los bosques de várzea comprenden más del 91.6% de la RNPS, en tanto que los bosques de tierra firme comprenden solamente el 6.5% (Malleux 1975). Los

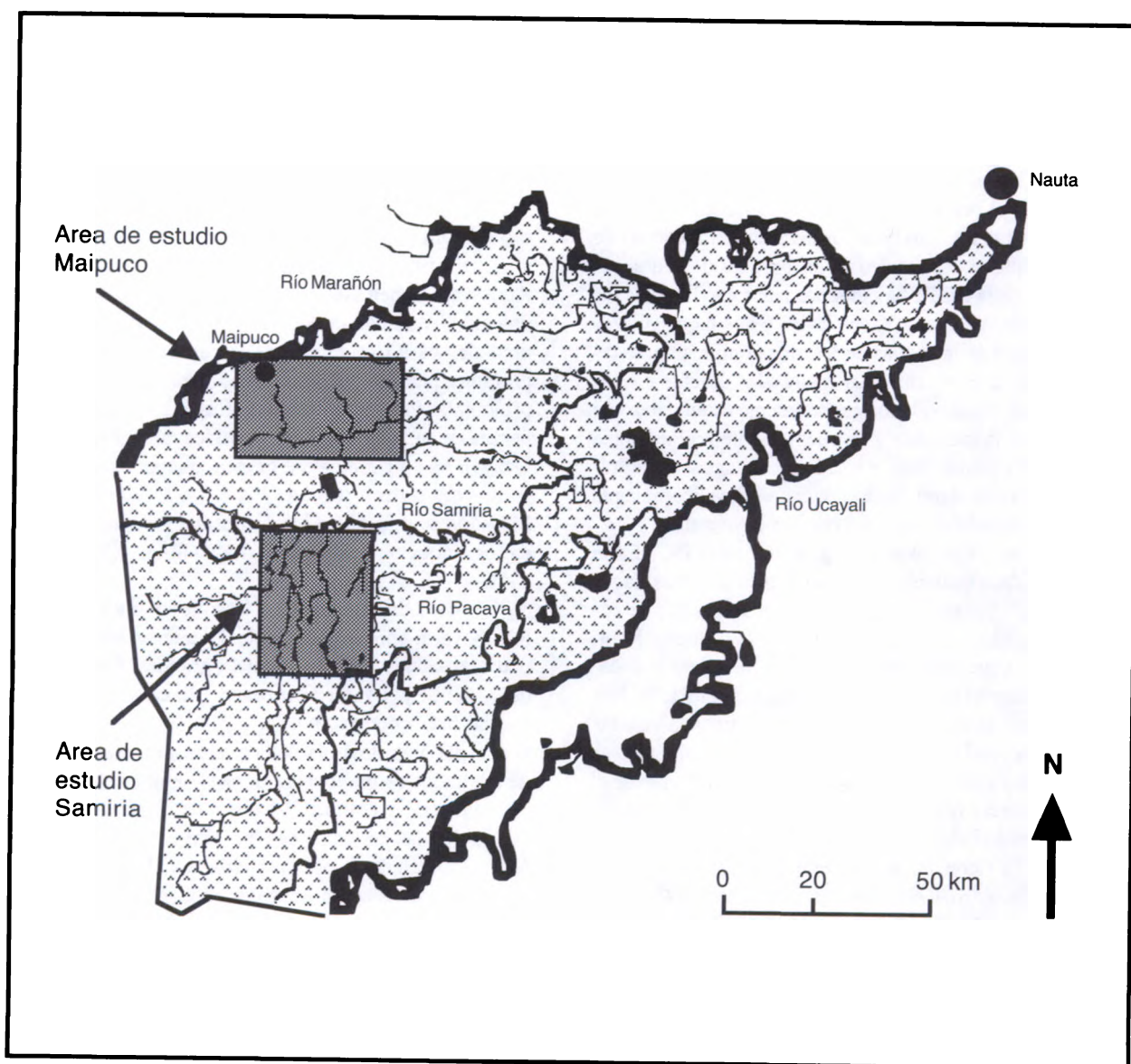


Figura 2.2 Mapa de la Reserva Nacional Pacaya-Samiria y las áreas de estudio Maipuco y Samiria.

bosques de várzea están compuestos por una variedad de tipos de vegetación. Las cuatro formas principales consisten en dos áreas de bosque (restingas altas y bajas), un área intermedia entre el bosque y el hábitat abierto (chavascal) y los pantanos con palmeras y sinpalmeras.

Las restingas altas están formadas por colinas sobre elevados suelos de várzea. Estas áreas están sujetas a inundación anual durante 2 a 4 meses, con una profundidad del agua de 1-2.5 metros. Las restingas altas tienen una alta diversidad de especies de árboles y son es-

tructuralmente similares a los bosques de tierra firme, pero difieren en la composición de árboles (COREPA-SA 1986, Ayres 1986).

Las restingas bajas forman una transición entre las restingas altas y los pantanos (chavascales). Su estrato inferior es frecuentemente abierto y tiene buena visibilidad. Los suelos de las restingas bajas se inundan anualmente durante 4 a 6 meses y los picos de inundación alcanzan una profundidad de 5 metros. Los suelos de las restingas bajas son muy fangosos durante varias semanas después del descenso del nivel de agua.

Los chavascales consisten de áreas fangosas y tienen una vegetación achaparrada, casi impenetrable. Los chavascales se inundan anualmente durante 6 a 8 meses, con una profundidad de 6 a 7 metros, y típicamente contienen árboles bajos, arbustos mixtos con árboles emergentes y pequeñas porciones de restingas bajas. La vegetación flotante de los chavascales es retenida en las ramas cuando el nivel del agua desciende, formando una capa de vegetación peculiar cuando se seca. Los chavascales se encuentran comúnmente detrás de las franjas de las áreas boscosas entre los lagos, canales y ríos.

Las pantanos con palmeras son un tipo de vegetación especializada que se encuentran en estuarios, várzeas y en algunos hábitats pantanosos de tierra firme. Estas áreas tienen bloques monoespecíficos de *Mauritia flexuosa* (Palmae) y constituyen el 16.8% de la Reserva Nacional Pacaya-Samiria (Malleux 1975). Estos pantanos con palmeras tienen una alta producción de frutos y son usados por una amplia gama de la fauna amazónica (Bodmer 1990a).

La fauna de los bosques inundables parece tener una proporción más alta de especies endémicas que los bosques aledaños de tierra firme, pero su diversidad es frecuentemente menor. Los ríos generalmente forman barreras para la distribución de la fauna terrestre tales como los mamíferos, especialmente para aquellas especies endémicas de los bosques inundables. En el pasado, los hábitats inundables pueden haber jugado un rol importante en los patrones de especiación de la fauna amazónica (Ayres y Clutton-Brock 1992). La alternancia entre las fases terrestre y acuática de várzea influyen en la dinámica poblacional y en la dieta de muchos grupos de fauna. Entre los mecanismos más importantes que usan los animales para evitar condiciones desfavorables causadas por las fluctuaciones en el nivel del agua está la migración, ya sea en dirección horizontal o vertical. Por ejemplo, muchos vertebrados e invertebrados terrestres migran durante las inundaciones a los bosques aledaños de tierra firme no-inundables (horizontal) o al estrato superior de los bosques de várzea (vertical) (Irmeler

1979, Bodmer 1990b). Los grupos de fauna que tienen movilidad limitada frecuentemente muestran reducciones estacionales en el tamaño de sus poblaciones (Irmeler 1975). Los peces y otras especies de la fauna acuática migran a lo largo de los ríos, riachuelos y lagos cuando desciende el nivel de agua (Best 1983, Goulding 1979).

La fauna de mamíferos de la RNPS tiene menor riqueza de especies que los bosques aledaños de tierra firme (Soini 1986a, Puertas y Bodmer 1993). Sin embargo, la diversidad de especies de la RNPS es mayor que la de los bosques situados en la Amazonía oriental. En la várzea baja, los mamíferos deben ser arbóreos, semi-arbóreos o excelentes nadadores para sobrevivir durante las inundaciones estacionales. Por otro lado, la relativamente baja riqueza de mamíferos puede ser parcialmente explicada por las restricciones en las migraciones horizontales. Sin embargo, la fauna de mamíferos arbóreos es también menos diversa comparada con la de los bosques cercanos de tierra firme, lo cual sugiere que otros factores relacionados con la inundación, como escasa abundancia, diversidad y distribución de recursos, pueden afectar la riqueza de las especies de mamíferos (Soini 1986b).

Conclusión

Se usó el método de estudio inter-disciplinario para evaluar el uso sustentable de pecaríes. El método usa áreas representativas y sus resultados pueden ser extrapolados a otras áreas. Las áreas de estudio estuvieron ubicadas dentro de la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo y la Reserva Nacional Pacaya-Samiria, en el noreste del Perú (Figura 2.3). Estas áreas representan los hábitats típicos del departamento de Loreto y tienen población rural que caza de la misma manera que otros cazadores rurales de Loreto. En cada reserva hubo sitios con poca o ninguna actividad de caza, que fueron comparados con sitios de mayor cacería.

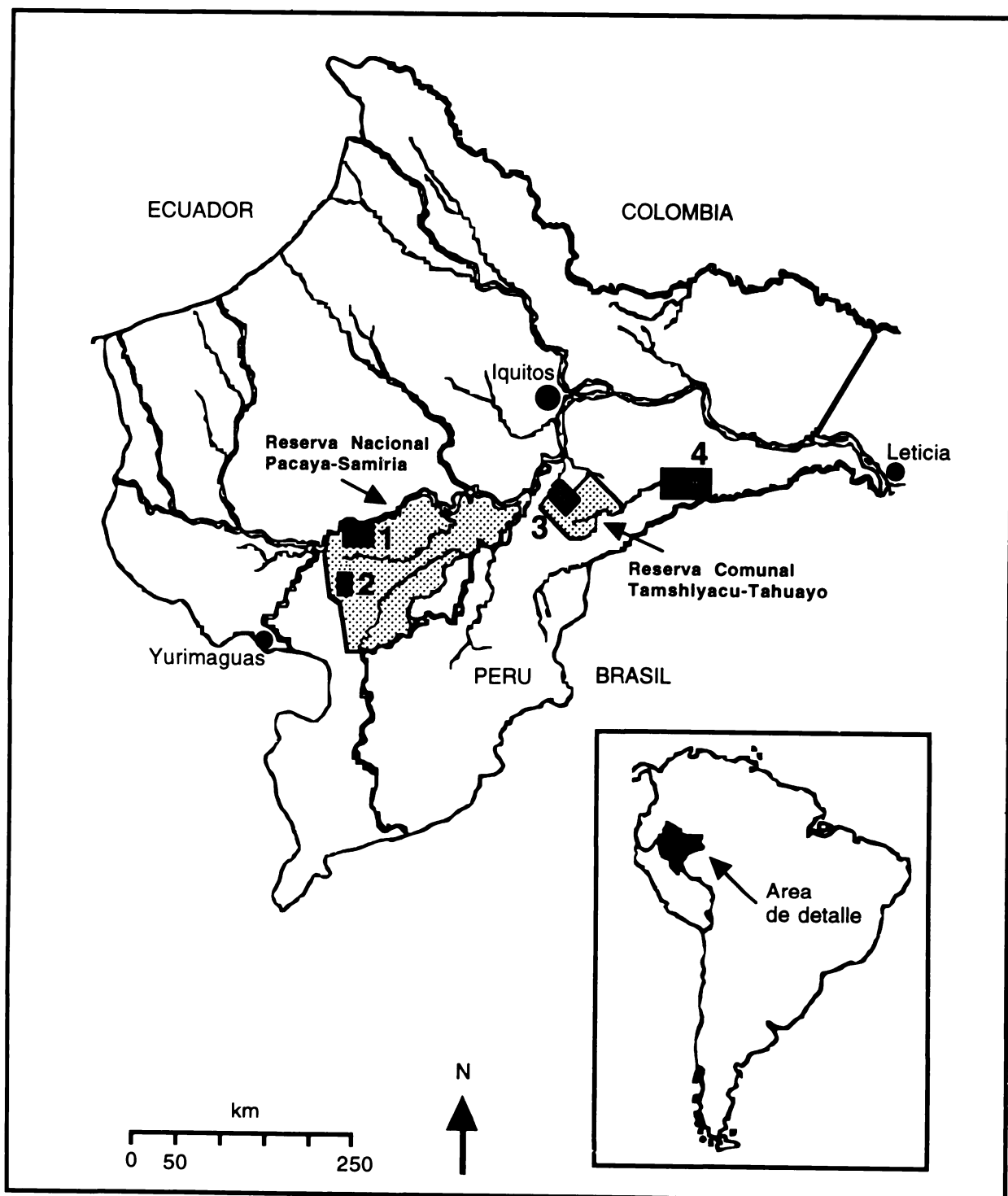


Figura 2.3 Mapa del Noreste del Perú mostrando los sitios de bosques inundables con 1) caza persistente (Maipuco) y 2) caza poco intensa (Samiria), y los sitios de bosques de altura con 3) caza persistente (Tahuayo/Blanco) y 4) caza poco intensa (Yaraví-Mirí).

Capítulo 3: Ecología alimentaria de los pecaríes en el noreste del Perú

Introducción

El manejo de pecaríes requiere la comprensión de las interacciones entre los pecaríes y su medio ambiente, especialmente en lo relacionado a las interacciones planta-animal. Por lo tanto, este capítulo examina la ecología alimentaria de los pecaríes en el noreste del Perú, y también investiga cómo los pecaríes de collar y los pecaríes labiados se han adaptado a las fuentes alimenticias alternativas de Loreto.

Los estudios existentes sobre la ecología alimentaria de pecaríes en áreas naturales demuestran que los frutos predominan en su dieta (Kiltie 1982, Dubost 1984, Branan et al. 1985, Hart 1985, Bodmer 1989, Fragoso 1994). Por consiguiente los estudios sobre frugivoría son necesarios para una plena comprensión de la ecología alimentaria de los pecaríes. La frugivoría en pecaríes es más común en el bosque tropical que en los hábitats templados y de sabana tropical.

Los mamíferos frugívoros difieren marcadamente de los herbívoros por dos razones principales. Primeramente, una dieta de frutos puede ser digerida por una amplia gama de sistemas gastrointestinales, desde estómagos simples a complejos y también por sistemas de fermentación postgástrica (Chivers y Hladik 1980, 1984). En segundo lugar, la estructura de los frutos es completamente diferente a la de las hierbas y gramíneas, debido a que los primeros poseen baja concentración de celulosa y alta concentración de carbohidratos solubles y grasas (Waterman 1984, Roosmalen 1985, Ayres 1986).

Los frugívoros arborícolas y terrestres difieren en sus estrategias alimenticias, debido a sus diferencias en disponibilidad de alimento entre el piso del bosque y el dosel. Las especies arborícolas pueden explotar en su totalidad el espectro del recurso planta, el cual incluye frutos y hojas, ya que frecuentemente consumen la pulpa nutritiva, brotes de hojas y flores. Las especies terrestres, como los pecaríes, disponen únicamente de la producción residual de frutos (aquellos frutos que no son consumidos por las especies arbóreas), que usualmente la constituyen las semillas menos digeribles, las

nueces, las estructuras protectoras y también las hojas del estrato inferior del bosque, aunque en menor abundancia y a menudo tóxicas, (Eisenberg y McKay 1974, Jansen 1978, Eisenberg 1980, Terborgh 1983, 1986, Smythe 1986). El piso del bosque tiene escasez de plantas verdes, debido a la sombra de los árboles emergentes, y de frutos, ya que éstos se producen principalmente en el dosel.

Una comprensión cabal de la dieta alimenticia de los pecaríes es necesaria para el manejo de estas especies en su medio natural. Esto es verdad, particularmente, para las áreas donde la gente usa diversos recursos del medio ambiente. En el caso de Loreto, la población local usa recursos de fauna silvestre y plantas. De esta manera, las poblaciones de pecaríes pueden ser afectadas por la cosecha de especies de plantas o por alteraciones de su hábitat preferido. La determinación del efecto de la cosecha de plantas sobre las poblaciones de pecaríes debe también incluir estudios sobre la ecología alimentaria de estas especies. Por estas razones, este capítulo investiga la ecología alimentaria del pecarí de collar y el pecarí labiado en el noreste del Perú.

Métodos

La dieta de pecaríes en el noreste del Perú fue determinada analizando su contenido estomacal. Estos estudios se realizaron entre 1984 y 1989 en la RCTT. Las muestras estomacales fueron colectadas durante 16 meses en forma continua para abarcar las diferentes estaciones. Los contenidos estomacales fueron colectados directamente de los animales cazados por los cazadores locales. Los estómagos fueron lavados en estado fresco, etiquetados y guardados en un recipiente con capacidad de 30 galones conteniendo formaldehído al 5%. Previo al lavado, el contenido de los estómagos frescos fue pesado. Los contenidos estomacales fueron lavados vaciándolos en una red de tela con orificios de 0.2 mm² que fue lavada íntegramente en agua fresca. Los contenidos luego fueron etiquetados, colocados en bandejas y

secados al aire a 30-34°C durante aproximadamente 14 días. Cuando hubo formación de mohos durante el secado, la muestra fue ligeramente rociada con formaldehído al 10%. Cuando hubo un completo secado, los contenidos estomacales fueron colocados en una bolsa plástica y puestos en cámara seca para su análisis posterior. Este método de preservación resultó muy efectivo, ya que durante su almacenaje solamente el 1% de las muestras enmoheció.

Las muestras de frutos y semillas fueron comparadas e identificadas con la asistencia de Rodolfo Vásquez en el herbario de la Universidad Nacional de la Amazonía Peruana, y con la ayuda de la guía preparada por Roosmalen (1985). Las muestras fueron identificadas al nivel de familia, género o especie cuando fue posible.

Los tipos de alimentos fueron determinados selectivamente removiendo todas las partículas mayores que 5 mm² ya sea a mano o usando una malla colador con un tamaño de cuadrícula de 5 mm². Las partículas mayores fueron luego separadas en tipos individuales, pesadas, y una porción fue montada ordenadamente en cartón encolado para su identificación posterior. El resto de la muestra se consideró como partículas pequeñas.

El análisis de datos de los tipos de alimento se hizo en la forma de ocurrencia porcentual de los tipos de alimento presentes en las muestras estomacales. El porcentaje de ocurrencia de un tipo de alimento fue calculado por el número de muestras estomacales o de excremento que contuvo ese específico tipo de alimento para cada especie de pecarí. Este método no considera la cantidad de tipo de alimento presente en las muestras.

Los datos de las partes alimenticias fueron analizados determinando la proporción de frutos, hojas, fibras y material animal presente en el contenido estomacal. Ello se hizo para cada muestra separando al azar entre 10 y 20 gr de las partículas pequeñas y dividiéndolos en fruto, hoja, fibra, y material animal. Cada una de estas divisiones fue pesada y la proporción de cada una de ellas fue extrapolada a la muestra entera de las partículas pequeñas. Las partículas grandes también fueron separadas en porciones alimenticias y luego pesadas. El cálculo de las partes alimenticias finalmente fue completado añadiendo la correspondiente porción alimenticia tanto del análisis de las partículas pequeñas como de las grandes.

Disponibilidad y Selección

La disponibilidad de los frutos fue determinada empleando trampas de frutos durante un período continuo de un año. La producción residual de frutos fue medida según Smythe (1970) y Terborgh (1983). Las trampas, cada una con un área de 1m², fueron colocadas a inter-

valos de 20 m a través de transectos lineales a una altura de 0.5 m. Cincuenta trampas fueron colocadas en bosques de tierra firme y cincuenta en bosques mixtos de várzea/palmeras. Las trampas de frutos fueron vaciadas dos veces al mes cada quince días y los contenidos fueron colocados en dos bolsas separadas, una para las trampas de tierra firme y la otra para las trampas colocadas en hábitat de várzea/palmera. Las hojas y peciolos fueron separadas de los frutos, y las muestras fueron etiquetadas y colocadas en un recipiente y secadas durante 14 días a 30-34°C. Cuando los frutos se secaron completamente fueron colocados en bolsas plásticas para su análisis posterior. La densidad de los frutos caídos y disposición de los mismos fueron medidos por el método de los cuartos (Greig-Smith 1983). La disponibilidad fue calculada por el número de meses que un tipo de fruto estuvo presente ya sea en las trampas de frutos en tierra firme o en várzea/palmera. La proporción de un tipo de fruto disponible en cada hábitat fue calculada de los datos de las ocurrencias mensuales.

La selección de alimentos fue calculada para el caso de frutos, dividiendo la proporción de cada tipo de fruto en la dieta, por la proporción disponible de ese mismo fruto en el hábitat (Hunter 1954). Valores de este cociente mayores que 1.0 indicaron que los ungulados fueron selectivos para ese tipo de fruto; valores menores que 1.0 indicaron que el consumo fue en una frecuencia inferior a la disponibilidad.

La Dieta del Pecarí de Collar en el Noreste del Perú

Un total de N= 121 muestras de contenidos estomacales de pecarí de collar fueron analizadas en el área de estudio del Tahuayo-Blanco. Los pecaríes de collar consumieron proporciones grandes de frutos y una porción significativa de material animal. De las 121 muestras estomacales, teniendo como base el material seco, los frutos constituyeron el 59%, las hojas el 9%, la fibra el 14% y el material animal el 17% (Figura 3.1). Las setas constituyeron el 0.3% y las flores el 0.6% del material frutal.

Un total de 53 tipos de frutos fueron registrados en las muestras estomacales de los pecaríes de collar. Los grupos alimenticios que ocurrieron más frecuentemente fueron los frutos de Sapotaceae, *Oenocarpus bataua*, *Astrocaryum* sp. y Menispermaceae y parte animal de insectos y caracoles (Tabla 3.1). La selección de los tipos de frutos mostró que los pecaríes de collar prefieren las Sapotaceae, Menispermaceae y *Astrocaryum* sp. (Figura 3.2).

Los pecaríes de collar jóvenes y adultos mostraron algunas diferencias en su dieta. Las muestras estomacales de los pecaríes de collar jóvenes (mayores de 16 kg)

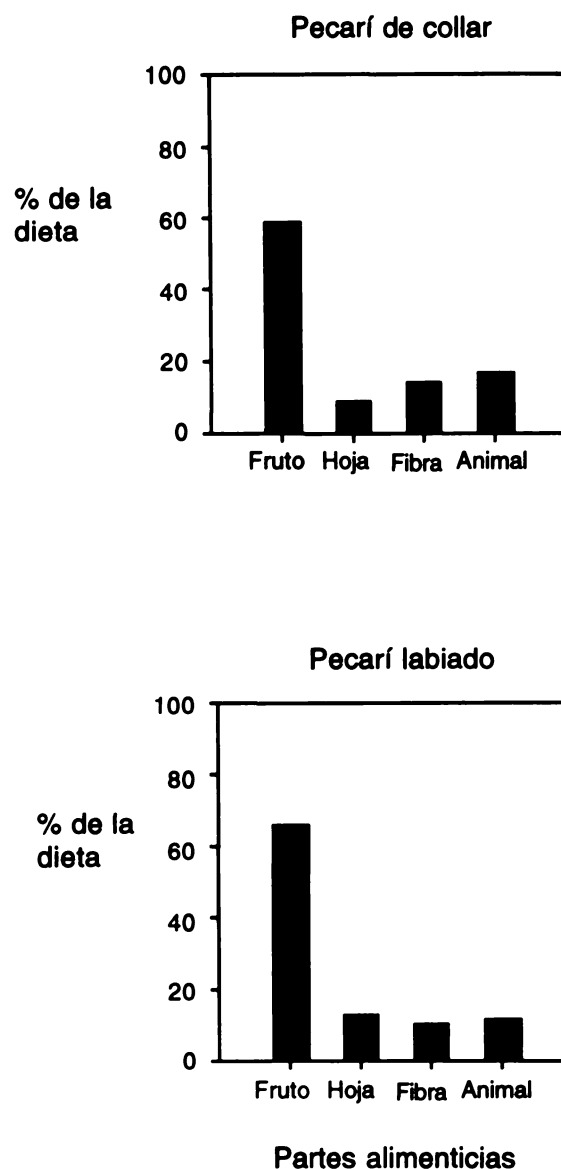


Figura 3.1 Porcentaje de partes alimenticias en la dieta de los pecaríes en el Noreste del Perú

tuvieron proporcionalmente menos frutos ($F_{1,100}=9.76$, $p=0.002$) y menos fibra que la de los adultos (menores de 18 kg) ($F_{1,100}=3.31$, $p=0.072$). Las proporciones de hoja y material animal fueron similares entre los pecaríes de collar jóvenes y adultos ($F_{1,100}=2.27$, $p=0.14$; $F_{1,100}=2.49$, $p=0.12$; respectivamente). Las muestras estomacales de pecarí de collar jóvenes también tuvieron menos tipos de alimentos que las muestras

estomacales de los adultos ($F_{1,99}=4.90$, $p=0.029$). Las ocurrencias de los tipos de alimentos fueron similares entre las diferentes edades de los pecaríes de collar.

Los pecaríes de collar machos y hembras no mostraron diferencias en la dieta. No hubo diferencias significativas en la proporción de frutos, hojas, fibras y material animal y en la ocurrencia de los tipos de alimentos consumidos por machos y hembras.

Tabla 3.1 Porcentaje de ocurrencia de tipos de plantas alimenticias encontrados en las muestras estomacales de pecarí de collar y pecarí labiado en el Nor-Oriente del Perú. Únicamente se consideran en esta lista los tipos alimenticios con un porcentaje de ocurrencia de 5% o más.

Tipo de Alimento	Pecarí de collar %	Pecarí labiado %
Frutos de palmeras (Palmae)		
Astrocaryum sp.	45.3	47.7
Euterpe sp.	7.5	15.9
Iriarteia sp.	27.7	75.0
Oenocarpus bataua	46.2	59.0
Mauritia flexuosa	11.7	45.4
Hojas y flores de palmeras	11.1	4.5
Frutos-no palmeras		
Anacardiaceae - Spondias sp.	14.2	11.3
Annonaceae	19.3	18.1
Boraginaceae - Cordia sp.-type1	11.7	2.2
Convolvulaceae - Maripa sp.	5.0	2.2
Leguminosae - Inga sp.	16.8	9.0
Leguminosae - U.I. type	36.9	18.1
Linaceae	5.0	2.2
Lorantaceae	9.2	6.8
Menispermaceae	39.5	50.0
Moraceae - Brosimum sp.	9.2	18.1
Rubiaceae	8.4	0
Sapindaceae - Paullinia sp.	7.5	6.8
Sapotaceae	47.0	52.2
Tipos de hojas		
Araceae	5.0	13.6
Leguminosae	7.5	6.8
Gramineae	14.2	22.7
Material de raíces	21.8	25.0
Hongos	1.6	6.8

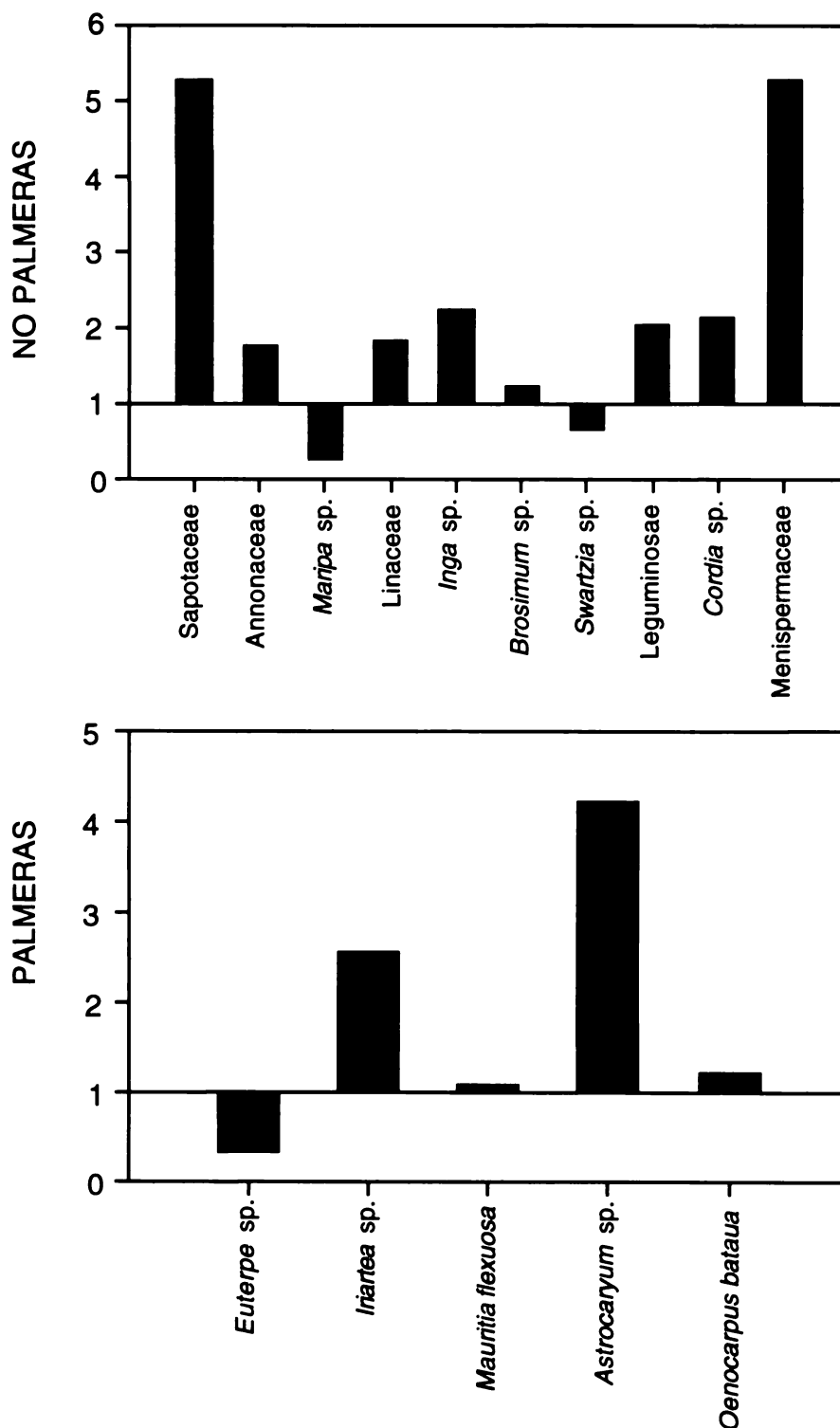


Figura 3.2 Las proporciones de selección de los tipos de fruto consumidos por el pecarí de collar. Los frutos listados abajo son los tipos más frecuentemente consumidos por los ungulados amazónicos. Los valores mayores de 1.0 indican selección, mientras que los valores menores de 1.0 indican que el consumo de ese fruto es a una frecuencia menor que su disponibilidad.

Dieta del Pecarí Labiado en el Noreste del Perú

Un total de N=46 muestras de pecaríes labiados fueron analizadas en el área de estudio Tahuayo/Blanco. El pecarí labiado también consumió grandes proporciones de frutos y porciones considerables de material animal. De las 46 muestras estomacales teniendo como base el material seco, los frutos constituyeron el 66%, hojas el 13%, fibra el 10% y material animal el 11% (Figura 3.1). Las setas constituyeron el 0.8% y las flores el 1.1 del material frutal.

Un total de 45 tipos de alimentos fueron registradas en las muestras estomacales del pecarí labiado. Los grupos alimenticios que ocurrieron con mayor frecuencia fueron los frutos de *Iriarte* sp., *Oenocarpus bataua*, Sapotaceae, Menispermaceae, *Astrocaryum* sp., *Mauritia flexuosa* y partes animales de insectos y caracoles (Tabla 3.1). La proporción seleccionada de los tipos de

frutos mostró que los pecaríes labiados seleccionaron más intensamente a las Sapotaceae, Menispermaceae e *Iriarte* sp. (Figura 3.3).

Los pecaríes labiados jóvenes y adultos mostraron ligeras diferencias en la dieta. Las muestras estomacales de los animales jóvenes (más de 25 kg) tuvieron menos tipos de alimentos que las muestras de los adultos (más de 28 kg) ($F_{1,36}=5.67$, $p=0.023$). Sin embargo, los pecaríes labiados jóvenes y adultos consumieron proporciones similares de frutos, hojas, fibras y material animal. Los tamaños de muestra fueron demasiado pequeños para poner a prueba las diferencias en la ocurrencia de los tipos de alimento.

Los pecaríes labiados machos y hembras no mostraron diferencias en la dieta. Los machos y las hembras consumieron proporciones similares de frutos, hojas, fibras y material animal. Asimismo, la ocurrencia de los tipos y número de alimentos por muestra estomacal no difirieron entre los machos y las hembras.

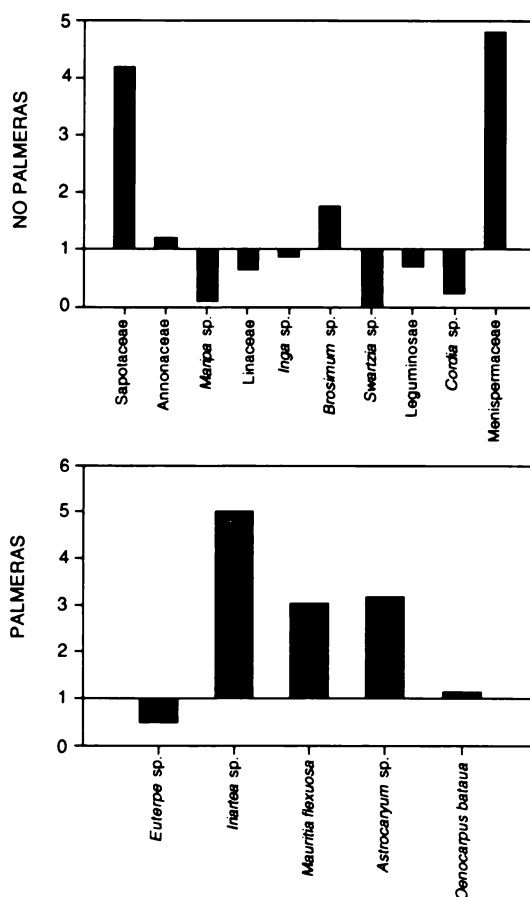


Figura 3.3 Las proporciones de selección de los tipos de fruto consumidos por el pecarí labiado. Los frutos listados abajo son los tipos más frecuentemente consumidos por los ungulados amazónicos. Los valores mayores de 1.0 indican selección, mientras que los valores menores de 1.0 indican que es consumo de ese fruto es a una frecuencia menor que su disponibilidad.

Comparaciones de la Dieta de los Pecaríes en el Perú

Los pecaríes parecen ser consistentemente frugívoros en los bosques amazónicos. Los pecaríes de collar en Madre de Dios, sureste de Perú se alimentaron de proporciones similares de frutos que en el área de estudio del Tahuayo/Blanco (Kiltie 1981a). Sin embargo, los pecaríes de collar en Madre de Dios consumieron menos material animal que los pecaríes de collar del noreste del Perú. Las especies de palmeras identificadas en muestras estomacales de los pecaríes de collar de Madre de Dios, también fueron consistentemente encontradas en muestras estomacales de las poblaciones del Tahuayo-Blanco, e incluyeron partes de frutos de *Mauritia flexuosa*, *Astrocaryum* sp., y *Oenocarpus bataua*. El tipo de fruto consumido con mayor frecuencia por el pecarí de collar en el área de estudio del Tahuayo/Blanco fue Sapotacea, pero no se menciona su ocurrencia en las poblaciones de Madre de Dios (Kiltie 1981a). El pecarí labiado de Madre de Dios también consumió proporciones similares de frutos que los del noreste del Perú (Kiltie 1981a). Nuevamente, la proporción de material animal fue considerablemente mayor en el norte que en el sur. Los frutos de palmeras identificados en las poblaciones de pecaríes labiados de Madre de Dios fueron también encontrados en muestras estomacales de la región del Tahuayo-Blanco.

La Dieta de los Pecaríes Fuera de la Amazonía

Los pecaríes fuera de la cuenca amazónica son generalmente mucho menos frugívoros. Los estudios de la dieta del pecarí de collar en hábitat árido y semi-árido del suroeste de Estados Unidos revelan esta tendencia (para revisión vea SOWLS 1984, Shively et al. 1985). Las principales especies de plantas consumidas por el pecarí de collar en el sur de Texas incluyen al cactus, hierbas y una amplia gama de gramíneas (SOWLS 1984, 1997, Corn y Warren 1985, Shively et al. 1985), siendo la pera espinosa (*Opuntia* sp.) el ítem alimenticio más común. En el bosque seco deciduo del noroeste del Perú el pecarí de collar se alimentó de una amplia variedad de frutos, hojas y tubérculos (Gutiérrez 1982); pero, en comparación con su contraparte del bosque lluvioso tropical, se alimentó de una mayor cantidad de raíces y hojas. Estudios de pecaríes en la Isla de Maracá en el norte de Brasil han demostrado que los pecaríes son altamente frugívoros, de forma similar a los de la Amazonía peruana (Fragoso 1994, 1997).

Estrategia Alimentaria de los Pecaríes en el Noreste del Perú

La biomasa de plantas es mayor en los bosques tropicales, sin embargo los árboles grandes siempreverdes forman un dosel continuo que reduce el alcance de la luz al piso del bosque, a la vez que restringe la productividad casi en su totalidad a los estratos superiores (Richards 1952, Longman y Jenik 1974). El dosel del bosque tropical tiene la producción de la mayoría de las hojas nuevas y frutos, por lo que los pecaríes sólo tienen la opción de consumir los retoños relativamente escasos o la producción residual de frutos (Golley 1978, Opler 1978, Leigh y Smythe 1978, Foster y Brokaw 1982, Leigh y Windsor 1982).

Puesto que la producción de frutos en los bosques tropicales está concentrada en el dosel, los vertebrados arbóreos como los primates, murciélagos, roedores arbóreos y la mayoría de aves, tienen la primera oportunidad de escoger la producción de frutos y rechazar los podridos, parasitados o frutos anormales. Debido a que los frugívoros arbóreos tienen ventaja sobre los terrestres en la elección de frutos y tienen relativamente menor tamaño de cuerpo, generalmente consumen la pulpa nutritiva y rechazan las partes duras o las semillas tóxicas (Estrada y Coates-Estrada 1986, Moermond et al. 1986, Terborgh 1986). Las especies terrestres como los pecaríes tienen mayor restricción en la elección de frutos, debido a que solamente pueden consumir la producción residual.

Los frutos son abundantes tanto en cantidad como en diversidad en el noreste del Perú. Las parcelas residuales de frutos en el área de estudio del Tahuayo/Blanco tuvo densidades de 5.7/ha y un estimado de 8933 frutos/ha (Tabla 3.2), calculado con el método del cuarto (Greig-Smith 1983). La densidad de frutos tuvo un promedio mensual de peso seco de 2.1 g/m². Las drupas y bayas tuvieron un porcentaje más alto de peso seco que las vainas, cápsulas o nueces flotantes, semillas aladas y frutos que explotan (estadística de Kruskal y Wallis= 18; p< 0.001) (Figura 3.4). Las drupas y bayas son los frutos más dispersados por los animales y que son consumidos por los pecaríes. El componente de la semilla de esta producción de fruto residual tuvo una proporción más alta de peso seco que la pulpa (Tabla 3.3). Por lo tanto, los pecaríes deben comer las semillas de estos frutos para maximizar sus requerimientos de nutrientes.

Los frutos de palmeras son los más importantes de la producción de fruto residual. Las semillas de estas palmeras proveen una porción importante de los nutrientes esenciales. Los pecaríes consumen grandes cantidades de frutos de palmera, con semillas duras presentes en un 91% de las muestras de pecarí labiado y en un 43% de las muestras de pecarí de collar. El ítem alimenticio más común del pecarí labiado fue la semilla de la palmera *Iriarte* sp., presente en un 75% de las muestras estomacales.

Tabla 3.2 Densidad de frutos, frutos dentro de una parcela, y parcelas de frutos en el área de estudio Tahuayo/Blanco.

Densidad promedio de frutos dentro de las parcelas de frutos	28.6 frutos/m ²
Area de parcela promedio	54.8m ²
Número promedio de frutos por parcela	1567 frutos
Densidad de las parcelas de frutos	7.7parc/ha
Densidad estimada de frutos	8933 frutos/ha

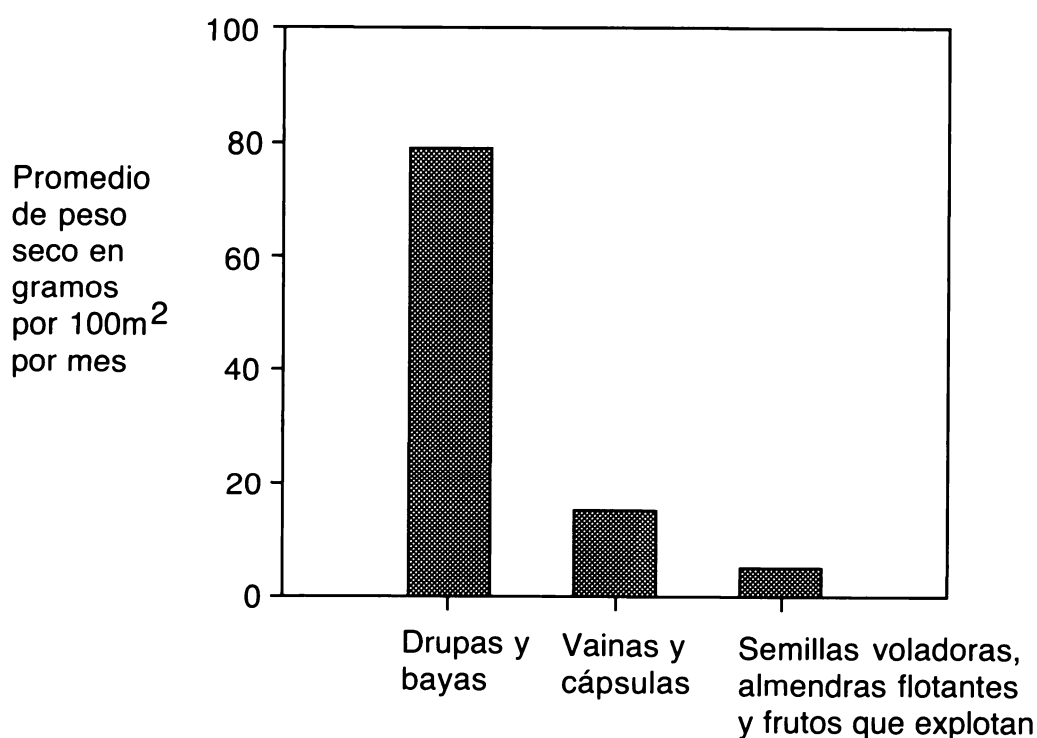


Figura 3.4 El promedio de peso seco de drupas y bayas, vainas y cápsulas, y semillas voladoras, almendras flotantes y frutos que explotan en 100 trampas de frutos por mes en el sitio del Tahuayo/Blanco.

Tabla 3.3 Peso total, pulpa, y semilla de las drupas y bayas frecuentemente consumidas por los pecaríes en el Noreste del Perú.

Tipo de fruto	Peso seco (gr)			N
	Total	Pulpa	Semilla	
<i>Euterpe</i> sp.	1.1	0.2	0.9	21
<i>Iriarte</i> sp.	2.8	0.5	2.3	25
<i>Oenocarpus bataua</i>	5.9	1.8	4.1	12
<i>Mauritia flexuosa</i>	19.8	7.6	12.2	10
Bombacaceae	1.0	0.1	0.9	4
<i>Brosimum</i> sp.	0.6	0.3	0.3	3
Chrysobalanaceae	4.4	0.5	3.9	2
<i>Cordia</i> sp. -tipo 1	1.5	0.8	0.7	3
<i>Cordia</i> sp. -tipo 2	0.6	0.1	0.5	3
Hippocrateaceae	4.0	0.5	3.5	2
Lorantaceae	1.3	0.1	0.9	1
Sapotaceae	1.8	1.5	0.3	3
<i>Spondias</i> sp.	1.6	0.3	1.3	2
<i>Rheedia</i> sp.	2.5	0.1	2.4	2

Muchos frutos de palmera tienen mecanismos estructurales para impedir la depredación de las semillas. Los pecaríes amazónicos consumen semillas duras de *Iriarte* sp., *Euterpe* sp., *Astrocaryum* sp. y *Mauritia flexuosa*. Estas semillas de palmera son extremadamente fuertes, y en muchos casos requieren más de 150 kg para alcanzar el punto de rompimiento (Tabla 3.4) y son más fuertes, grandes y resistentes al rompimiento que otras semillas del bosque.

Las semillas de palmeras son una fuente rica de energía. Por ejemplo, los frutos de palmera *Iriarte* sp. y *Euterpe* sp. son ricos en carbohidratos (Tabla 3.5) y el de *Astrocaryum* sp. es rico en grasas (89 % de material seco) (López et al. 1980). El peso seco de las semillas es mayor que el peso seco de la pulpa de *Euterpe* sp. ($F_{160}=339$, $p<0.001$), *Iriarte* sp. ($F_{138}=767$, $p<0.001$) y *M. flexuosa* ($F_{1,18}=8.9$, $p=0.008$). *Astrocaryum* sp. es una nuez y no tiene pulpa. Cuando los frutos de palmera caen, la pulpa se descompone rápidamente dejando al descubierto las semillas, de las cuales se alimentan los pecaríes.

Los pecaríes rompen las semillas durante el consumo inicial usando los fuertes músculos abductivos de su quijada, huesos fuertes del cráneo y entrecruzamiento de los caninos. El entrecruzamiento de los caninos es una adaptación evolutiva que les permite prevenir la

dislocación de la quijada durante la excreción de la presión masiva (Kiltie 1981b).

Los sacos ciegos del estómago de los pecaríes actúan como una cámara de fermentación dietaria que ayuda en la digestión. Los sacos ciegos tienen un pH promedio de 6.30 ± 0.04 (DS)($N=12$), mientras que la región gástrica del estómago tiene un pH promedio de 4.52 ± 0.70 (DS)($N=12$). Estas cámaras de fermentación ayudan en la digestión de las semillas duras de palmera.

Los pecaríes comieron abundantes frutos de *Astrocaryum* sp. Estas palmeras son del tipo nuez de coco con cáscara lignificada y endocarpio altamente nutritivo. Los pecaríes son capaces de romper la cáscara lignificada del endocarpio. La pulpa nutritiva de los frutos de palmera de *Mauritia flexuosa* fue consumida por pecaríes, venados y tapires. Sin embargo, las semillas duras de esta palmera fueron consumidas solo ocasionalmente por los pecaríes (Kiltie y Terborgh 1983).

Otra estrategia de los pecaríes para vencer la limitación de alimentos en los bosques tropicales es la de consumir cantidades pequeñas de material animal. El pecarí de collar y el pecarí labiado complementan su dieta con pequeñas cantidades de material animal, mientras que las otras especies de ungulados y los roedores grandes mantienen básicamente una dieta básicamente herbívora.

Tabla 3.4 Punto de rompimiento y fuerza de varias semillas de palmeras consumidas por los pecaríes en el Noreste del Perú.

Especies de palmeras	Punto de rompimiento (kg) (Prom $\pm$ SD)	Fuerza (N/mm ²) (Prom $\pm$ SD)
<i>Mauritia flexuosa</i>	408 $\pm$ 59 (3)	4.5 $\pm$ 0.4 (3)
<i>Iriarte</i> sp.	288 $\pm$ 55 (9)	13.8 $\pm$ 2.6 (9)
<i>Euterpe</i> sp.	162 $\pm$ 54 (10)	14.4 $\pm$ 6.6 (10)
<i>Astrocaryum</i> sp.	140 $\pm$ 30 (34)*	1.7 $\pm$ 0.3 (4)
<i>Oenocarpus bataua</i>	100 $\pm$ 40 (20)*	-----

* Datos de Kiltie 1981c.

Tabla 3.5 Varios aspectos nutricionales de las semillas de *Iriarte* sp. y *Euterpe* sp. Los valores son porcentajes de material seco (MS).

	<i>Iriarte</i> sp.	<i>Euterpe</i> sp.
Proteína	3.8	3.1
Grasa	1.2	1.7
Ceniza	0.9	1.0
Carbohidrato	94.1	94.2
ADF fibra	63.1	57.9
ADF lignina	11.3	15.2
NDF fibra	83.5	80.0

El pecarí de collar consumió la cantidad más grande de material animal constituyendo el 17% de su dieta, mientras que las muestras de estómago del pecarí labiado contuvieron 11% de material animal. Los pecaríes consumieron invertebrados y vertebrados como complemento dietario (Tabla 3.6). Los insectos fueron los más comunes para el pecarí labiado ocurriendo en un 82% de las muestras, seguidos por los caracoles (48%), ciempiés (25%) y gusanos (16%). El pecarí de collar consumió una amplia gama de material animal, siendo los insectos los más comunes (54%), seguidos por caracoles (28%), mamíferos (15%), gusanos (13%) y aves (11%).

Interacciones Planta-Pecarí en el Noreste del Perú

Los vertebrados arbóreos generalmente son eficientes dispersores de semillas, mientras que las especies terrestres son mayormente depredadoras de semillas. El pecarí de collar y el pecarí labiado son predominantemente depredadores de semillas (Bodmer 1991, Frago 1997) y solamente dispersan algunos tipos de semilla cuando los mecanismos de protección de estas semillas son efectivos, como el caso de *Oenocarpus bataua* y *Mauritia flexuosa*. El modo más común en que los pecaríes dispersan semillas es a través del escupido que

Tabla 3.6 Alimentos animales consumidos por pecarí de collar y pecarí labiado en el Noreste del Perú. Únicamente se consideran en la lista los tipos de alimento con un porcentaje de ocurrencia de 5% o mayor.

Tipo de alimento	Pecarí de collar	Pecarí labiado
Partes animales		
Insectos	53.7	81.8
Arañas	5.0	4.5
Miípedos	6.7	25.0
Lombrices	13.4	15.9
Caracol	28.5	47.7
Reptiles y anfibios	6.7	4.5
Pájaros	10.9	2.2
Mamíferos	15.1	0
Carne no identificada	25.2	20.4

ocurre frecuentemente durante la masticación. Por ejemplo los pecaríes escupen la semilla de *Oenocarpus bataua* (Palmae) luego de consumir la pulpa. Esto también fue sustentado examinando los sitios de forrajeo durante el análisis de huellas (capítulo 4). Los pecaríes también ocasionalmente pasaron semillas intactas durante su defecación (en el 5% de muestras), a menudo semillas pequeñas de *Brosimum* sp. (1.0 por 1.0 cm) o semillas de Rubiaceae que escaparon a la masticación.

La depredación de semillas es costosa para las plantas debido a que reduce la proporción de semillas que pueden reproducirse. Las plantas han desarrollado una variedad de mecanismos de protección de semillas para impedir la depredación (Janzen 1971, Fenner 1985, Stiles y White 1986). Igualmente, los depredadores de semillas han desarrollado estrategias para vencer la protección de semillas, resultando en una carrera evolutiva entre semilla y depredador. Las palmeras amazónicas y los pecaríes parecen estar entrelazados en una competencia entre semillas duras y mecanismos de ingestión/digestión. Muchas palmeras son suficientemente duras para impedir la depredación arbórea, pero no lo suficientemente duras para impedir la depredación por los pecaríes. Solamente las semillas muy duras de *Mauritia flexuosa* son a veces capaces de impedir ambas, la depredación arbórea y terrestre.

De interés particular en las interacciones palmera/pecarí en la Amazonía es la poco usual estrategia de protección de las semillas de *Oenocarpus bataua* que consiste de una envoltura ajustada de fibras de lignina. Estas semillas no son comúnmente consumidas por los pecaríes,

debido a que sus fibras naturales no les permite romperlas. El éxito de la palmera *Oenocarpus bataua* se ve reflejado en que tiene la mayor producción de frutos y la mayor abundancia de frutos dentro de las parcelas frutales.

Variación Estacional de los Tipos de Frutos Consumidos

Hay cuatro estaciones diferenciadas en el noreste del Perú: la estación lluviosa larga, la estación seca larga, la estación lluviosa corta y la estación seca corta (Figura 3.5). El promedio de la precipitación anual en la Estación de Tamshiyacu durante los años 1976 y 1986 fue de 2,337 mm/año. La precipitación mensual fue mayor durante la estación lluviosa larga en los meses de marzo a junio, y en la estación lluviosa corta en los meses de octubre a diciembre. Las menores precipitaciones ocurrieron en la estación seca larga, en los meses de julio a setiembre, y en la estación seca corta, de enero a febrero. La precipitación mensual promedio en la estación lluviosa varió entre 170-220 mm, con picos mensuales ocasionalmente de más de 450 mm durante 1976-1986. Las precipitaciones en la estación seca variaron entre 125-158 mm/mes, con máximos de 350 mm/mes y mínimos de 50 mm/mes.

La diversidad en cuanto a tipos de alimento consumidos por los pecaríes amazónicos no varió significativamente entre las estaciones lluviosa y seca. La diversidad dietaria calculada por el índice de Shannon-Weaver fue similar entre estaciones para cada especie de pecarí.

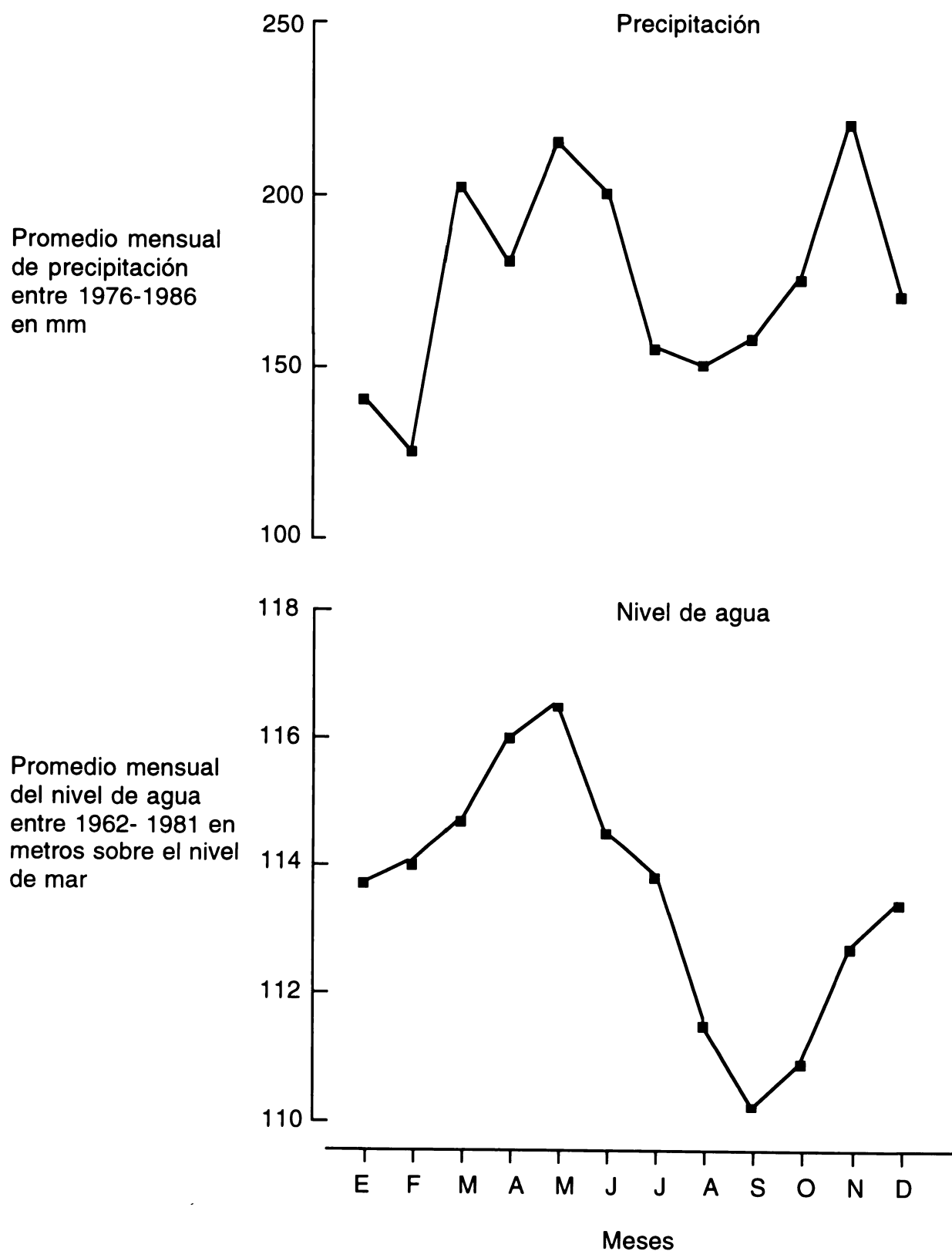


Figura 3.5 Promedio de variación mensual de precipitación registrado de la estación meteorológica de Tamshiyacu y promedio mensual del nivel de agua de la Amazonia en la región de Iquitos.

De acuerdo a los cambios estacionales los tipos de frutos fueron divididos en tres categorías: 1) tipos de frutos que mostraron marcados picos estacionales, 2) tipos de frutos que fueron consumidos consistentemente durante todo el año y 3) tipos de frutos que tuvieron cambios estacionales dependiendo del tipo de hábitat. Los frutos de palmera en su conjunto fueron encontrados consistentemente en las muestras estomacales del pecarí de collar y del pecarí labiado durante todo el año y no mostraron variación estacional. Algunas especies de frutos de palmera tuvieron picos estacionales. Por ejemplo *Oenocarpus bataua* tuvo un pico máximo durante la estación lluviosa corta y seca corta tanto para el pecarí labiado como para el pecarí de collar; *Astrocaryum* sp. tuvo un pico máximo durante la estación seca corta. Otras especies de palmeras como *Euterpe* sp. y *Mauritia flexuosa* no mostraron marcada variación estacional.

Muchos de los frutos que no son de palmeras tuvieron picos estacionales en la dieta de los pecaríes. Las especies de frutos con picos máximos durante las estaciones lluviosas incluyeron *Inga* sp., *Swartzia* sp. y *Cordia* sp. Los frutos con pico máximo durante las estaciones secas incluyeron *Annonaceae*, *Rheedia* sp., *Brosimum* sp. y *Maripa* sp. *Menispermaceae* y *Linnaceae* estuvieron presentes con relativa consistencia durante todo el año en las muestras estomacales. Las *Sapotaceae* fueron los únicos frutos que mostraron picos estacionales dependiendo del tipo de hábitat. El pecarí de collar ocupó los bosques húmedos como valles de riachuelos y consumió *Sapotaceae* más frecuentemente durante la estación seca larga, mientras que el pecarí labiado habitó los bosques húmedos y consumió *Sapotaceae* más frecuentemente durante la estación lluviosa corta. Los datos de las trampas de frutos apoyaron esta tendencia con *Sapotaceae* presente en trampas de frutos de selva baja durante el final de las estaciones seca larga (setiembre), y lluviosa corta (octubre y noviembre), y en tierra firme durante la estación seca larga (agosto).

División de Recursos en la Dieta del Pecarí de Collar y el Pecarí Labiado

La división de recursos entre el pecarí de collar y el pecarí labiado fue estudiada en el área de estudio del Tahuayo/Blanco. El método de determinación del grado de superposición del nicho de Schoener (1968), por fue usado para calcular la división de recursos de alimentos y hábitat. Este índice compara el uso de un recurso para dos especies como sigue:

$$Q_{jk} = 1 - 1/2 \sum |p_{ij} - p_{ik}|$$

donde Q_{jk} = superposición del recurso entre las especies j y k , y p_i es el uso proporcional del recurso i ya sea por

la especie j (p_{ij}) o por la especie k (p_{ik}). Los valores para este índice varían entre 0 y 1, donde 0 indica la segregación total y 1 indica la superposición completa. Este método es más apropiado para estimar la superposición real entre 7 y 85% en relación a los estimados de Pianka (1973) y Horn (1966) (Linton et al. 1981).

El pecarí de collar y el pecarí labiado difirieron en su dieta alimentaria. Las muestras de pecarí labiado tuvieron más hojas que las del pecarí de collar ($F_{1,165}=4.4$, $p=0.037$). Las muestras del pecarí de collar y del pecarí labiado no difirieron en proporciones de fruto, fibra, o material animal consumido (fruto y animal probado con la prueba de U de Mann-Whitney, fibra probado con ANOVA, todas las combinaciones con $p > 0.05$). El rango superior de los alimentos difirió en su ocurrencia en las dietas del pecarí de collar y del pecarí labiado ($G = 84$, $df=16$, $p < 0.001$; el rango fue determinado por alternancia entre el orden del rango de las dietas del pecarí de collar y del pecarí labiado).

El pecarí de collar tuvo una dieta más diversa que el pecarí labiado (estadística $T = 2.7$, $p = 0.035$), que fue reflejada en una amplitud de nicho ligeramente mayor (pecarí de collar = 0.75, pecarí labiado = 0.72). El 13% de los tipos de alimento del pecarí labiado no estuvieron presentes en las muestras del pecarí de collar y el 18.8% de los tipos de alimento del pecarí de collar no fueron encontrados en las muestras del pecarí labiado. El pecarí de collar y el pecarí labiado estuvieron segregados en su mayoría por las partes alimenticias (fruto, fibra, hoja, y material animal) y el uso del hábitat. El grado de superposición del nicho por Schoener fue 0.758 para tipos de alimento, 0.883 para partes de alimento, y 0.865 para el hábitat.

Implicaciones para el manejo

Interacciones entre Población Humana, Palmeras y Pecaríes en el Noreste del Perú

La extracción de frutos de los hábitats naturales por la población humana afecta la condición nutricional de los animales, reduce la capacidad de carga de esos hábitats y afecta el crecimiento de las poblaciones animales. Los pecaríes son las especies cazadas más importantes y constituyen la mayor parte de la biomasa de mamíferos extraída en la Amazonía peruana (Bodmer et al. 1994a). Como se describió anteriormente, los pecaríes en el noreste del Perú son principalmente frugívoros, constituyendo los frutos el 66% en la dieta del pecarí labiado y 59% en la dieta del pecarí de collar. Los frutos más importantes para los pecaríes en el noreste del Perú provienen de las palmeras.

La población humana en el noreste del Perú también depende de las especies de palmeras para subsistencia y

como una forma de obtener ingresos monetarios. La extracción de productos de palmeras por la población local para los mercados regionales viene incrementándose dramáticamente desde el año 1960, debido al incremento de las poblaciones urbanas, especialmente de Iquitos. En Iquitos se reportan los frutos de 34 especies de palmeras silvestres utilizados para consumo (Vásquez y Gentry 1989). Los productos de las palmeras forman un bloque importante en este mercado regional, e incluyen productos de consumo como palmito o chonta (*Euterpe* sp.), helados, bocadillos y bebidas (*Mauritia flexuosa* y *Oenocarpus bataua*) (Tabla 3.7). Los frutos de palmera son el recurso de fruto silvestre más importante en la Amazonía peruana y contribuyen con el 61% del valor de mercado a la producción de frutos silvestres (calculado de Peters et al. 1989). Estas palmeras proporcionan formas importantes de ingreso económico tanto para los extractores rurales como para las familias urbanas que trabajan como intermediarios y vendedores (Padoch 1987).

Los frutos silvestres cosechables tiene un alto potencial en una estrategia de conservación, porque asignan un valor económico a los bosques naturales, que podría exceder valor al valor de la tala y extracción de madera (Peters et al. 1989). Pero este argumento depende del

grado de destrucción de árboles durante el proceso de extracción. Numerosos extractores rurales en realidad cortan los árboles en el proceso de extracción de frutos de palmera, convirtiendo en destructiva esta actividad potencialmente sustentable (Bodmer et al. 1990a, Phillips 1993).

La extracción destructiva de frutos de palmera en la Amazonía peruana parece estar relacionada con diversos factores, dependiendo de las especies de árboles. Por ejemplo, la extracción de aguaje (*M. flexuosa*) es una actividad económica importante para muchos extractores rurales y mantiene al menos a 500 familias en Iquitos (Padoch 1987). *M. flexuosa* está presente en bosques casi monotípicos dentro de los hábitats pantanosos de 1 a 10 o más hectáreas de extensión (Uhl y Dransfield 1987, Kahn et al. 1988). La forma de distribución del aguaje ayuda a los ribereños a localizar y coleccionar los frutos. Debido al sistema reproductivo dioico de *M. flexuosa*, solamente los árboles machos permanecen en los pantanos explotados donde se ha realizado la tala.

Los ribereños talan las palmeras porque la estructura física y la altura de los árboles hacen prácticamente imposible y peligrosa la subida. Por ejemplo, los árboles de *M. flexuosa* a menudo alcanzan alturas

Tabla 3.7 Árboles de palmera comunmente usados por los ribereños en la Amazonía peruana.

Nombre común	Especies	Parte usada	Producto
Aguaje	<i>Mauritia flexuosa</i>	fruto corteza	fruto comestible, bebida, helado almidón
Aguajillo	<i>Mauritiella peruviana</i>	fruto	fruto comestible, bebida, helado
Chambira	<i>Astrocaryum</i> spp.	fruto hoja	aceite, fruto comestible fibre
Huasai	<i>Euterpe precatoria</i>	ápice madera fruto	chonta material para construcción fruto comestible
Irapay	<i>Lepidocaryum tessmannii</i>	hoja	material de techo
Pijuayo	<i>Bactris gasipaes</i>	fruto	fruto comestible, aceite
Pona	<i>Iriarteia</i> sp.	madera	material para construcción
Sinamillo	<i>Oenocarpus mapora</i>	fruto	fruto comestible, aceite
Ungurahui	<i>Oenocarpus bataua</i>	fruto madera	comestible, bebida, helado, aceite material para construcción
Yarina	<i>Phytelephas macrocarpa</i>	hoja fruto	material de techo fruto comestible, bebida, arte

de 40 m y poseen una corteza tipo estegmata (los cuerpos contienen sílice) lo que los hace extremadamente difíciles y resbaladizos para trepar (Uhl y Dransfield 1987). La extracción de *M. flexuosa* ya ha destruido numerosos pantanos con palmeras cercanos a los caseríos. Por ejemplo, en el área del río Tahuayo la mayoría de los pantanos ubicados hasta 10 km del caserío Chino fueron fuertemente dañados, y los pantanos de aguaje intactos usualmente pueden ser encontrados solamente a distancias mayores de 25 km. Así, hay una relación negativa entre el grado de daño a los pantanos de *M. flexuosa* y la distancia al caserío (Bodmer et al. 1990b).

Otras palmeras como el unguurahui (*Oenocarpus bataua*) también son taladas durante la cosecha. A diferencia de *M. flexuosa*, *Oenocarpus bataua* está uniformemente distribuida en todo el bosque (Kiltie y Terborgh 1983). Los ribereños cortan estas palmeras en parte debido a su corteza de estegmata, pero también por el sistema de acceso abierto a los bosques. Muchos extractores rurales creen que subir los árboles sería una pérdida de tiempo porque otros extractores podrían cortarlos durante la siguiente cosecha. Así, la gente rural percibe que debe aprovechar la cosecha en este sistema de acceso abierto ahorrando tiempo y energía, por lo que opta por talar las palmeras con hachas.

Otras palmeras también requieren la tala para cosechar sus productos. Por ejemplo, el palmito (chonta, *Euterpe* sp.) solamente puede colectarse cortando los árboles. Sin embargo, algunas especies de palmito pueden ser más sustentablemente cosechadas, debido a que poseen múltiples estacas que pueden ser selectivamente cortadas sin matar al espécimen (Anderson 1990). Esto también permite a otras estacas crecer para las cosechas futuras. Pero, nuevamente, el sistema de acceso abierto lo hace una alternativa sin beneficio para el extractor rural, porque otra persona probablemente aparecerá y cortará el espécimen.

Los costos de transportar los productos de palmeras a los mercados urbanos son también un factor importante para los extractores rurales y sin ninguna duda influyen en el gasto de energía durante la cosecha. Los productos de palmeras son usualmente transportados en bote a Iquitos y los costos de transporte son mayores para los caseríos que se encuentran lejos del mercado. Por ejemplo, el costo del transporte del precio de venta equivalente a 10 sacos de *M. flexuosa* fue de 8% para los caseríos cercanos a Iquitos y se incrementó hasta casi 40% para los caseríos más alejados (Padoch 1987). Con costos de transporte que alcanzan a casi la mitad del precio de venta, los extractores rurales estarían menos inclinados a gastar mucha energía en cosechar de una manera sustentable, porque esto disminuiría la cosecha total y el ingreso monetario.

La Cosecha de Frutos de Palmera y los Pecaríes

Puesto que los frutos de palmeras son hasta ahora los recursos alimenticios más importantes para los pecaríes de la Amazonía, el crecimiento de sus poblaciones ciertamente depende de la disponibilidad de estos recursos. Los estudios de poblaciones repetidamente han demostrado que la disponibilidad de los recursos alimenticios afecta la producción de las poblaciones de mamíferos grandes (Caughley 1977). Así, cuanto más grandes son las cantidades de frutos de palmeras disponibles para los pecaríes, su capacidad de carga (K) será mayor. Esto, a su vez incrementará la productividad reproductiva de cualquier nivel poblacional debajo de K, debido a los efectos denso-dependientes sobre la reproducción.

La caza sustentable podría incrementarse si los recursos de palmera se incrementan. Igualmente, si los recursos de palmeras se agotaran, el rendimiento reproductivo y la capacidad de carga de estos mamíferos grandes sería menor. Esto a su vez requeriría una disminución de la cosecha para mantener una caza sustentable. Nuevamente, esto sería un resultado de los efectos denso-dependientes.

Los beneficios a largo plazo que la población local puede obtener de los pecaríes están directamente ligados a la cosecha de frutos de palmera. Si la gente local mantiene una gran producción de frutos de palmeras en las áreas naturales y permite que esta producción sea consumida por la fauna silvestre, entonces la cosecha de pecaríes sería sustentable. No obstante, si la cosecha destructiva continúa debido a los beneficios de corto plazo, entonces ambos, las palmeras y las poblaciones de pecaríes, serán agotados y los beneficios de largo plazo de estos recursos nunca podrán verse.

Recomendaciones de Manejo para las Palmeras-Interacciones con los Pecaríes

El manejo de poblaciones de pecaríes requiere programas para la extracción de frutos de los bosques. De acuerdo con esto, programas de manejo para palmeras necesitan ser establecidos en el noreste del Perú. Las especies de frutos que necesitan la atención más urgente son las de palmeras, porque su cosecha durante la década pasada ha sido extensiva. Las estrategias de manejo alternativas para la cosecha de palmeras son: 1) ninguna acción, 2) mejorar las técnicas de manejo, 3) establecer una producción agroforestal de especies de palmeras, y 4) combinar la producción agroforestal y las técnicas de cosecha mejoradas.

1) Ninguna Acción. Si no se toma ninguna acción, la extinción o la casi extinción local de algunas especies de palmeras como *M. flexuosa* probablemente ocurrirá en muchas partes del noreste del Perú. Cuando estas palmeras comiencen a escasear cerca de los caseríos, la presión de cosecha se incrementará sobre las palmeras que se encuentran en el interior.

2) Mejorar las Técnicas de Cosecha. Las palmeras son cosechadas por trepamiento en muchas partes de la Amazonía por los grupos indígenas y comunidades ribereño/caboclo (Anderson 1990, Vásquez y Gentry 1989). La tala de árboles de palmera en la Amazonía peruana parece deberse a factores socio-económicos. Los recursos de acceso abierto, como las palmeras silvestres, han sido repetidamente sobreexplotados en la Amazonía peruana, debido a que los derechos de los usuarios no han sido usualmente establecidos o no son claros. Además, la población local solamente aceptará más gasto de energía con las técnicas de manejo si los árboles de palmera están en un sistema cerrado con derechos de los usuarios definidos. Esto dará a la gente local confianza en que los árboles de palmeras que ellos treparán no serán cortados por otros extractores.

La introducción de técnicas de cosecha mejoradas ayudará a mantener los árboles de palmeras. Sin embargo, las ventajas para el ecosistema podrían ser limitadas, porque la mayoría de los frutos serán extraídos de los bosques, disminuyendo de esta manera la cantidad de alimento de palmera para las poblaciones animales y reduciendo la dispersión de semillas de palmeras. En verdad, los árboles adultos sin fruto no contribuirán mucho al incremento de la capacidad de carga de las poblaciones cazadas.

3) Producción Agroforestal de Palmeras. La población local no cortará árboles de palmeras si éstos están en pequeñas parcelas privadas, sino que coleccionará los frutos para consumo en sus hogares y para venta en el mercado. Muchas comunidades en la Amazonía peruana se han dado cuenta del daño infligido al cortar los árboles de palmeras y han comenzado sistemas agroforestales que incorporan estas especies. Es interesante que muchas palmeras solamente crecen hasta 2-5 m de altura cuando son plantadas en sistemas abiertos sin ninguna

competencia por el sol. De esta manera, estas palmeras cultivadas no requieren corte o equipo de trepamiento especial. La producción de frutos de palmeras cultivadas proporcionará a los habitantes un suplemento renovable de frutos de palmeras para venta en el mercado y consumo de subsistencia y permitirá que los frutos de palmeras silvestres sirvan como alimento para las especies silvestres. La mayor desventaja de esta estrategia es la demora entre la siembra y la producción de frutos, que usualmente es de alrededor de 6-8 años. Durante el cultivo, la cosecha de palmeras silvestres continuará; sin embargo, una vez que las parcelas agroforestales se vuelvan productivas, el número de palmeras silvestres cosechadas disminuirá.

4) Combinar Producción Agroforestal y Técnicas de Cosecha. Esta parece ser la mejor estrategia para los árboles de palmera, las poblaciones silvestres y la población local. Con la combinación de la producción agroforestal y los métodos de cosecha será posible para la población local cosechar los frutos de palmeras silvestres mientras los árboles en las parcelas agroforestales maduren. Una vez que estas palmeras se vuelvan productivas, la cosecha de frutos silvestres puede cesar.

Conclusión

Este capítulo muestra que ambos pecaríes, el de collar y el labiado en el noreste del Perú, dependen de la producción de frutos residuales. Puesto que los pecaríes pueden consumir solamente los frutos que caen al piso del bosque ellos han desarrollado estrategias que les permiten usar el fruto entero, lo cual incluye la pulpa y los componentes de la semilla. Además, los pecaríes son buenos depredadores de semillas y relativamente pobres dispersores de semillas, en comparación con los primates, murciélagos y aves.

Algunos de los recursos alimenticios más importantes para el pecarí de collar y el pecarí labiado en el noreste del Perú, son la pulpa y las semillas provenientes de los frutos de palmeras. Estos frutos son también utilizados por la población rural en Loreto por lo que el manejo de pecaríes debe tener en cuenta las interacciones entre los pecaríes, las palmeras y la gente.

Capítulo 4: Uso del hábitat por los pecaríes en el noreste del Perú

Introducción

El manejo de pecaríes en el noreste del Perú requiere el conocimiento del hábitat usado por los pecaríes y cómo sus preferencias de hábitat influyen en la caza por la población rural. El capítulo anterior examinó las interacciones pecaríes-población en relación con la ecología alimentaria. Este capítulo examina las interacciones pecaríes-población rural en relación con el uso del hábitat. Los dos tipos de hábitat más extensos de la Amazonía son los bosques inundables (várzea o bajial) y los bosques de altura o tierra firme. Estos dos tipos de hábitat tienen importantes características ambientales que influyen en la ecología y uso de los pecaríes amazónicos.

Los principales tipos de hábitat en el noreste del Perú son el resultado de los grandes cambios geológicos durante los períodos terciario y cuaternario. Las áreas localizadas sobre las mesetas bajas del lecho del lago que cubría la mayor parte de la región en el terciario son conocidos como tierra firme. Estos bosques constituyen una gran parte de la Amazonía peruana y están localizados sobre tierra que nunca se inunda y compuestos por diversas comunidades vegetales, de los cuales el bosque de altura es el más importante (Pires y Prance 1985). Los bosques inundados por agua dulce forman un ecosistema complejo de lagos, lagunas, islas, restingas, pantanos y canales cerrados que son conocidos como bosques de várzea (Furch 1984). Estas várzeas experimentan modificaciones de períodos largos y cortos como resultado de la sedimentación y erosión, y son ricos en especies de plantas y biomasa (Ayres 1993). Los cambios en el nivel de agua a través del año son probablemente la causa más importante de variación estacional en los bosques inundables amazónicos. Los niveles de agua afectan los ciclos de la fauna y la flora local (Ayres 1986, Bodmer 1990b) así como también las actividades de las poblaciones humanas (Meggers 1984).

Los cambios estacionales en la cuenca central de la Amazonía tienen su origen de las variaciones en la precipitación y en los niveles de agua del río ocasionados

por las inundaciones anuales prolongadas. Una parte considerable de la Amazonía consiste en bosques inundables, que entre cuatro y ocho meses del año se convierten en estacionalmente inundables por agua dulce (várzea) o por agua negra o clara (igapó) (Prance 1978, Pires y Prance 1985). Los niveles de agua del río en la Amazonía peruana son reguladas casi totalmente por las lluvias en la vertiente de los Andes (Junk y Furch 1985).

Las estrategias adoptadas por los mamíferos terrestres para superar las inundaciones en los bosques de la Amazonía toman formas características diversas. Algunos mamíferos terrestres se refugian en pequeñas islas durante la crecida de las aguas (Grimwood 1969), y por consiguiente experimentan una reducción en el espacio disponible y un incremento en la densidad local de individuos de conspecíficos y competidores. Otras estrategias incluyen una existencia semi-acuática y con movimiento libre dentro de los bosques inundables (Grimwood 1969, Husson 1978), o tener un área de acción suficientemente grande que permita la migración dentro y fuera de las áreas inundadas. En este capítulo, examinamos los efectos del hábitat sobre los pecaríes en el noreste del Perú y sus adaptaciones para responder a períodos largos de inundación.

Métodos Usados para Estudiar los Hábitats de los Pecaríes de la Amazonía

Para cuantificar la utilización del hábitat se hizo un seguimiento de los senderos de los animales. Las diferencias en el tamaño de las huellas hicieron posible distinguir las especies (Tabla 4.1), y por consiguiente permitieron localizaciones precisas de los diferentes tipos de hábitat. La variación en la humedad del suelo permitió la diferenciación de los tipos de hábitat en colinas altas secas, laderas húmedas, lechos de arroyos húmedos de tierra firme, y bosques de várzea medio húmedos y húmedos. El tipo de hábitat fue registrado cada 10 m a lo largo de cada sendero. El sendero total muestreado para el pecarí de collar fue 5850 m; para el labiado 1500 m.

Tabla 4.1 Medidas del tamaño de huella de los ungulados amazónicos (long. y ancho) y número de muestras registradas durante el análisis de huellas en el sitio del Tahuayo/Blanco.

	Long. de huella en mm	Anchura de huella en mm	Número de muestras
Tayassu tajacu	35-40	25-30	585
Tayasu pecari	40-45	30-38	150
Mazama americana	35-40	35-40	362
Mazama gouazoubira	20-25	18-22	347
Tapirus terrestris	110-140	100-135	686

Transectos en línea recta a lo largo de las trochas fueron utilizados para medir la disponibilidad de los tipos de hábitat y para calcular las preferencias.

El éxito de caza en tierra firme y bosques de várzea fue usado como confirmación independiente de utilización de un hábitat determinado por el análisis de las huellas. El método del éxito de caza parece confiable porque los cazadores no tuvieron preferencias por especies de pecaríes entre los dos tipos de bosque. Las preferencias de los pecaríes por los tipos de hábitat de tierra firme y de várzea fueron también determinadas usando datos de caza. Puesto que los cazadores usaron los mismos métodos de caza con escopeta en todos los tipos de hábitat y no tuvieron preferencias por las especies de pecaríes, la caza relativa de los diferentes ungulados en los dos tipos de hábitat puede ser un buen indicador del uso de hábitat.

Los datos sobre las fluctuaciones del nivel de agua en la Amazonía, cerca del área de estudio, fueron colectados por ENAPU-Iquitos. Los datos sobre precipitación fueron colectados por el Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología de la Estación de Tamshiyacu localizada aproximadamente a 35 km del área de estudio.

Preferencias de Hábitat

Las proporciones de selección de hábitat mostraron que el pecarí de collar y el pecarí labiado demarcaron sus hábitats (Figura 4.1). El pecarí de collar prefirió los bosques medio húmedos de tierra firme en pendiente y várzea medio húmedo, y el pecarí labiado prefirió los lechos de riachuelos de tierra firme húmeda y los bosques de várzea húmedos. Los ingresos de caza en los diferentes tipos de bosque confirmaron los resultados del análisis de huellas (Tabla 4.2). Los pecaríes de collar fueron cazados en cantidades similares a los peca-

ríes labiados en tierra firme, mientras que los pecaríes labiados fueron cazados más frecuentemente en los bosques de várzea que los pecaríes de collar.

Adaptaciones de los Pecaríes a las Tierras Inundables de Várzea

El promedio anual del nivel de agua del río Amazonas en el área de Iquitos entre 1962 y 1981 varió de 110.2 msnm a 116.5 msnm (metros sobre el nivel del mar). En esta región la estación lluviosa coincidió con los niveles más altos de agua (creciente), mientras que la estación seca coincidió con los niveles más bajos de agua (vaciente). Durante el período de creciente, desde marzo hasta junio, el nivel del agua varió entre 114.5 msnm y 116.5 msnm durante 1962-1981. Durante la estación de vaciente que comprende el resto del año, el promedio del nivel de agua varió entre 110.2 msnm y 114.0 msnm.

Los pecaríes labiados frecuentemente usaron los bosques de tierras inundables, mientras que los pecaríes de collar tendieron a evitar esas áreas (Tabla 4.2). Los pecaríes de collar fueron cazados más comúnmente en los bosques de tierra firme, reflejando su hábito de evitar el bosque inundable. Sin embargo, los pecaríes labiados fueron frecuentemente cazados en bosque de várzea, confirmando su preferencia por ese hábitat.

Dos estrategias distintas fueron adoptadas por los pecaríes en respuesta a las inundaciones: 1) Los pocos pecaríes de collar que habitan las áreas de tierras inundables se replegaron a las pequeñas islas de refugio y cambiaron su dieta 2) Los pecaríes labiados vivieron en grupos grandes y recorrieron el bosque en un patrón migratorio que les permitió explotar las áreas inundadas, dentro y fuera de los diferentes hábitats. Los cambios en la dieta adoptados por estos ungulados serán examinados a continuación.

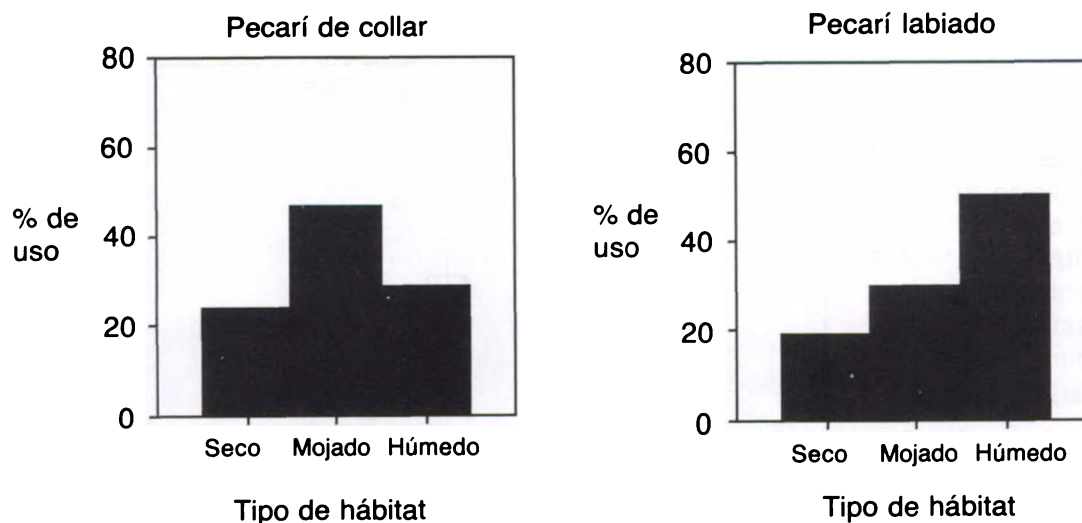


Figura 4.1 Utilización de hábitat por los pecaríes en el Tahuayo/Blanco. Los gráficos representan el porcentaje de tipos de hábitat usados, corregidos por la disponibilidad de cada tipo de hábitat por la proporción usada/proporción disponible.

Tabla 4.2 Número de pecaríes cazados en los bosques inundables con caza persistente (Maipuco) y bosques de altura con caza persistente (Tahuayo/Blanco). Los valores están representados en individuos cazados/100km².

	Maipuco	Tahuayo/Blanco
Pecarí de collar	3.2	33.0
Pecarí labiado	17.2	33.2

Se encontraron diferencias marcadas entre las estaciones de vaciante y creciente en las muestras estomacales de los pecaríes de collar colectados en los hábitats de tierra inundable (Figura 4.2). Los cambios en la dieta de los pocos pecaríes de collar que habitan los bosques de várzea durante la estación de creciente son el resultado de su refugio sobre pequeñas islas inundables. Los frutos de estas islas son rápidamente consumidos por el elevado número de frugívoros terrestres, lo que produce un cambio en la dieta hacia proporciones mayores de hojas y fibra. Las partes alimenticias encontradas en muestras estomacales de los pecaríes de collar colectados en los hábitats de tierra inundable entre las estaciones de vaciante y creciente, difirieron en

cantidad de frutos y hojas, pero no en fibra y materia animal. Durante el período inundable, las muestras estomacales de los pecaríes de collar colectados en los bosques de várzea contenían proporciones mayores de hojas que durante el período de vaciante ($U=14$, $p=0.04$) y proporciones menores de frutos ($U=14$; $p=0.04$). No hubo diferencias significativas en las proporciones de fibra y material animal en las muestras estomacales de los pecaríes de collar entre las estaciones de creciente y vaciante (Mann-Whitney U-test, ambos casos $p>0.05$). La diferencia más notable en los tipos alimenticios consumidos por los pecaríes de collar de los bosques de várzea fue la predominancia de material raíz.

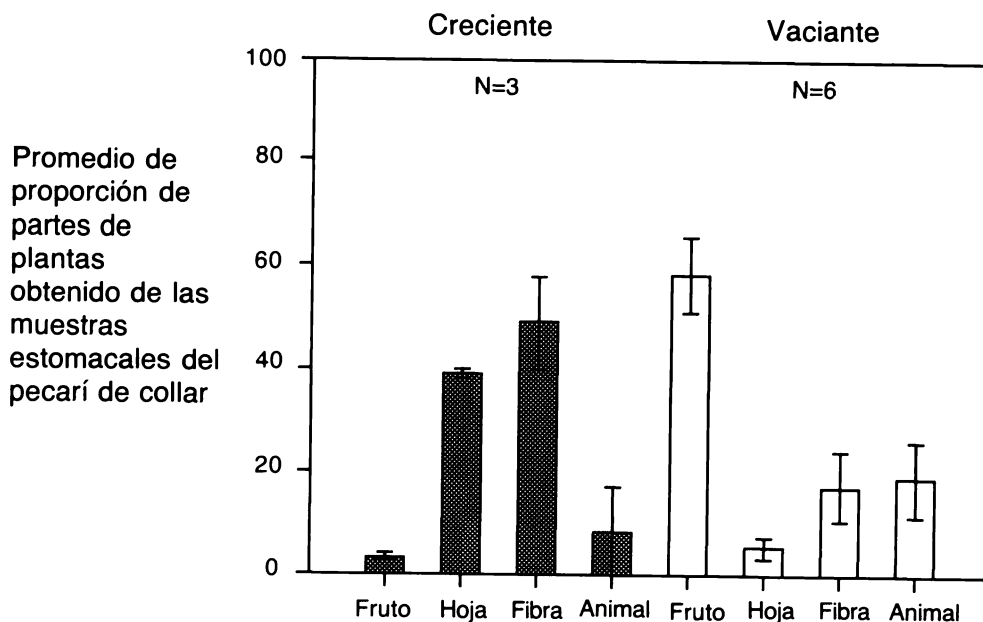


Figura 4.2 Variación estacional en partes de plantas consumidos por el pecarí de collar durante las estaciones de creciente y vaciante en de los bosques inundables del Noreste del Perú

Las fluctuaciones en la dieta observadas en los pecaríes de collar que habitan los bosques de várzea parecen ser una consecuencia de la variación estacional en el nivel del agua y no de la variación estacional de las precipitaciones. La dieta de los pecaríes de collar colectados en bosques de terra firme no difirió en las proporciones de fruto, hoja y fibra entre las muestras colectadas en las estaciones de creciente y vaciante (Mann-Whitney U-test; All Computations $p>0.05$).

Los pecaríes labiados no muestran cambios en la dieta en relación con las estaciones. Las muestras estomacales de pecaríes labiados colectados en los bosques de várzea no difirieron en las proporciones de partes de plantas entre las estaciones de creciente y vaciante; tampoco hubo diferencias significativas entre las partes de plantas en los animales colectados en bosques de terra firme y bosques de várzea (Mann-Whitney U-test; All Computations $p>0.05$).

La lluvia no pareció ser un factor importante en las partes alimenticias (fruto, hoja, fibra o material animal) consumidas por los pecaríes amazónicos del noreste del Perú. La proporción de frutos en las muestras del pecarí de collar y del pecarí labiado no difirió significativamente entre las estaciones seca larga, lluviosa larga, se-

ca corta, y lluviosa corta ($p>0.05$; Kruskal-Wallis). En las muestras de pecaríes de collar se notó un incremento en las proporciones de hojas y fibras durante la estación seca corta ($F_{3, 116}=6.2$; respectivamente) y una disminución en la proporción de material animal ($F_{3, 116}=4.1$, $p=0.008$).

Las variaciones estacionales en la dieta de los pecaríes en el noreste de la Amazonía peruana parecen estar influenciadas más por las inundaciones de las aguas del río que por las lluvias. Los mamíferos arborícolas, tales como los primates, pueden fácilmente evitar las inundaciones y son abundantes en áreas que son inundadas hasta más de ocho meses al año (Ayres 1986, Soini 1986b); mientras que los pecaríes deben tener estrategias alternativas para superar los períodos de inundación (Bodmer 1990b, Fragoso 1994).

Los pecaríes labiados son más frecuentemente encontrados en bosques de várzea y fueron los menos afectados por la inundación. Los pecaríes labiados no mostraron variación estacional en la dieta entre la creciente y la vaciante en várzea. Los pecaríes labiados en los bosques de la Amazonía son renombrados por su extraordinario tamaño de grupo, con reportes variando entre 50 y 300 individuos (Kiltie y Terborgh 1983, SOWLS 1984, Mayer y

Wetzel 1987). El tamaño de grupo de los pecaríes labiados es considerablemente mayor en bosques de llanura aluviales que en las áreas más altas de Surinam (Husson 1978). En el área de estudio del Tahuayo, los pecaríes labiados vivieron en grupos grandes, esto se deduce por los cientos de huellas encontradas en las áreas que recorrían.

Los pecaríes labiados parecen recorrer grandes distancias, lo que les permite moverse rápidamente fuera y dentro de los bosques inundados, dependiendo del nivel del agua (Rodmer 1990b, Fragoso 1994). Las evidencias sobre el movimiento de estos animales provienen de diversas fuentes. Los habitantes de los bosques de várzea comentaron en entrevistas que solamente las manadas de pecarí labiado fueron observadas cerca a sus caseríos; mientras que habitantes de los bosques de tierra firme comúnmente encontraron pecaríes de collar, pecaríes labiados y venados. Los extensos movimientos del pecarí labiado también parecen ocurrir en el Parque Nacional del Manú, Perú (Terborgh, comunicación personal) y en la Reserva Nacional Pacaya-Samiria, Perú (Soini, comunicación personal). En el área de estudio de Cocha Cashu, del Parque Nacional del Manú, los pecaríes labiados fueron observados durante muchos años, pero abandonaron el área inesperadamente. Mientras que en el río Pacaya, los pecaríes labiados fueron observados frecuentemente hasta las inundaciones grandes de 1984, luego se movieron fuera del área.

Los pecaríes labiados pueden explotar la rica producción de frutos de los bosques de bajial más fácilmente que los pecaríes de collar y el venado, debido a sus movimientos. La producción residual de frutos durante la estación seca larga en los bosques inundables fue el doble que en tierra firme. Esto explicaría los desplazamientos de largas distancias de los pecaríes labiados para explotar ambos tipos de bosque.

Implicaciones de Manejo

Comparaciones entre la Cosecha de Pecaríes en Bosques Inundables y Bosques de Altura

Los bosques inundables difieren considerablemente de los bosques de altura o tierra firme en el noreste del Perú. Los bosques de tierra firme usualmente soportan niveles más grandes de caza de pecaríes puesto que son los hábitats favoritos de estos mamíferos grandes. De esta manera la caza es una actividad común y productiva en los hábitats no inundables. Los abundantes riachuelos de los hábitats de altura no son productivos para la pesquería puesto que el fitoplancton y la vegetación flotante son frecuentemente escasos. Por lo tanto, la caza en los bosques de altura es mucho más productiva que la pesca.

En contraste, las poblaciones de pecaríes son frecuentemente menos abundantes en hábitats inundables porque los mamíferos terrestres grandes son incapaces de soportar períodos largos de inundación. Puesto que las preferencias de los cazadores son los animales grandes, es menos lucrativo para la gente cazar en hábitats inundables, porque la caza de animales grandes es relativamente rara. Sin embargo, los bosques inundables soportan la mayor pesquería de la Amazonía, porque son zonas importantes para la producción primaria de fitoplancton y plantas herbáceas flotantes, y la producción de frutos de estos bosques está específicamente adaptada para que la semilla sea dispersada por los peces. En consecuencia, la mayoría de la pesca del alto Amazonas viene de los hábitats de várzea.

En consideración a estas diferencias entre bosques inundables y de altura, es necesaria una comparación de la caza de pecaríes entre estos dos hábitats del noreste del Perú, con el fin de entender mejor el potencial y la dinámica de la caza y para un manejo comunal. En la siguiente sección compararemos la caza en los bosques inundables del sitio de estudio del caserío Maipuco y en los bosques de altura del sitio de estudio del Tahuayo-Blanco. Los métodos usados en ambos estudios son los mismos, lo que hace posible una comparación de los resultados.

La presión de caza en los bosques de altura fue considerablemente mayor que en los bosques inundables. Durante el período de un año (1990-1991), los residentes locales del sitio de estudio Tahuayo-Blanco, cazaron 33 pecaríes labiados por cada 100 km² y 33 pecaríes de collar por cada 100 km² de los bosques de altura. En contraste, también durante el período de un año (1995-1996), los residentes locales del área de estudio de Maipuco cazaron 17 pecaríes labiados por cada 100 km² y solamente 3 pecaríes de collar por cada 100 km² de los bosques inundables. Esta dramática diferencia en la caza probablemente refleja la poca abundancia de animales grandes en los bosques inundables. Por otro lado, en los bosques de altura los cazadores no mostraron diferencias estacionales significativas en el éxito de caza o el esfuerzo de caza. Esto contrasta con los bosques inundables, donde los cazadores muestran considerables diferencias en el éxito y el esfuerzo de caza entre las estaciones de vaciante y creciente.

La caza de mamíferos silvestres en los bosques inundables no fue constante, sino que varió durante todo el año, aparentemente de acuerdo con las fluctuaciones anuales en el nivel de agua. Esta es una diferencia clara en la caza de pecaríes entre la estación de vaciante (julio-diciembre) y la estación de creciente (enero-junio). Los cazadores en los bosques inundables del área de estudio de Maipuco cazaron 67 pecaríes labiados durante la estación de creciente, en comparación con solamente 27 pecaríes labiados durante la estación de vaciante.

Asimismo, los cazadores en los bosques inundables del área de estudio de Maipucco cazaron 22 pecaríes de collar en la estación de creciente, comparados con solamente 4 pecaríes de collar durante la estación de vaciante.

Esta diferencia en la caza durante las estaciones de creciente y vaciante puede ser atribuida a dos factores concurrentes, la facilidad de cazar y la facilidad de pescar. Durante la estación de vaciante, los pecaríes pueden atravesar fácilmente los hábitats de bosques inundables y es difícil para los cazadores localizar a los pecaríes. En contraste, durante la estación de creciente los pecaríes de collar pueden quedar atrapados en las restingas o tierras altas (islas de tierra inundable), que usualmente bordean los canales y ríos de la Reserva. De esta manera, durante la estación de creciente los cazadores locales pueden localizar pecaríes de collar con mucha más facilidad. Los pecaríes labiados pueden recorrer grandes distancias durante la creciente. Los cazadores a menudo localizan manadas de pecaríes labiados cuando éstos cruzan los ríos en busca de diferentes hábitats, lo que posibilita localizarlos en los bosques inundables durante la creciente.

Es interesante observar que la captura de peces es exactamente lo opuesto a la caza. Durante la estación de vaciante los peces quedan atrapados en los lagos y canales, haciendo su captura bastante fácil. Durante la estación de creciente, sin embargo, los peces se dispersan a través del bosque inundable y su captura se vuelve más dificultosa. Por lo tanto, muchos de los residentes de los bosques inundables se dedican más a la cacería durante la estación de creciente y a la pesca durante la estación de vaciante.

Los porcentajes de los diferentes grupos de animales cazados en ambos tipos de bosques también difirieron (Tabla 4.3). En los bosques inundables, los roedores grandes fueron los mamíferos más frecuentemente cazados. Sin embargo, en los bosques de altura los pecaríes fueron cazados en proporciones similares a los pri-

mates y roedores grandes. De nuevo, esto refleja probablemente el bajo número de pecaríes en los bosques inundables. Los roedores, por otro lado, pueden sobrevivir en restingas más pequeñas y generalmente tienen una reproducción rápida, lo que hace posible que las poblaciones de estas especies se recuperen rápidamente después de una alta mortalidad producida por las prolongadas inundaciones. Los primates, por ser arbóreos, pueden sobrevivir bien en los bosques inundables.

La caza de pecaríes en los dos tipos de bosque también refleja adaptaciones a las inundaciones estacionales. En los bosques de altura la caza de los dos tipos de pecaríes fue similar, mientras que en los bosques inundables el pecarí labiado fue cazado en mayor número que el pecarí de collar. Esta mayor cacería de pecarí labiado en los bosques inundables aparentemente es debida a que esta especie es menos afectada por la inundación que el pecarí de collar.

Importancia de los Pecaríes para la Población Rural en los Bosques Inundables y en los Bosques de Altura

La importancia de la carne de pecaríes para los pobladores rurales es también considerablemente diferente entre el bosque inundable y de altura. En los bosques de altura, la carne de pecarí es un recurso importante tanto para subsistencia como para el ingreso económico. En los bosques de altura del sitio de estudio Tahuayo-Blanco los cazadores extrajeron anualmente 1920 kg de carne de pecaríes por cada 100 km². En contraste, en los bosques inundables de la zona de estudio de Maipucco, los cazadores sólo extrajeron anualmente 647 kg de pecaríes por 100 km².

La diferencia en la cantidad de carne de pecaríes disponible para los pobladores de los bosques inundables y

Tabla 4.3 Número de mamíferos cazados en los bosques inundables con caza persistente (Maipucco) y en los bosques de altura con caza persistente (Tahuayo/Blanco). Los valores están representados en individuos cazados/100km².

	Maipucco	Tahuayo/Blanco
Pecaríes	20	66
Otros ungulados	7	24
Primates	34	67
Roedores	52	63
Marsupiales, Edentados & Carnívoros	19	34

de altura parece influenciar el modo en que esta carne de monte es utilizada. Gran parte de la carne de monte obtenida en los bosques de altura es vendida en los mercados de la ciudad para ingreso monetario. En contraste, los cazadores en los bosques inundables raramente venden la carne de monte en los mercados de la ciudad, sino que consumen virtualmente toda la carne dentro de los campamentos de caza y de los caseríos.

Conclusión

El pecarí labiado prefiere los hábitats húmedos en los bajiales, mientras que el pecarí de collar prefiere los

hábitats más secos en las tierras altas. Ambas especies están bien adaptadas a los bosques de tierra firme, mientras que el pecarí labiado puede usar los bosques de várzea mejor que el pecarí de collar debido a sus largos desplazamientos. Estas diferencias en el hábitat está reflejada en la dieta de los pecaríes en las estaciones inundables y no-inundables.

Las diferencias en el uso del hábitat del pecarí también se reflejan en la caza de pecaríes. La gente que vive en las áreas de altura depende de la carne de pecarí en mayor medida que aquella que vive en las zonas inundables. También, los pecaríes labiados son cazados más frecuentemente en los bosques inundables que los pecaríes de collar.

Capítulo 5: Biología reproductiva de los pecaríes en el noreste del Perú

Introducción

El conocimiento de las características de la historia de vida de los pecaríes es importante para comprender la dinámica de sus poblaciones (Gotelli 1985) y la respuesta de estas poblaciones a la caza. El patrón de reproducción en la vida de un animal es una parte importante de su historia de vida (Begon et al. 1990). En efecto, los aspectos de la productividad bruta y la productividad específica por edad de una población son una parte esencial de su historia de vida (Caughley 1977).

Aunque estudios anteriores han investigado la reproducción de pecaríes de collar en el suroeste de los Estados Unidos (Low, 1970; Sowls, 1984, 1997; Hellgren et al. 1995) y en la Guayana Francesa (Henry 1994), se conoce poco de la biología reproductiva de los pecaríes en las regiones amazónicas.

En Texas (Low 1970) y Guayana Francesa (Henry 1994) los pecaríes de collar mostraron tendencias estacionales de nacimiento y reproducción en relación con la precipitación pluvial. Pero, la biología reproductiva de los pecaríes labiados aún no ha sido documentada. Este capítulo investiga la productividad y los patrones temporales de reproducción en pecaríes labiados y de collar en Loreto. Además examina los patrones de concepción, nacimiento, tasas de preñez, ovulación, fertilidad, proporción de sexo fetal, tamaño de camada, productividad, fecundidad e intervalo concepción-parto.

Métodos

Los cazadores de los sitios de estudio del Blanco y Yavarí-Mirí durante 1994-1996 colectaron cráneos y tractos reproductivos de pecaríes labiados y pecaríes de collar cazados, como parte de un programa de estudio de manejo de fauna silvestre y censos de pecaríes. Los cazadores etiquetaron los cráneos con sus correspondientes tractos reproductivos anotando la especie, fecha, y lugar de colección, y luego colocaron los tractos reproductivos en formol al 10%. Los pecaríes adultos y

subadultos fueron identificados mediante el examen anatómico e histológico de los tractos reproductivos (N=222 pecaríes labiados hembras; N=93 pecaríes de collar hembras). Se sometió a conteo el estado reproductivo y tamaño de camada de cada animal preñado y se anotó también el sexo de cada uno de los fetos. Las siguientes mediciones fueron realizadas para cada especie y para cada clase de edad cuando se contaba con la muestra completa: 1) proporción de hembras preñadas (número de hembras preñadas/total de hembras adultas examinadas) y 2) tamaño promedio de camada (número de fetos/número de hembras preñadas).

La tasa de ovulación fue calculada en base al número de folículos ovulados por las hembras en ovulación (corpora lutea/hembra en ovulación) (Hellgren et al. 1995). El estado corpora lutea y corpora hemorrágica fueron usados como una medida del número de folículos ovulados por cada hembra. La tasa de fertilización fue calculada en base al porcentaje de corpora lutea presente, representado por el número de fetos en el útero (Hellgren et al. 1995). La productividad bruta fue calculada en base al número de fetos y al número de hembras adultas (preñadas y no preñadas) y la fecundidad fue calculada en base al número de fetos hembra y el número total de hembras examinadas (Caughley 1977).

El tamaño de camada promedio (número de fetos/hembra preñada) y la proporción de sexo de los fetos (número de fetos machos/número de fetos hembras) fueron calculados para cada hembra preñada. El número total de fetos machos y hembras fueron sumados y promediados y el promedio de machos y hembras fueron comparados por una prueba de Z de doble cola. Los datos de nacimiento y concepción fueron estimados por la técnica de edad fetal (Smith y Sowls 1975) (Figura 5.1) y la frecuencia de nacimiento y concepción fue gráficamente comparada con los datos de precipitación pluvial de la Estación Meteorológica de Tamshiyacu. Los resultados de productividad de los sitios de estudio del Yavarí-Mirí fueron comparados con los del Tahuayo -Blanco.

Con el fin de estimar el intervalo postpartum-concepción se registró el número de hembras preñadas, no

preñadas y hembras en estro. Las hembras en estro fueron determinadas por examen histológico y macroscópico. Las hembras en estro tuvieron un tono uterino y un endometrio edematoso y arrugado. El intervalo postpartum-concepción fue calculado usando una ecuación binomial, $p1+p2=1$, donde $p1$ es la proporción de anima-

les preñados: promedio del período de gestación y $p2$ es la proporción de animales no preñados: intervalo parto-concepción (Buss 1990, Perry 1953). Las hembras en estro no fueron contadas entre los animales no preñados. El intervalo parto-concepción fue entonces estimado usando el método de Fisher de máxima probabilidad.



A.



B.



C.



D.



E.

Figura 5.1 Fetos del Pecarí labiado en diferentes etapas de desarrollo: A) 66 días, B) 77 días, C) 145 días, y E) 157 días, etapa final.

Patrones de Concepción y Tasas de Preñez

El análisis de los ovarios demostró que los pecaríes labiados no-preñados cazados (n=79) estuvieron durante todo el año en un estado folicular y lutear en los sitios de estudio del Tahuayo-Blanco y Yavarí-Mirí, por lo que mostraron ovarios estacionalmente cíclicos (Figura 5.2). Los pecaríes de collar no preñados (n=21) también estuvieron durante todo el año en un estado folicular y lutear en los sitios de estudio del Tahuayo/Blanco y Yavarí-Mirí, pero hubo meses cuando los tractos de los pecaríes de collar hembras no fueron colectados.

Los pecaríes labiados (N=60) concibieron todos los meses del año, con picos de concepción que ocurrían durante junio (n=8) julio (n=7) y Enero (n=7). El número

de concepciones por mes para los pecaríes labiados varió entre 2 y 8 (Figura 5.3). Los pecaríes de collar (N=39) concibieron todos los meses del año, con excepción de marzo y junio. Los picos de concepción fueron en enero (n=6), julio (n=5), agosto (n=5) y octubre (n=5). Las concepciones por mes, cuando estaban presentes, variaron entre 2 y 6 (Figura 5.4).

Los pecaríes labiados adultos (N=205) estuvieron preñados en todos los meses del año, con picos de tasas de preñez en agosto. Las tasas de preñez variaron del 13% en junio al 50% en agosto (Figura 5.5). Los pecaríes de collar adultos (N=81) también estuvieron preñados durante todo el año. La tasa de preñez de los pecaríes de collar varió entre 12% en mayo y 67% en abril (Figura 5.6).

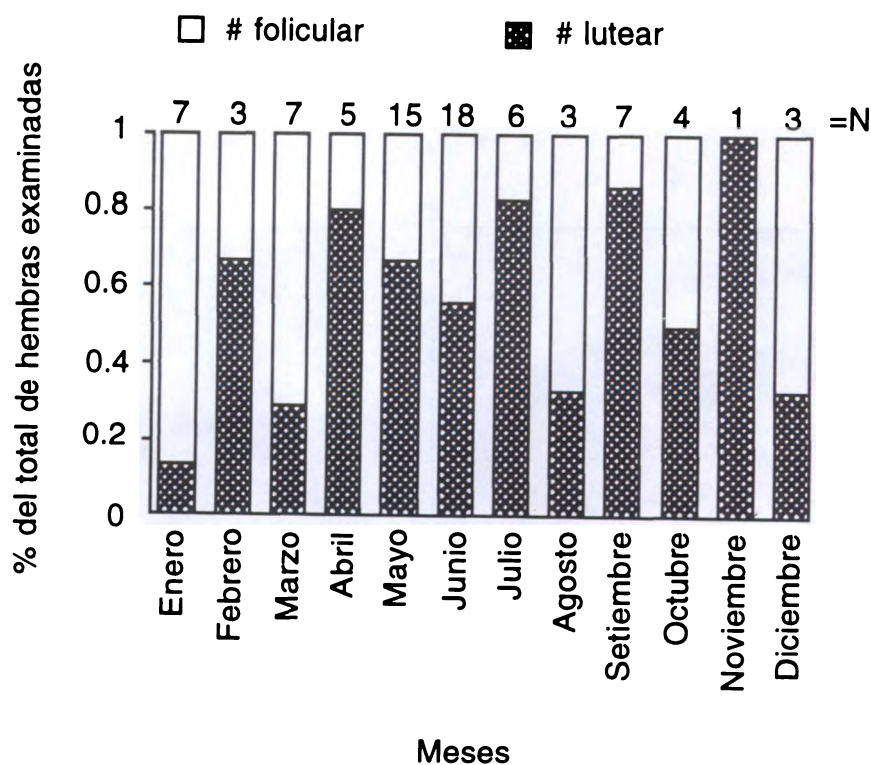


Figura 5.2 Porcentaje mensual del pecarí labiado no-preñadas en las etapas lutear del ciclo del estro.

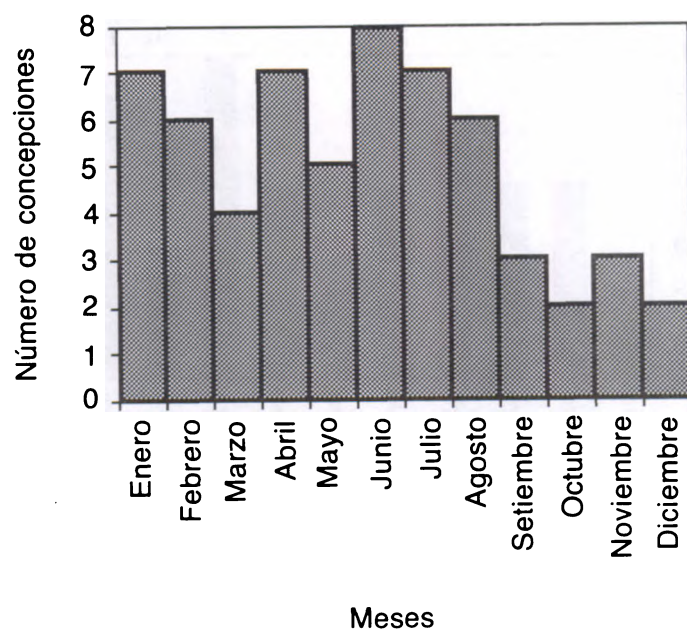


Figura 5.3 Número de concepciones de pecarí labiado en la RCTT

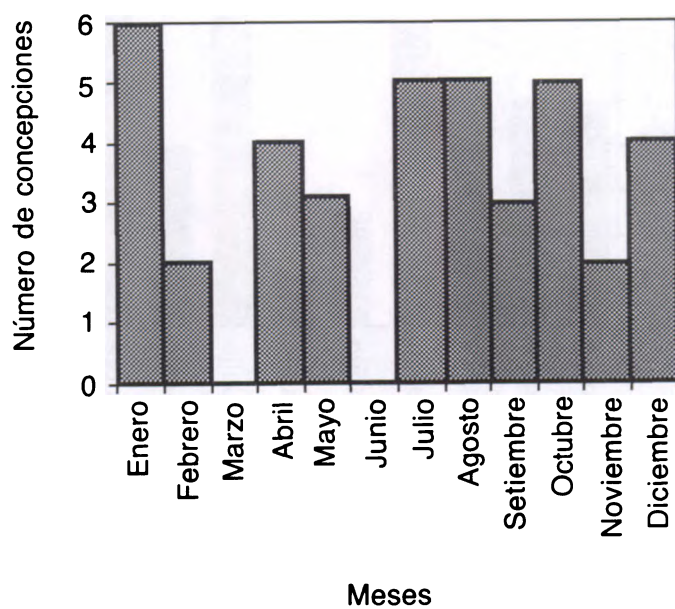


Figura 5.4 Número de concepciones de pecarí de collar en la RCTT.

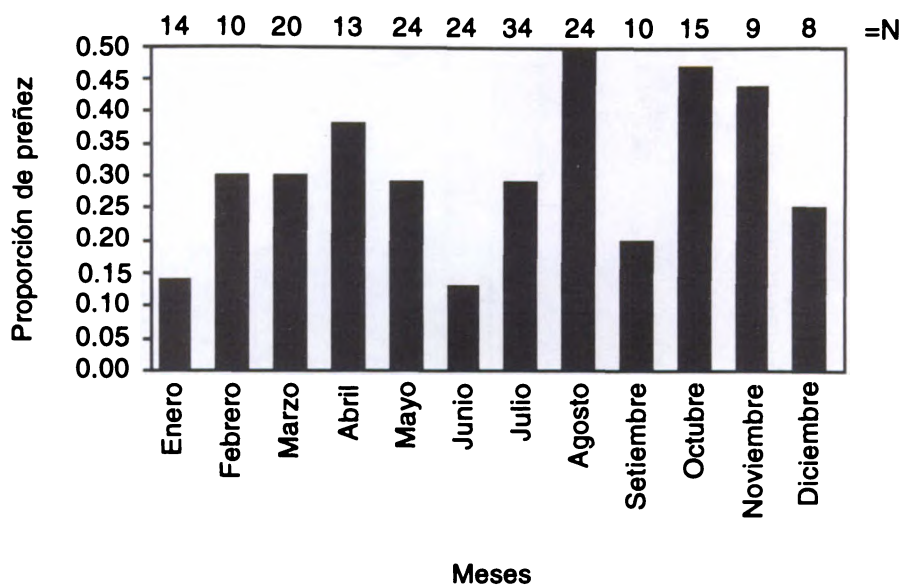


Figura 5.5 Proporción de preñez mensual (# hembras preñadas/# total de hembras examinadas) de pecarí labiado en la RCTT entre 1992-1996.

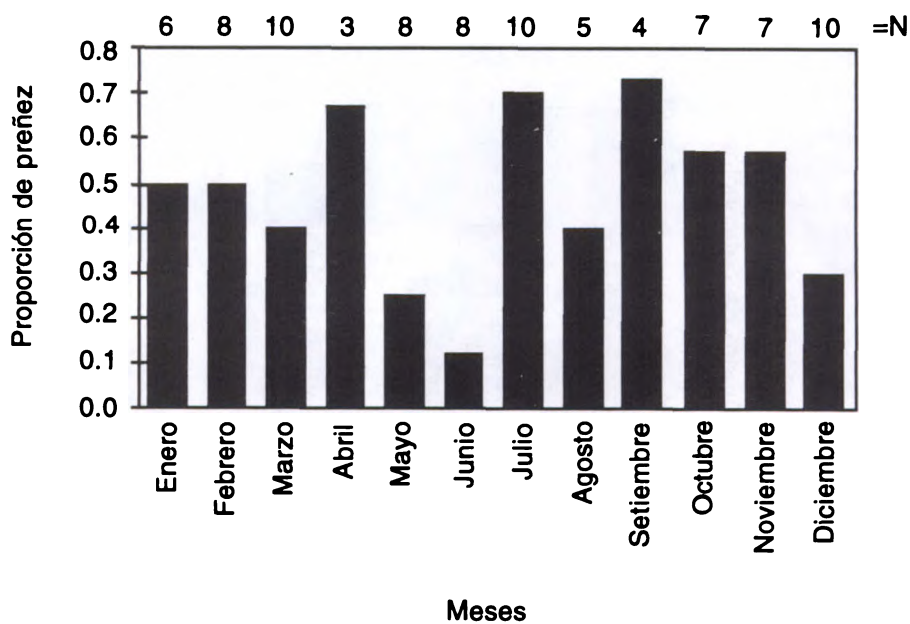


Figura 5.6 Proporción de preñez mensual (# hembras preñadas/# hembras examinadas) de pecarí de collar en la RCTT entre 1992-1996.

Patrones de Nacimientos Esperados

Los nacimientos vaticinados de pecaríes labiados (N=60) fueron estimados por conteo retroactivo de los fetos para cada mes del año. Los picos de nacimiento estuvieron presentes en setiembre (n=8), octubre (n=8) y junio (n=7). Los nacimientos por mes variaron entre 1 y 8 (Figura 5.7). Los nacimientos vaticinados de pecaríes de collar (N=39) ocurrieron durante 10 meses del año sin evidencias de patrones de estacionalidad de parto (estación lluviosa o seca). Los picos de nacimiento fueron durante mayo (n=6) y junio (n=6). Cuando presentes, los nacimientos por mes variaron entre 1 y 6 (Figura 5.8).

Ovulación y Fertilización

El 64.8% (N=182) de los pecaríes labiados y el 84.9% (N=86) de los pecaríes de collar examinados tuvieron corpora lutea. La tasa de ovulación media para los pecaríes labiados fue 1.79 ± 0.54 corpora lutea /por hembra en ovulación (N=118) y para los pecaríes de collar fue 2.01 ± 0.52 corpora lutea/por hembra en ovulación (N=70). Se asumió que las hembras en ovulación eran aquellas que tuvieron evidencia de ovulación por la presencia de corpora lutea y corpora hemorrágica. La tasa de fertilización (porcentaje de corpora lutea representado por fetos en el útero) fue 93.9% (N=61 hembras preñadas) para pecaríes labiados y 95.1% (N=40 hembras preñadas) para pecaríes de collar.

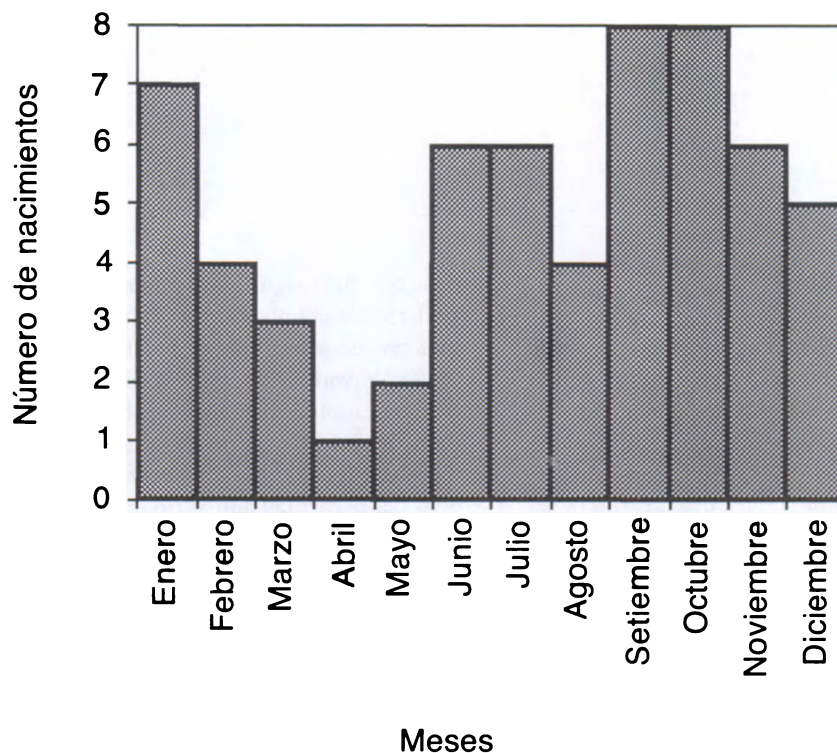


Figura 5.7 Número de nacimientos por mes de pecarí labiado en al RCTT.

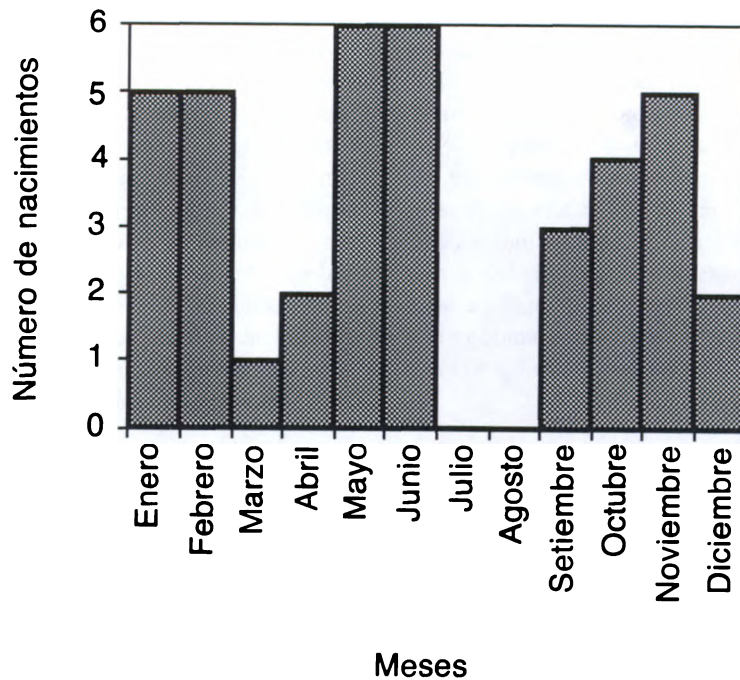


Figura 5.8 Número de nacimientos por mes de pecarí de collar en la RCTT.

Proporción de Sexo Fetal

En conjunto, los pecaríes labiados hembras tuvieron una proporción de sexo fetal de 59.1% machos ($n=77$ fetos, 46 hembras preñadas examinadas) que no fue significativamente diferente de una proporción de sexo 1:1 de machos a hembras ($Z=31$, $p=.38$). La proporción de sexos de pecaríes de collar de 57.9% machos ($n=38$ fetos, 19 hembras preñadas examinadas), tampoco mostró diferencias significativas con una proporción de sexo 1:1 ($Z=1.16$, $p=.12$). Sin embargo, tanto los pecaríes labiados como los pecaríes de collar tuvieron una proporción ligeramente más alta de fetos machos.

Proporción de Preñez, Tamaño de Camada, Productividad y Fecundidad

La proporción de hembras preñadas en pecaríes labiados fue 32.4% ($N=219$ hembras adultas examinadas). La proporción de pecaríes labiados hembra preña-

das no fue significativamente diferente ($Z=1.64$, $p=0.38$) entre ambos sitios (Tahuayo/Blanco, 0.35 hembras preñadas/No. total de hembras adultas examinadas, $N=89$, Yavarí -Mirí, 0.31 hembras preñadas/No. total de hembras adultas examinadas, $N=130$). El tamaño de camada promedio para pecaríes labiados fue $1.67 \pm$ fetos/hembra preñada ($N=70$) y el tamaño de camada individual del pecarí labiado varió entre 1 y 3. El tamaño de camada promedio para el pecarí labiado no fue significativamente diferente entre el Tahuayo-Blanco (1.65 ± 0.49 fetos/hembra preñada) y el Yavarí-Mirí (1.69 ± 0.57 fetos/hembra preñada, $Z=1.64$, $p=0.42$) (Tabla 5.1). En conjunto, la productividad bruta de pecaríes labiados fue 0.53 fetos/hembras adultas examinadas ($N=219$) (Tabla 5.2) y la fecundidad bruta fue 0.26 hembra juvenil/hembra ($N=219$ hembras) (Tabla 5.3). La productividad bruta de pecaríes labiados no fue significativamente diferente ($Z=1.64$, $p=0.32$) entre los sitios (Tahuayo- Blanco: 0.57 fetos/No. de hembras adultas examinadas ($N=89$) y Yavarí -Mirí: 0.51 fetos/No. de hembras adultas examinadas ($N=130$)).

Tabla 5.1 Productividad de los pecaríes labiados hembra colectados entre diciembre 1992 y mayo 1996 en los sitios de estudio del Río Blanco y Yavarí Mirí de la RCTT.

Tayassu pecari

Lugar	Proporción de hembras preñadas ¹	Tamaño de camada ²	Productividad bruta ³
Blanco 1992-1996	31/89=0.35	1.65 + 0.49 (N=31)	51/89 = 0.57
Yavarí Mirí 1992-1996	40/130=0.31	1.69 + 0.57(N=39)	66/130 = 0.51
Total	71/219=.32	1.67 + 0.53(N= 70)	117/219 = .53

¹ (No. preñ/Total No. de adultos hembras examinadas)

² (No. fetos/No. hembras preñadas)

³ (No. fetos/No. adult hembras examinadas)

Tabla 5.2 Productividad de los pecaríes de collar hembra colectados entre diciembre 1992 y mayo 1996 en los sitios de estudio del Río Blanco y Yavarí Mirí de la RCTT.

Tayassu tajacu

Lugar	Proporción de hembras preñadas ¹	Tamaño de camada ²	Productividad bruta ³
Blanco 1992-1996	17/45=.38	2.0+ 0.35(N=17)	34/45=0.76
Yavarí Mirí 1992-1996	24/44=.55	1.88 + 0.45(N=24)	45/44=1.02
Total	41/89=.46	1.93 +0.41(N=41)	79/89=0.89

¹ (No. preñadas/Total No. de adultos hembras examinadas)

² (No. fetos/No. hembras preñadas)

³ (No. fetos/No. adult hembras examinadas)

Tabla 5.3 Clase de edad específica de pecarí labiado y pecarí de collar en la RCTT.

Tayassu pecari							
Clase de edad	Número examinados	Número preñadas	Proporción preñadas	Tamaño de Camada	S.D.	Número de crías	Fecundidad bruta ¹
1	47	10	0.21	1.90	.32	19	0.19
2	49	11	0.22	1.70	.67	17	0.18
3	78	34	0.44	1.65	.49	56	0.35
4	16	5	0.31	2.00	.71	10	0.30
Total hembras ²	219	71	0.32	1.67	.53	117	0.26

Tayassu tajacu							
1	15	3	0.20	1.67	.58	5	0.41
2	23	11	0.48	1.90	.30	21	0.38
3	25	12	0.48	1.92	.51	23	0.39
4	14	6	0.43	1.80	.41	11	0.33
Total hembras ²	89	41	0.46	1.93	.41	79	0.37

¹ número de crías hembra /hembra

² incluye hembras sin clase de edad

La proporción de hembras preñadas en pecaríes labiados fue 0.46 (N=89 hembras adultas). La proporción de hembras preñadas fue más bajo en el Tahuayo-Blanco (0.38, N=45) que en el Yavarí-Mirí (0.55, N=44), pero estadísticamente no fueron diferentes. El tamaño promedio de camada para pecaríes de collar fue 1.93+ 0.41 fetos/hembra preñada (N=41) y el tamaño de camada varió entre 1 y 3 fetos /hembra. No hubo diferencias significativas entre el tamaño promedio de camada de pecaríes de collar en los sitios del Tahuayo-Blanco y Yavarí-Mirí. La productividad bruta de pecaríes de collar fue 0.89 (N=89). La productividad bruta fue más alta en el Yavarí-Mirí (1.02 fetos/hembra examinada, N=44) que en el Blanco (0.76 fetos/hembra examinada, N=45), pero estadísticamente no hubo diferencias entre estos lugares.

No hubo diferencias significativas en el tamaño promedio de camada entre clases de edad para pecaríes de collar y pecaríes labiados. La fecundidad bruta de hembras adultas fue 0.26 crías hembras/hembra (N=219

hembras) para pecaríes labiados y 0.37 crías hembra/hembra (N=89) para pecaríes de collar. Tanto los pecaríes de collar como los labiados, mostraron una relación asintótica en la fecundidad por clase específica de edad con la más baja fecundidad en la primera clase de edad y la más alta fecundidad en las subsiguientes clases de edad y con un pico de fecundidad en la tercera clase de edad. La Tabla 5.3 muestra la fecundidad bruta específica por clase de edad y la proporción de hembras preñadas de pecaríes labiados y pecaríes de collar, respectivamente.

Intervalos de Concepción-Parto

El intervalo concepción-parto estimado para los pecaríes labiados muestreados en el noreste del Perú es de 250 días, con un intervalo de confianza de 90% entre 192 y 331 días. Para los pecaríes de collar en el noreste

del Perú, el intervalo concepción-parto fue estimado en 129 días, con un intervalo de confianza de 90% entre 80 y 205 días.

Comparaciones con Otras Areas

En Texas las poblaciones de pecaríes de collar respondieron a la precipitación pluvial como un factor regulador importante de la reproducción (Low 1970, SOWLS 1984). En la Guayana Francesa (Henry 1994) y Texas (Low 1970, Hellgren et al. 1995), donde existen drásticas diferencias ambientales en disponibilidad de recursos entre las estaciones lluviosa y seca, los pecaríes de collar parieron principalmente durante la estación lluviosa. En contraste, los resultados de este estudio muestran que no hubo estacionalidad en la parición de los pecaríes de collar y los pecaríes labiados en el noreste del Perú. En el noreste del Perú el promedio de lluvias mensuales es más constante que en muchas zonas de clima estacional del sur de la Amazonía (ver capítulo 3). Debido a esta relativa no-estacionalidad, uno espera diferencias estacionales no severas en la disponibilidad de recursos, y ya que la abundancia de frutos promedio sería suficiente para permitir el nacimiento de los pecaríes en todos los meses del año. El hecho de que los pecaríes muestren diferentes patrones reproductivos en áreas de variación estacional extrema en cuanto a la precipitación y calidad de hábitat, demuestra la variabilidad fenotípica de reproducción en pecaríes. Esto apoya la hipótesis de que la limitación del recurso (por ejemplo, las lluvias) puede crear un patrón estacional de reproducción en los pecaríes.

Si el intervalo concepción-parto calculado para los pecaríes en el noreste de la Amazonía peruana es correcto, y el estro post-parto no ocurre, entonces la lactancia puede contar para los intervalos largos concepción-parto calculado. Investigaciones anteriores muestran que los pecaríes de collar jóvenes en cautiverio pueden sobrevivir si son destetados entre 6 y 8 semanas después del parto; pero observaciones en el campo muestran que son amamantados hasta 24 semanas después del parto (Lochmiller y Hellgren 1992). Los factores nutricionales y la lactancia sin-estro pueden contribuir a una mejor estimación del intervalo concepción-parto para los pecaríes labiados y los pecaríes de collar.

La productividad reproductiva de los pecaríes labiados en el noreste peruano es comparable con los estudios realizados en Texas. La proporción de ovulación de pecaríes de collar hembras en el noreste del Perú (2.01 ± 0.42 corpora lutea/hembra en ovulación) es similar a la encontrada por Low (1970) de 2.0 ova/estro para pecaríes de collar en el oeste de Texas, pero menor que el promedio de 2.13 corpora lutea/hembra en ovulación en

el estudio de pecaríes de collar realizado por Hellgren et al. (1995) en Texas. En contraste, este estudio muestra una fecundidad bruta mucho más baja de pecaríes de collar (0.37 crías hembras/hembra, $N=89$) que los estudios de pecaríes de collar en Texas (0.68 crías hembras/hembra) (Hellgren et al. 1995). Esta diferencia en fecundidad puede ser explicada porque la fecundidad para los pecaríes en el estudio de Texas fue estimada únicamente en el mes de febrero, después del pico de reproducción en invierno, cuando la fecundidad estaría en su punto más alto (Hellgren et al. 1995).

Aunque la proporción de sexos de los fetos no difiere significativamente de 1:1 en ambos pecaríes, las dos especies tienen la proporción de sexos ligeramente sesgados hacia los machos. Estos resultados son similares a los reportados por Hellgren et al. (1995) para los pecaríes de collar en Texas (53% machos, $N=213$), pero no coinciden con reportes de pecaríes de collar como los de Low (1970) y SOWLS (1984), que muestran proporciones de sexos fetales sesgados hacia las hembras. La proporción de sexos de pecaríes labiados y pecaríes de collar adultos cazados en el noreste del Perú fue también ligeramente sesgada hacia los machos.

Comparaciones entre la Reproducción de Pecaríes Labiados y Pecaríes de Collar

Este estudio muestra que los pecaríes labiados en el noreste del Perú tuvieron una tasa de ovulación, tasa de fecundidad, tamaño de camada promedio, productividad bruta y fecundidad bruta más bajas que los pecaríes de collar. Los factores internos y externos pueden causar diferencias en productividad reproductiva entre estas especies. En mamíferos, la productividad reproductiva varía con la masa del cuerpo de las hembras adultas, ya que las hembras más grandes tienen una productividad más baja (Jameson 1988). De esta manera, la baja productividad de los pecaríes labiados puede ser el resultado de tener un tamaño de cuerpo grande.

Aspectos de la historia de vida como el tamaño del cuerpo, cuidado maternal y estructura social, también pueden influenciar en la productividad de pecaríes de collar y pecaríes labiados. En general, en ungulados, cuanto mayor es el tamaño del grupo, el éxito reproductivo de los miembros del grupo disminuye (Hoogland 1981, Clutton-Brock y Albon 1985, Krebs y Davies 1993). El incremento del tamaño de grupo incrementa directa e indirectamente la competencia entre las hembras (Clutton-Brock y Albon 1985). Clutton-Brock y Albon (1985) proponen que el efecto del incremento del tamaño de grupo sobre la competencia por alimentos puede ser más grande entre frugívoros donde los recursos están agrupados. De acuerdo a esto, la competencia por alimento dentro de

los grupos grandes de pecaríes labiados puede ser mayor que en los pecaríes de collar que tienen un tamaño de grupo más pequeño. También pueden influenciar factores como nutrición, densidad y enfermedades en la baja productividad reproductiva en los pecaríes labiados en comparación con los pecaríes de collar. La reproducción del pecarí de collar en poblaciones del suroeste de Estados Unidos es susceptible al estrés nutricional (Low 1970, Lochmiller et al. 1986, Lochmiller y Hellgren 1992). La baja productividad de los pecaríes labiados comparada con la de los pecaríes de collar del noreste del Perú, puede estar relacionada con el estrés nutricional asociado con el incremento del grupo o la densidad poblacional. En muchas especies de ungulados la densidad poblacional puede regular la tasa reproductiva, edad de maduración reproductiva, supervivencia adulta y juvenil, reclutamiento, crecimiento y tamaño del cuerpo (Fowler 1987). En términos de selección r-K (Pianka 1976), a densidades poblacionales más altas, con más competencia, la estrategia óptima es asignar menos energía a la reproducción y más al mantenimiento adulto y a producir pocas crías más grandes (Sibly y Calow 1985).

El tamaño de la población de pecarí labiado en el área del Tahuayo-Blanco se ha incrementado entre 1986 y 1996, pero el de la población de pecarí de collar ha permanecido relativamente constante (ver capítulo 7). El incremento de la densidad poblacional del pecarí labiado puede haber causado una disminución denso-dependiente en el tamaño de camada y/o fecundidad de los pecaríes de collar.

Otro factor externo que puede estar influenciando las diferencias en la productividad reproductiva de pecaríes de collar y pecaríes labiados son las enfermedades. Los agentes virales, bacteriales, fungales y parasitarios pueden causar una demora en el retorno del estro y una disminución en la tasa de preñez y fecundidad, causando de esta manera una disminución en la proporción de individuos sanos, y/o causando directamente enfermedades uterinas, que pueden resultar en la reabsorción fetal, aborto y momificación (Roberts 1986, Thacker 1986). Sin embargo, el rol de las enfermedades en la regulación poblacional de los pecaríes Neotropicales es desconocido. Por último, el balance entre supervivencia y esfuerzo reproductivo es diferente entre pecaríes de collar y pecaríes labiados, y las diferencias en la productividad encontrada en este estudio pueden ser un reflejo de las estrategias de supervivencia óptima de cada especie.

Conclusión

Los resultados de este estudio muestran que los pecaríes labiados y los pecaríes de collar se reproducen durante todo el año y que el potencial reproductivo de los pecaríes labiados es más bajo que el de los pecaríes de collar. Esta diferencia en potencial reproductivo sugiere que los pecaríes labiados son más susceptibles a la caza que los pecaríes de collar y tiene implicaciones para las estrategias de manejo de la caza.

Capítulo 6: La socio-economía de la caza de pecaríes en el noreste del Perú

Introducción

Para los programas de manejo debe tenerse en consideración la relación entre la importancia económica de los pecaríes y sus requerimientos biológicos. Los pecaríes son importantes en la economía de las poblaciones rurales del noreste del Perú, por el valor de su carne para subsistencia y para venta en el mercado. Además, la venta de las pieles de pecaríes en el mercado internacional es importante para la economía nacional del Perú y la industria internacional del cuero. Sin embargo, la importancia socio-económica de los pecaríes solamente puede ser mantenida a largo plazo si éstos son usados sustentablemente y no son sobrecazados.

En este capítulo investigamos la importancia socio-económica de la caza de pecaríes tanto para la población local del noreste del Perú como para los mercados nacional e internacional. Primero describimos quienes son los cazadores en el Perú y examinamos el uso de los pecaríes en un contexto histórico. Luego examinamos el uso actual de la carne de pecaríes en el noreste del Perú y los factores que influyen en la caza de pecaríes. Por último, evaluamos el comercio de pieles de pecaríes en el Perú y en el mercado internacional, e investigamos las posibilidades de la crianza en cautiverio como una alternativa económica.

Las Poblaciones Humanas en el Noreste del Perú

Los habitantes del noreste del Perú son generalmente divididos en dos grandes grupos: poblaciones ribereñas e indígenas. Técnicamente, los ribereños son "agricultores indígenas amazónicos" (Lima 1991), pero familiarmente están incluidos en una categoría ambigua de clasificación social, generalmente considerada como gente rural pobre. Los ribereños son los amazónicos rurales que no pertenecen a los grupos indígenas y no son inmigrantes recientes. El origen diverso de los ribereños incluye indios detribalizados y una mezcla variada de

indios, europeos y africanos (Padoch 1988). La transformación del amazónico a partir de grupos tribales en ribereños comenzó con la inmigración europea y continuó con la detribalización impuesta por los misioneros, la expansión del comercio de esclavos, y la afluencia de inmigrantes durante la época del caucho.

La expansión de la cultura ribereña reemplazó a las comunidades indígenas más severamente a lo largo de los ríos accesibles y hábitats inundables de várzea. Actualmente, las mezclas de descendientes de europeos, ibero-americanos, africanos e indígenas constituyen la mayoría de la población rural que vive en la várzea amazónica (Padoch 1988). De esta manera, la várzea que una vez fue ocupada por poderosos jefes indígenas, ahora es ocupada por ribereños.

Los ribereños, al igual que los indios amazónicos, tienen un gran conocimiento de las plantas, técnicas de agricultura y métodos de caza y pesca. Sin embargo, los ribereños difieren de los grupos indígenas por el intrincado involucramiento en la economía de mercado, en ambos niveles nacional e internacional. Los productos extraídos por los ribereños como las especias, caucho, pieles, etc., tradicionalmente han sido comercializados en los países europeos y en Norteamérica. Los ribereños son renombrados por su habilidad para cambiar productos de exportación cuando el mercado cambia, lo cual motiva su gran movilidad geográfica. Las actividades principales de los ribereños en la actualidad incluyen la pesca en las zonas inundables, producción agrícola, explotación de caucho (por siringueros), extracción de madera en pequeña escala, colección de productos forestales menores (como frutos y fibras) y la caza.

El uso actual de las tierras por la gente rural del noreste del Perú incluye la agricultura en pequeña escala, la caza, la pesca y la extracción selectiva de madera. Muchas familias están ligadas económicamente a los mercados urbanos y venden una parte de sus productos para ingreso monetario. Usualmente, las comunidades que están físicamente más cercanas a los mercados urbanos encuentran más fácil el intercambio de sus productos y tienen un gran incentivo para la producción comercial (Lima 1991).

Historia del Uso Sustentable de la Fauna Silvestre en el Noreste del Perú

Las poblaciones humanas han usado los animales silvestres en el noreste del Perú durante todo el siglo XX. En esta sección analizamos la caza como parte de la historia amazónica cuando los habitantes rurales trataron de usar la fauna silvestre con el objetivo de asegurar el crecimiento económico. Esta fue la época de la caza profesional de pieles, que empezó luego de la conclusión del auge del caucho alrededor de 1920, hasta la prohibición de la caza profesional de pieles que tuvo lugar en 1973.

Cuando el apogeo del caucho amazónico terminó, los pobladores rurales volvieron la vista a otros productos forestales para obtener ingreso. Uno de estos productos fue las pieles de animales silvestres, que tuvieron aceptación en los mercados europeo y norteamericano. En los siguientes cincuenta años los habitantes rurales en la Amazonía peruana trataron de crear un sistema de crecimiento económico sustentable con la venta de pieles de animales. Las pieles más comúnmente exportadas durante el período de caza profesional fueron los pecaríes, jaguares, ocelotes, venados, nutrias amazónicas, lobos de río y caimanes.

A principios del período del comercio profesional de pieles no hubo datos de exportación de pieles, por lo que no es posible estudiar el impacto de la caza en las poblaciones animales durante estos años, pero parece haber sido menor para la mayoría de los animales que en los últimos años, excepto para el lobo de río. En 1946 el Ministerio de Agricultura del Perú comenzó a reportar la exportación de pieles de Iquitos, Perú. Estos datos

pueden ser usados para tener una aproximación del impacto de la caza profesional de pieles sobre las poblaciones animales. Además, un estudio conducido por la FAO en 1970 complementa los datos de exportación de pieles (Hvidberg-Hansen 1970 a-e).

Europa y Norteamérica importaron una gran cantidad de pieles durante el período de la caza profesional de pieles. La importación de pieles difirió entre los países, dependiendo de las especies de animales (Tabla 6.1). Por ejemplo, Alemania fue el mayor importador de pieles de pecaríes, Inglaterra fue el mayor importador de pieles de nutria, y Estados Unidos fue el mayor importador de pieles de jaguares.

El ingreso económico del período de la caza profesional de pieles arrojó un promedio de \$ 461,000 dólares por año con un ingreso total neto entre 1946 y 1973 de alrededor de \$12'106,200. Este ingreso no fue homogéneamente dividido entre especies: los ocelotes o tigrillos proporcionaron las más altas utilidades, seguidos por los lobos de río. El valor económico de estas especies en términos de pieles individuales no influyó en el ingreso neto por comercio de esas especies. Por ejemplo, los jaguares y los lobos de río tuvieron las pieles más valiosas, pero esto no indica que fueron las especies más lucrativas.

El valor económico individual de las pieles de animales, y no los beneficios económicos netos por cada especie, parece influenciar la sobrecaza. Por ejemplo, el valor de las pieles de ocelotes y pecaríes de collar fue más bajo que el de los jaguares y los lobos de río. Pero los ocelotes y los pecaríes de collar parecieron ser menos afectados por los cazadores profesionales que los jaguares y los lobos de río.

Tabla 6.1 País de destino de las pieles exportadas desde Iquitos, Perú durante 1969. Los datos son de Hvidberg-Hansen 1970 a-e.

País	Número de pieles exportadas en 1969			
	Pecaríes	Jaguar	Nutria	Lobo de río
Alemania	125,100	77	2456	4
Francia	5,000	—	—	—
Inglaterra	—	134	3781	24
Suiza	—	6	609	13
EE. UU	20,000	696	1917	6
Jap UU	5,000	—	—	—

Los beneficios económicos de la caza por pieles en la Amazonía peruana tuvieron un firme incremento entre 1946 y 1969 (Figura 6.1a). En 1970, las utilidades económicas tuvieron su caída más pronunciada de los últimos 15 años. Esta caída económica fue paralela al decrecimiento de la exportación de pieles (Figura 6.1b). La sobrecaza aparentemente causó el decrecimiento en la exportación de pieles. La necesidad de incremento de los ingresos influyó en el aumento de la caza, que a su vez llevó a la sobrecaza.

La caza profesional por pieles en la Amazonía peruana es una prueba de que el crecimiento económico no es una opción realista para la utilización de muchas especies silvestres en la Amazonía. Los intentos de asegurar el crecimiento económico con la extracción de una gran variedad de especies probablemente resultarán en caídas catastróficas de los beneficios económicos a largo plazo y una pérdida significativa de la biodiversidad.

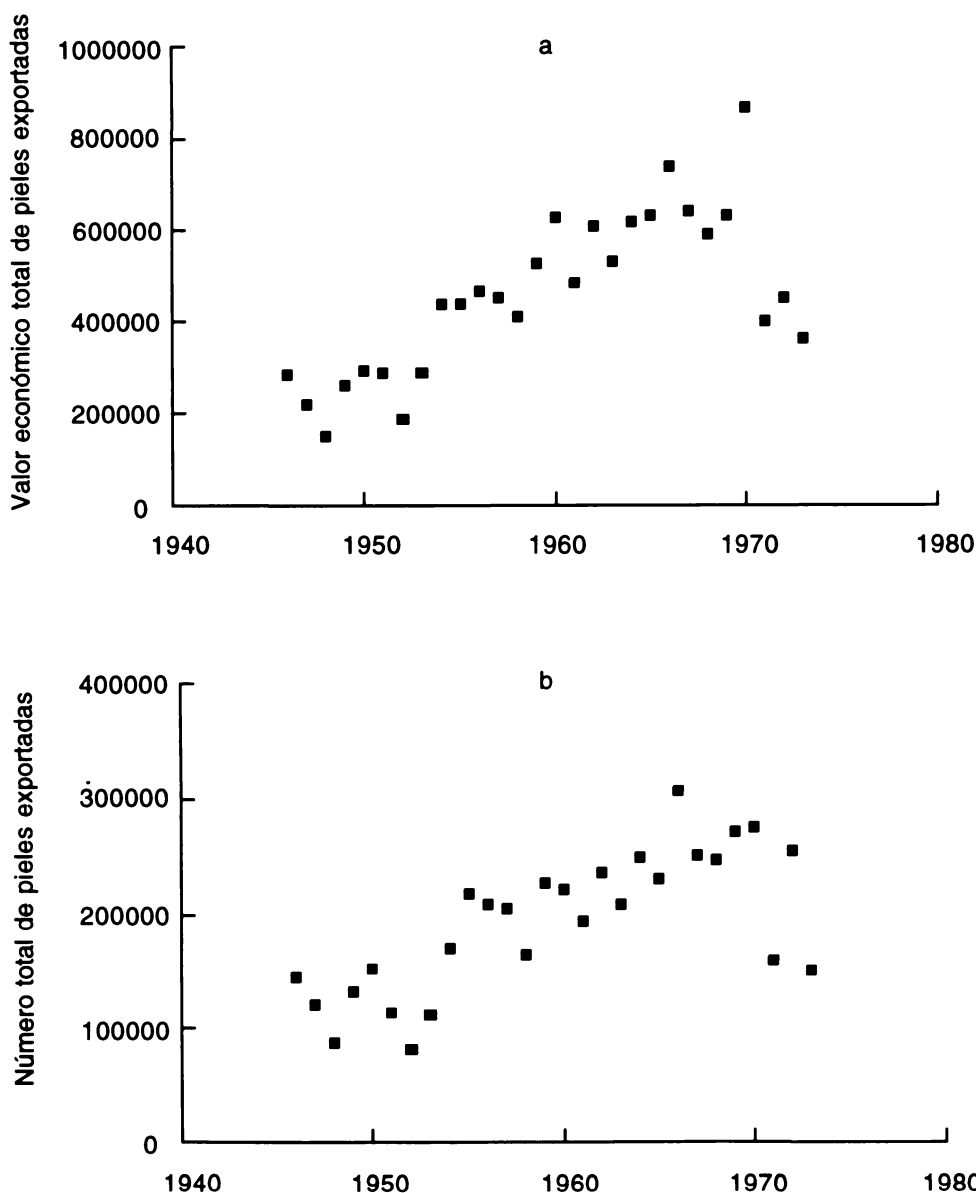


Figura 6.1 Valor económico y número total de pieles exportadas de Loreto durante el período de caza profesional de pieles.

La utilización sustentable de especies silvestres es posible en la Amazonía y es una manera realista para los habitantes rurales de obtener productos de subsistencia e ingresos. El término sustentable implica que la extracción de individuos está a un nivel que no afecta el reclutamiento de las poblaciones y por lo tanto mantiene estable el número de individuos. La utilización de especies silvestres en la Amazonía usualmente no presenta muchas oportunidades para los habitantes rurales de tener un crecimiento económico sustentable, pero podría estabilizar la economía y los beneficios de subsistencia por largo tiempo.

La Caza Actual de Fauna Silvestre en el Noreste del Perú

Los habitantes locales del noreste Peruano valoran los bosques por los beneficios obtenidos de la extracción de animales y plantas (Redford y Robinson 1987, Vásquez y Gentry 1989). Por consiguiente, los programas de manejo deberían manejar la caza de especies de una manera sustentable, lo cual a su vez ayudaría a retener el valor de los bosques amazónicos intacto.

Con el fin de analizar las posibilidades del uso sustentable de los pecaríes es necesario examinar la importancia socio-económica de la caza de fauna silvestre en el noreste del Perú. Las actividades económicas más importantes por los ingresos financieros y de subsistencia para los habitantes rurales en el noreste del Perú son: 1) agricultura/producción forestal, 2) pesca, 3) caza, 4) extracción de madera, y 5) extracción de productos vegetales no-maderables (Tabla 6.2).

Los cazadores en el noreste del Perú obtienen beneficios económicos de la venta en el mercado y del uso de subsistencia de los mamíferos silvestres (Redford y Robinson 1987, Bodmer et al. 1990c). La venta comercial de la carne y las pieles durante un año de estudio en el área de estudio del Tahuayo-Blanco generó (US) \$ 17,932 para las 34 familias de cazadores del caserío Chino y los bosques circundantes de la Quebrada Blanco, y constituyó el 11% del ingreso monetario para estos habitantes. El uso comercial de la fauna silvestre varía mucho entre familias, por ejemplo: solamente dos familias en la zona de estudio del Tahuayo-Blanco ganaron más de \$2,000 anualmente por ingresos provenientes de la caza de fauna silvestre, mientras que el resto de las familias obtuvo menos de \$1500 (Figura 6.2). Virtualmente todos los animales fueron cazados usando escopeta calibre 16. Los pecaríes, venados, tapires y roedores grandes son las especies silvestres más importantes vendidas para ingreso monetario (Tabla 6.3). Por ejemplo, en los mercados de Iquitos el 60.2% del volumen total de carne de monte vendido entre mayo de 1986 y abril de 1987 provino de ungulados.

En el área de estudio del Tahuayo-Blanco un total de 3,008 kg de carne de monte no fue adecuado para uso comercial, pero tuvo un valor de subsistencia de (US) \$ 1/kg. Estas especies silvestres utilizadas para subsistencia incluyeron principalmente primates, roedores pequeños, edentados, marsupiales y carnívoros, por los cuales existe poca demanda en los mercados de Iquitos. En total los mamíferos con valor comercial fueron cazados en cantidades mayores que los mamíferos usados para subsistencia.

Tabla 6.2 Ingreso anual aproximado por la venta de productos en el mercado en la cuenca del alto Tahuayo.

Producto	Valor económico en \$US	Porcent. valor economic.
Agricultura	71,000	44
Pesca	43,000	26
Carne de monte	18,000	11
Plantas no-maderables	12,000	7
Madera	18,000	11

Fuentes: Bartecki et al. (1986), Coomes (1992), Penn (1993) y Bodmer et al. (1994)

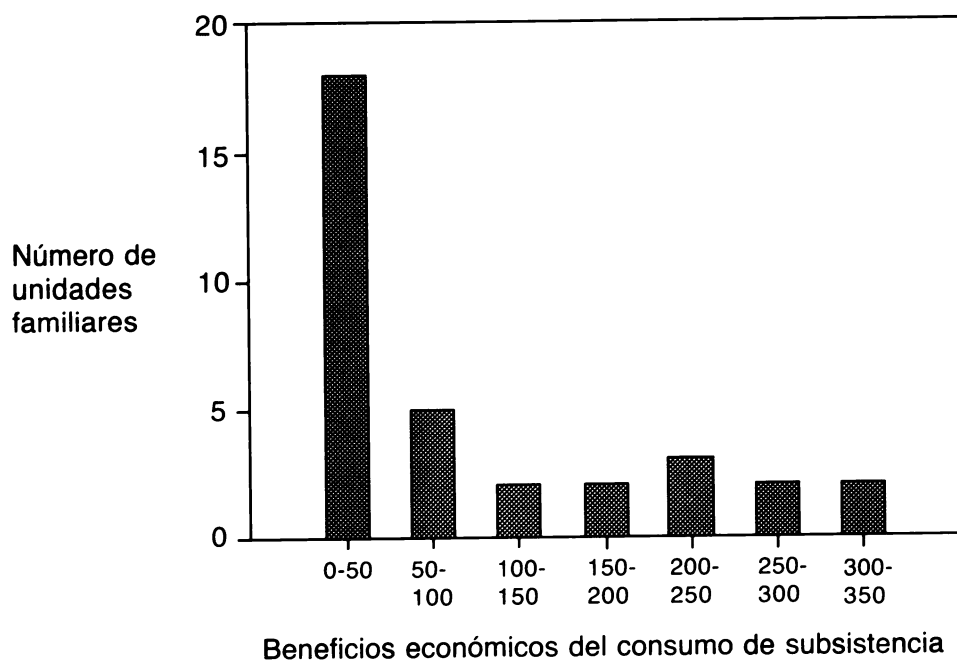
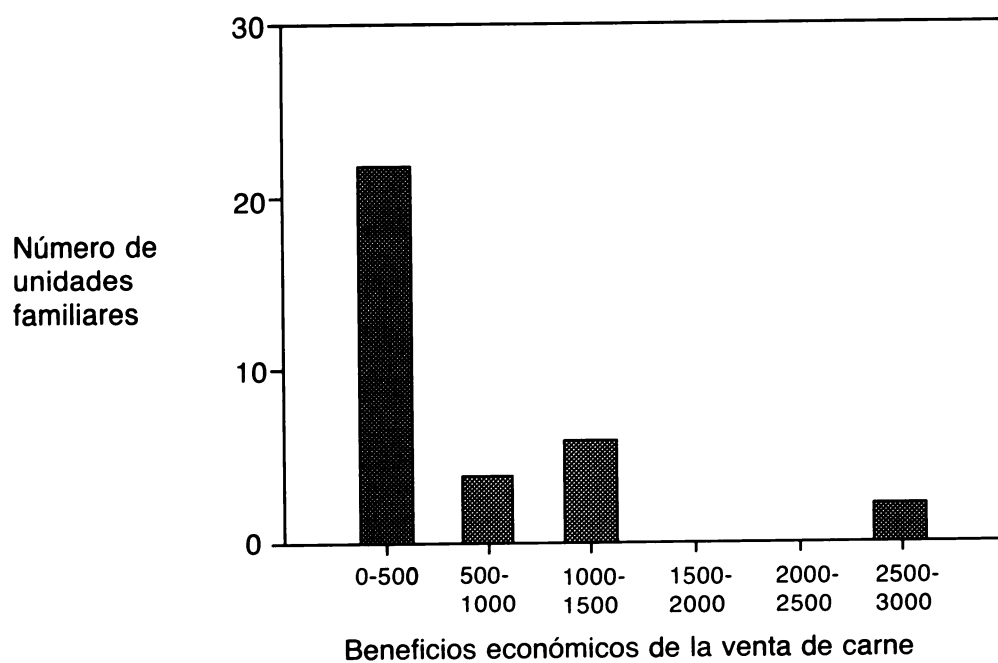


Figura 6.2 Distribución de los beneficios económicos anuales en \$US obtenidos de la venta de animales silvestres y beneficios económicos del consumo de carne de monte para subsistencia en el Tahuayo/Blanco.

Tabla 6.3 Beneficios financieros por la caza en el área del Tahuayo/Blanco. Los valores están en US\$ durante el período de un año (Bodmer et al. 1994).

Valor comercial de la carne	Prec. p/anim.	n	Total
Tayassu pecari	\$30	166	\$4,980
Tayassu tajacu	\$30	165	\$4,950
Mazama americana	\$30	60	\$1,800
Mazama gouazoubira	\$20	28	\$560
Tapirus terrestris	\$80	38	\$3,040
Hydrochoerus hydrochaeris	\$20	10	\$200
Agouti paca	\$10	174	\$1,740
Valor comercial total de la carne			\$17,270
Valor comercial de las pieles	\$2	331	\$662
Valor comercial total para los cazadores			\$17,932
Valor de consumo directo	\$1 per kg	3,008 kg	\$3,008
Beneficios directos totales de la caza de mamíferos por los cazadores			\$20,940

Los cazadores de subsistencia son comunes en todo el noreste del Perú, pero a menudo son difíciles de clasificar porque venden porciones de la carne de monte por ingreso monetario. Los cazadores profesionales de carne están también ampliamente esparcidos. Sin embargo, son las empresas comerciales, como las compañías madereras las que ejercen una gran presión de caza porque sus empleados a menudo usan la carne de monte como el mayor recurso alimenticio. Por ejemplo en 1985 las compañías madereras fueron responsables de más del 50% de la caza de pecaríes en la zona de estudio del Tahuayo-Blanco (Bodmer et al. 1988).

La Caza de Pecaríes en la Economía del Noreste del Perú

La utilización de los pecaríes por los humanos está ampliamente extendida en todo el Nuevo Mundo. Los pecaríes de collar son los más frecuentemente explotados y son cazados desde el sur de Norteamérica hasta la Argentina. Los pecaríes labiados son también comúnmente cazados, pero tienen una área geográfica de distribución más pequeña. Ambas especies de pecaríes son cazados legalmente en muchos países de América Central y del Sur y en Estados Unidos, y figuran en el Apéndice II de CITES, el cual permite el comercio internacional de estos productos siempre y cuando sus poblaciones naturales no estén sobreexplotadas.

Nosotros examinamos el uso de pecaríes en el noreste del Perú en relación con la carne que se usa para subsistencia y para venta en el mercado, y el comercio de pieles desde los cazadores hasta la exportación internacional. La economía de la caza de pecaríes es única, porque opera en dos niveles diferentes: 1) la caza para alimento, y 2) la exportación de pieles. El número de pecaríes cazados está determinado por el valor de su carne ya sea como fuente de ingresos o como alimento, y no por las pieles. En verdad, muchos cazadores rurales consideran a las pieles como un producto menor. Sin embargo, las pieles son de un valor económico mucho mayor para la economía nacional y el mercado internacional porque traen moneda extranjera al Perú.

El Comercio de Carne de Pecaríes

Los pecaríes usualmente figuran entre las especies más comúnmente cazadas (Tabla 6.5). Por ejemplo, en los cuatro sitios de estudio en el noreste peruano, los pecaríes constituyeron del 15% al 60% de los mamíferos silvestres cazados. Los pecaríes usualmente proveen la mayor cantidad de carne de mamíferos extraídos por los cazadores rurales (Tabla 6.4). Por ejemplo, en los cuatro sitios de estudio examinados en el noreste del Perú, los pecaríes variaron entre 29% y 63% de la carne de mamíferos cazados.

Tabla 6.5 Número de mamíferos cazados en A) Sitio de estudio de Maipuco, B) Sitio de estudio del Samiria, C) Sitio de estudio del Tahuayo/Blanco y, D) Sitio de estudio del Yavarí Mirí. Los valores están representados en individuos/100km².

Nombres latinos	Nombres comunes	Várzeas		Tierra Firme	
		A	B	C	D
Artiodactilos					
Tayassu pecari	huangana, pecarí labiado	17.2	14.5	33.2	20.8
Tayassu tajacu	sajino, pecarí de collar	3.2	18.5	33.0	12.8
Mazama americana	venado rojo	3.2	1.0	12.0	2.4
Mazama gouazoubira	venado gris	—	—	5.6	0
Perissodactilos					
Tapirus terrestris	sacha vaca	4.0	4.0	7.6	2.4
Primates					
Callicebus cupreus	tocón	—	—	15.2	0.1
Cebus albifrons	machin blanco	4.0	0	4.0	0
Cebus apella	machin negro	15.2	4.0	9.2	0.6
Alouatta seniculus	coto mono	7.6	1.0	4.4	1.5
Lagothrix lagothricha	choro	1.8	4.0	11.6	6.4
Ateles spp.	maquisapa	1.6	0	1.6	1.0
Pithecia monachus	huapo negro	1.2	0	11.4	0.4
Cacajao calvus	huapo rojo	—	—	4.6	1.6
Saimiri spp.	fraile	1.0	0	1.8	0.4
Aotus nancymae	musmuqui	0.8	0	0.8	0
Saguinus spp.	pichico	0.4	0	2.2	0
Roedores					
Coendou bicolor	cashá cuchillo	0	0	1.6	0
Hydrochoerus hydrochaeris	ronsoco	5.0	0	2.0	0.4
Agouti paca	majaz	24.4	16.5	34.8	0.6
Myoprocta pratti	punchana	0	0	2.6	0
Dasyprocta fuliginosa	añuje	22.0	3.0	19.4	0.6
Sciurus spp.	ardilla	1.0	0	3.0	0
Marsupiales & Edentados					
Didelphidae	zorro	1.8	0	5.0	0
Dasypus novemcinctus	carachupa	6.6	1.5	3.8	0
Bradypus variegatus	perezoso	0.2	0	0.8	0
Myrmecophaga tridactyla	oso hormiguero	0	0	1.0	0
Priodontes maximus	carachupa maman	0	0	0.2	0
Tamandua tetradactyla	tamandú	1.4	0	3.4	0
Carnívoros					
Canidae	perro de monte	0	0	0.4	0
Felis spp.	tigrillo	0	0	5.0	0.4
Potos flavus	chosna	4.6	0	0.8	0
Panthera onca	otorongo	0.8	1.0	0	0.1
Puma concolor	tigre colorado	0	0	0.6	0.1
Eira barbara	manco	0.4	0	2.8	0
Nasua nasua	achuni	2.6	3.0	9.8	1.1
Lutra longicaudis	nutria	0.2	0	0.2	0
Otros					
Trichechus inunguis	vaca marina	0.2	0	0	0
TOTAL:		132.4	72.0	255.4	53.7

Tabla 6.4 Biomasa extraída de los mamíferos cazados en A) Area de estudio de Maipuco, B) Sitio de estudio del Samiria, C) Sitio de estudio del Tahuayo/Blanco, y D) Sitio de estudio del Yavarí Mirí. Los valores de biomasa extraída están representados en kg/100km².

Nombres latinos	Peso (Kg)	Várzeas		Tierra Firme	
		A	B	C	D
Artiodactilos					
Tayassu pecari	33	567.6	478.5	1095.6	686.4
Tayassu tajacu	25	80	462.5	825	320
Mazama americana	33	105.6	33	396	79.2
Mazama gouazoubira	15	---	---	84	0
Perissodactilos					
Tapirus terrestris	160	640	640	1216	384
Primates					
Callicebus cupreus	1.2	---	---	18.24	0.1
Cebus albifrons	3.0	12	0	12	0
Cebus apella	3.5	53.2	14	32.2	2.1
Alouatta seniculus	8.0	60.8	8	35.2	12
Lagothrix lagothricha	11.0	19.8	44	127.6	70.4
Ateles spp.	7.8	12.48	0	12.5	7.8
Pithecia monachus	2.0	2.4	0	22.8	0.8
Cacajao calvus	4.0	---	---	18.4	6.4
Saimiri spp.	0.8	0.8	0	1.4	0.3
Aotus nancymae	0.8	0.64	0	0.6	0
Saguinus spp.	0.5	0.2	0	1.1	0
Roedores					
Coendou bicolor	4.0	0	0	6.4	0
Hydrochoerus hydrochaeris	30	150	0	60	12
Agouti paca	9.0	219.6	148.5	313.2	5.4
Myoprocta pratti	1.0	0	0	2.6	0
Dasyprocta fuliginosa	5.0	110	15	97	3
Sciurus spp.	0.8	0.8	0	2.4	0
Marsupiales & Edentados					
Didelphidae	0.7	1.26	0	3.5	0
Dasyus novemcinctus	5.0	33	7.5	19	0
Bradypus variegatus	4.0	0.8	0	3.2	0
Myrmecophaga tridactyla	30	0	0	30	0
Priodontes maximus	30	0	0	6	0
Tamandua tetradactyla	5.0	7	0	17	0
Carnívoros					
Canidae	7.0	0	0	2.8	0
Felis spp.	9.0	0	0	45	3.6
Potos flavus	3.0	13.8	0	2.4	0
Pantera onza	45	36	45	0	4.5
Puma concolor	45	0	0	27	4.5
Eira barbara	5.0	2	0	14	0
Nasua nasua	3.0	7.8	9	29.4	3.3
Lutra longicaudis	10	2	0	2	0
Otros					
Trichechus inunguis	400	80	0	0	0
TOTAL:		2219	1905	4581	1605

Los pecaríes de collar son uno de los animales más importantes por su carne y solamente la paca o majás (Agouti paca) los supera como alimento favorito. Los pecaríes pueden proporcionar a los cazadores una cantidad sustancial de carne, ya que los pecaríes de collar tienen un peso corporal total de 15 a 25 kg, y un peso sin vísceras de 10 a 12 kg y los pecaríes labiados tienen un peso corporal total de 25 a 40 kg, y peso sin vísceras de 12 a 18 kg (Sowls 1984).

Los cazadores a lo largo del noreste del Perú venden carne de pecaríes a los mercados urbanos. Por ejemplo, en los mercados de Iquitos, Perú, el 64.8% de la carne vendida fue de pecaríes de collar (1211 individuos) y el 19.5% de pecaríes labiados (261 individuos) (Bendayán 1990). La carne de pecaríes es apreciada por los cazadores, pues un solo pecarí de collar en Iquitos aporta US\$20-30.

Preferencias en la Caza de Pecaríes

Para comprender el potencial del uso sustentable de los pecaríes en el noreste peruano, es necesario entender por qué la gente caza diferentes especies de la fauna silvestre. Por ejemplo, qué determina la selección de la caza practicada por los cazadores en este sistema amazónico?; está influenciado por las preferencias por animales silvestres o por la biología de las especies silvestres? Estas preguntas fueron examinadas observando las correlaciones entre las preferencias de caza, calculadas usando el Índice de Selectividad de Ivlev, y el estimado de caza actual en el área de estudio del Tahuayo-Blanco.

Los cazadores en el Tahuayo-Blanco cazaron más de 36 especies de mamíferos durante un año. Esta cantidad ascendió a 22,1336 kg de biomasa animal, extraída de un área de 500 km². En términos de biomasa, los pecaríes fueron el grupo cazado más importante (Figura 6.3).

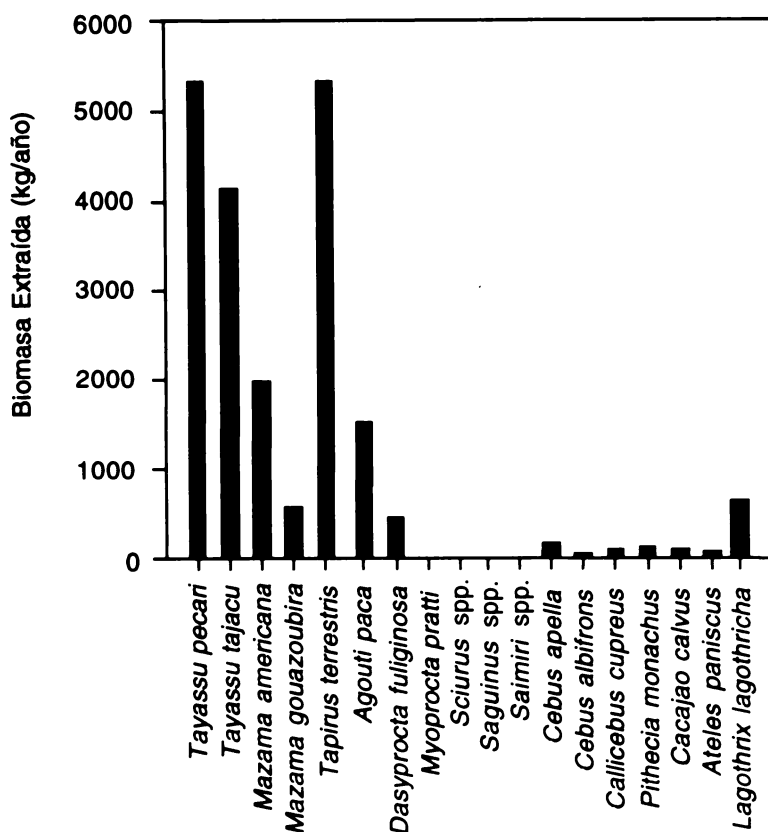


Figura 6.3 Biomasa animal extraída del sitio del Tahuayo/Blanco entre Oct. 1990 y Oct. 1991

Los cazadores en el Tahuayo-Blanco prefieren los pecaríes, venados, tapires y roedores grandes sobre los primates y roedores pequeños (Figura 6.4). Los pecaríes labiados y los tapires son las especies de caza preferidas. Los cazadores prefieren los pecaríes a los venados, y las pacas a los agutíes. Los roedores más pequeños a menudo no son preferidos por los cazadores, lo cual sucede también con muchas especies de primates.

Las preferencias de caza por los cazadores se correlaciona al peso de cuerpo del animal con la preferencia de los animales grandes sobre los más pequeños ($r=0.82$, $p<0.001$)(Figura 6.5). Las preferencias de caza

no correlaciona a la biomasa ($r=0.34$, $p=0.113$) ó r_{max} ($r=0.50$, $p=0.078$) en la muestra de especies silvestres consideradas aquí.

En algunas especies, la extracción de caza real difiere de las preferencias de los cazadores, mientras en otras la caza real refleja las preferencias. Por ejemplo, pecaríes y pacas son los mamíferos más frecuentemente cazados y también son los más preferidos. En contraste, las preferencias de los cazadores por venados y tapires son similares a los pecaríes y pacas; sin embargo, los venados y los tapires son cazados con una frecuencia menor de la mitad de la de los pecaríes y pacas.

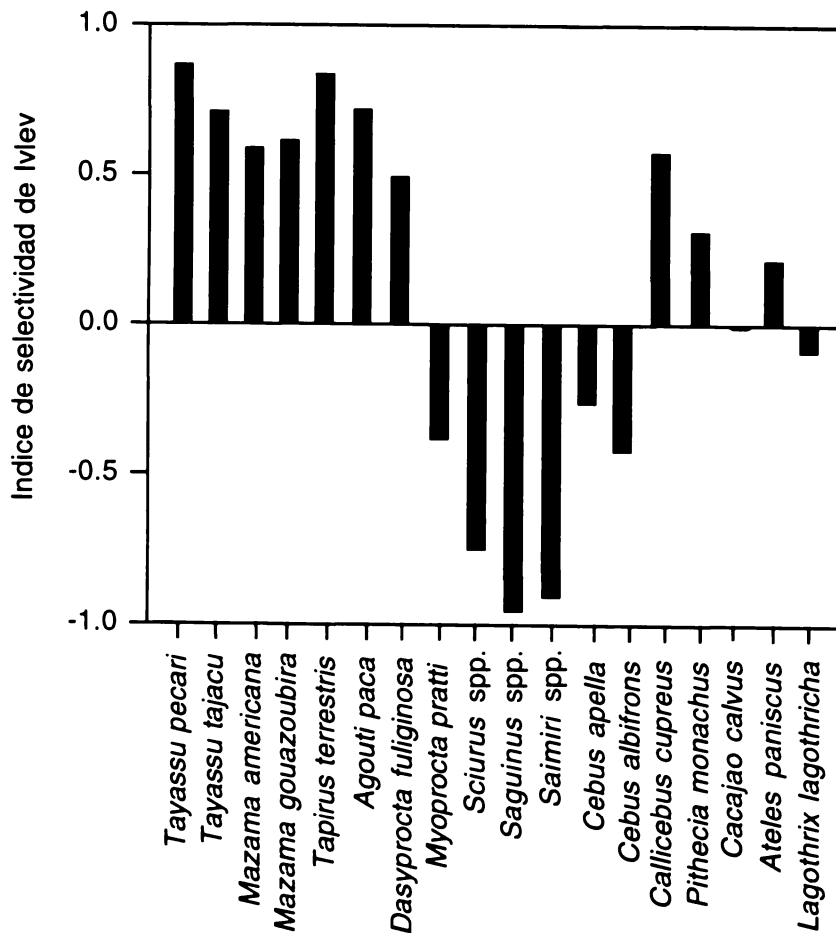


Figura 6.4 Preferencias de los cazadores en el Tahuayo/Blanco medido con el índice de selectividad de Ivlev (Ivlev 1961). Valores entre 0 y 1.0 indican selección positiva para las especies silvestres, mientras valores entre 0 y -1.0 indican selección negativa, siendo la presión de caza a una frecuencia más baja que la disponibilidad.

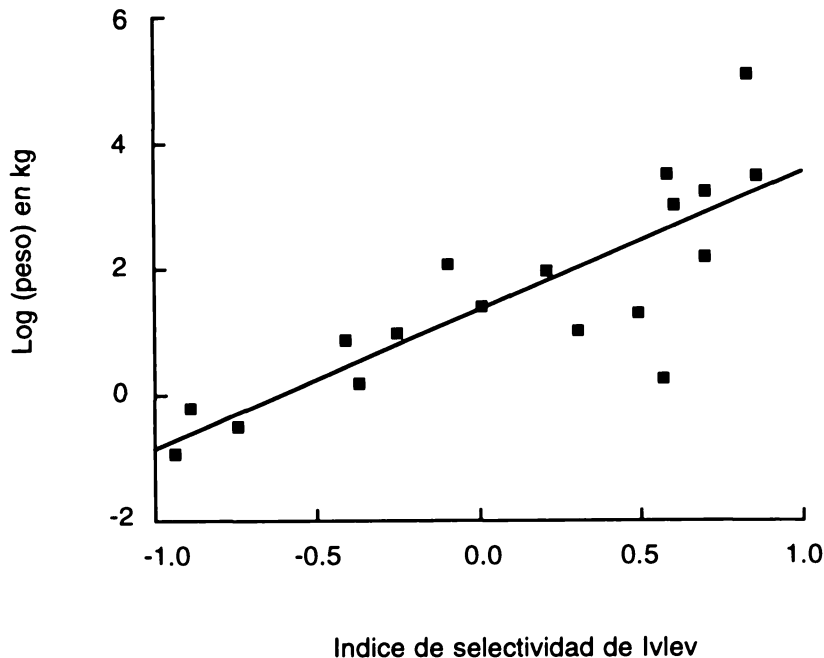


Figura 6.5 Relación entre el peso de mamíferos y el índice de selectividad de Ivlev ($r=0.82$, $p<0.001$).

En general, la caza real de los cazadores no coincide con sus preferencias. La caza observada correlaciona a r_{max} , no al peso, ya que los cazadores cosechan más animales con valores mayores de r_{max} y menos animales con valores menores de r_{max} ($r=0.64$, $p=0.001$) (Figura 6.6). Esta contradicción entre la caza real y las preferencias de los cazadores puede ser explicada por la relación negativa entre la densidad de especies y el peso corporal ($r=0.78$, $p<0.001$) (Figura 6.7). Puesto que las especies más grandes son generalmente las más raras en estos bosques, sería difícil para los cazadores conseguir animales de acuerdo a sus preferencias por el tamaño. Sin embargo, la extracción real de caza no se correlaciona significativamente con la densidad de animales de caza ($r=0.25$, $p=0.33$).

La preferencia los cazadores por los animales de caza correlaciona con el valor económico de las especies (combinando ambos, mercado y valor de subsistencia) ($r=0.83$, $p<0.001$) (Figura 6.8), puesto que el valor eco-

nómico de los mamíferos usualmente depende del tamaño. Pero, de nuevo, los cazadores pueden distinguir sus preferencias económicas, porque la caza real no correlaciona con el valor económico de las especies ($r=0.020$, $p=0.45$).

La preferencia de los cazadores por los animales grandes significa que la intención de los cazadores es maximizar la cantidad de carne extraída. Esto también maximiza la ganancia económica de los cazadores, porque el tamaño de estos animales cazados usualmente determina el valor económico. Estos resultados serían esperados en un sistema de caza que dependa de la venta de carne, como es el caso en el noreste del Perú (Bodmer et al. 1994a).

La caza real no refleja la preferencia de los cazadores, pero depende del potencial reproductivo de las especies. Los cazadores en el noreste del Perú parecen estar extrayendo involuntariamente animales de acuerdo a su producción, lo cual podría maximizar la tasa de cosecha de los animales.

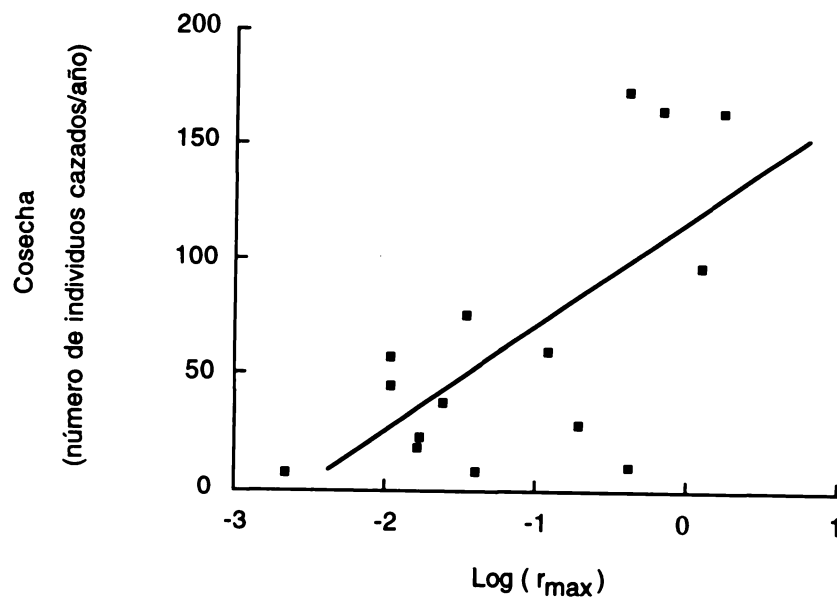


Figura 6.6 Relación entre la cosecha de mamíferos y la proporción intrínseca del incremento natural ($r_{\max}$) ($r=0.64$, $p=0.001$). Valores de $r_{\max}$ son de Robinson y Redford (1986).

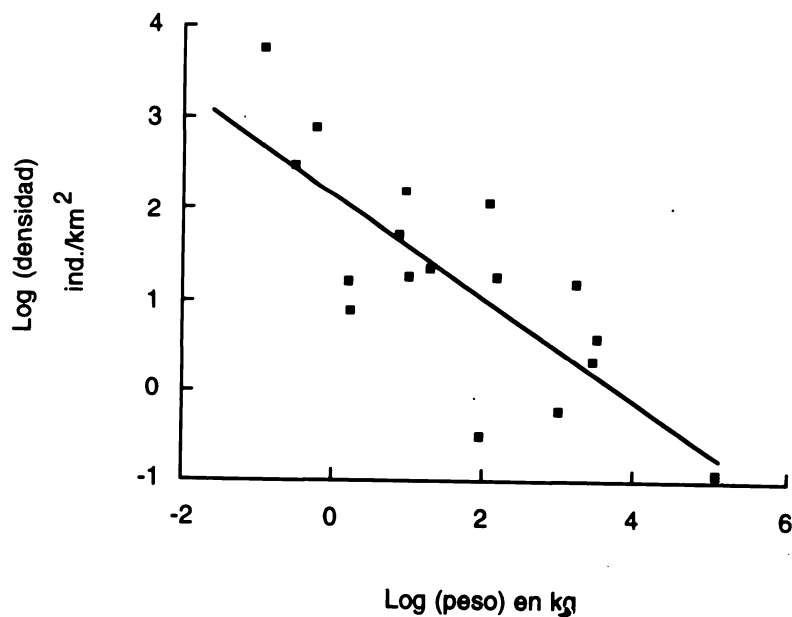


Figura 6.7 Relación entre el peso corporal de mamíferos y sus densidades ($r=0.78$, $p<0.001$).

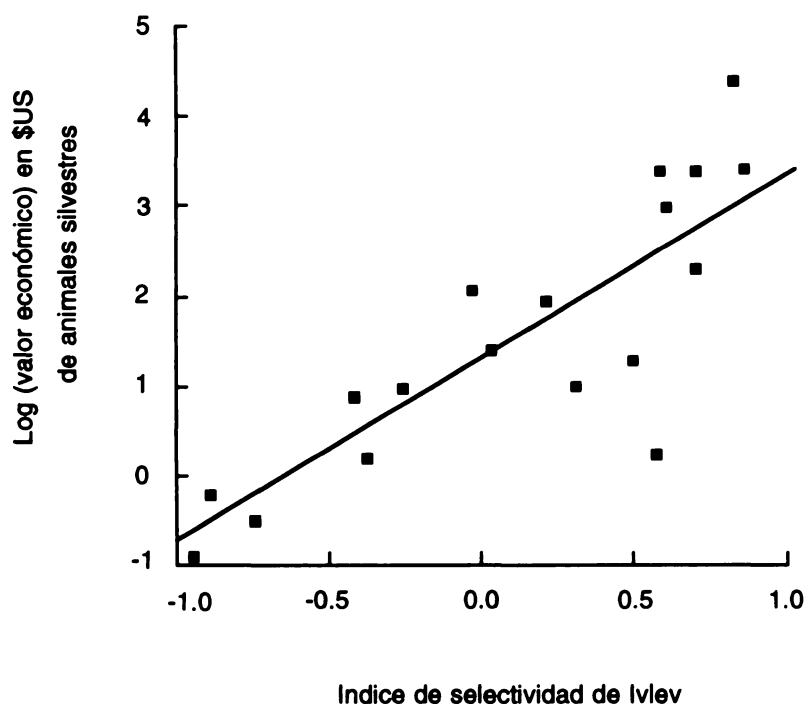


Figura 6.8 Relación entre el valor económico de mamíferos y el índice de selectividad de Ivlev ($r=0.83$, $p<0.001$).

Estos resultados dan una idea práctica de como funciona este sistema de caza. La biología de las especies silvestres, y no las intenciones de los cazadores, es el factor que más influye en la selección de la caza en la Amazonía peruana. Asimismo, el impacto de caza sobre los animales silvestres usualmente no está determinada por la preferencia de los cazadores o por la caza real, sino por el potencial reproductivo de las especies medido como r_{max} .

Esto tiene importantes implicaciones para el manejo. La caza actual de pecaríes en el noreste del Perú es apta para el manejo de la fauna silvestre. Especies con valores grandes de r_{max} , como los pecaríes, venados y roedores constituyen la mayor parte de la caza. De esta manera, el manejo de la fauna silvestre debe representar correctamente las necesidades de la población local y los requerimientos biológicos de la caza.

Comercio de Piel de Pecaríes

Las pieles de pecaríes constituyen un rubro importante de exportación para el Perú, por lo tanto la carne y las pieles de pecaríes deben ser consideradas en los pro-

gramas de manejo. Las pieles son vendidas principalmente a Alemania, Italia y Francia, donde son generalmente manufacturados como guantes. Este mercado es relativamente estable, porque los guantes de pecaríes son tradicionalmente usados en el continente europeo.

Legalmente, la caza profesional de pieles está prohibida y las pieles de pecaríes exportadas del noreste del Perú deberían ser colectadas solamente por los cazadores de subsistencia. En la práctica, el escaso ingreso por las pieles de pecaríes (en el Perú los cazadores reciben entre US \$1.5 y 2.5 por piel) parece ser el principal impedimento para los cazadores profesionales de pieles. Los cazadores de pieles obtuvieron un ingreso relativamente alto por las pieles de pecaríes en los años 50, 60 y principios de los 70, y las pieles exportadas de la Amazonía peruana excedieron los 200,000 pieles/año (Grimwood 1969). Ya que el comercio de pieles se ha vuelto menos lucrativo para los cazadores y las exportaciones más estrictamente controladas, éstas se han reducido al nivel actual de alrededor de 50,000 pieles/año (Bodmer et al. 1988). Recientemente, el precio pagado a los cazadores por cada piel de pecarí de collar se ha incrementado a alrededor de US\$ 7-9 y para el caso del pecarí labiado a US\$ 3-5.

Un número considerable de pieles de pecaríes es exportado en la forma azul húmedo al Oeste de Alemania. Estas pieles son usualmente acabadas en Italia y luego vendidas en Alemania, Francia o Italia. Durante 1988, por ejemplo, 5,071 pieles de pecaríes labiados fueron exportados de Perú y Bolivia y 160,391 pieles de pecaríes de collar fueron exportados de Argentina, Bolivia y Perú (CITES, Base de Datos). Las pieles de pecaríes exportadas de Argentina constituyeron el 64.3% del mercado, de Perú el 29.6% y de Bolivia el 6.0%. El valor anual total del comercio de pieles es aproximadamente \$30,000,000 (US). De esta cantidad, \$250,000 (US) va para los cazadores rurales, \$1,700,000 (US) para los intermediarios en Sudamérica, mientras el resto queda en la economía de Alemania Occidental.

Las pieles de pecaríes usualmente son de baja calidad y no pueden ser usadas para productos largos de cuero, tales como chaquetas, sino solamente para productos pequeños como guantes. La baja calidad de las pieles de pecaríes resulta de diversos factores, los cuales incluyen: 1) infección de parásitos (que viven libremente), 2) agresiones intra-específicas, que resultan en cicatrices, 3) la caza por la población rural que usa casi exclusivamente escopetas calibre 16, los cuales producen muchos orificios pequeños en la piel, 4) proceso de despelleje por los amazónicos rurales que a menudo da lugar a cortes y orificios, 5) proceso de secado por la población rural que se realiza al sol, factor que a menudo ampolla la piel de pecarí, y 6) almacenamiento de las pieles en el clima húmedo amazónico, que a menudo produce daño de la piel por hongos.

Los cazadores rurales, sin embargo, tienen poco interés en perfeccionar sus técnicas de procesamiento, porque el precio pagado a los cazadores por piel (\$2-6 US) no lo hace rentable para mejorar sus métodos. Las manufactureras de cuero y curtiembres europeas, sin embargo, están muy interesadas en adquirir pieles de mejor calidad. Estos comerciantes europeos no saben dónde se originan las pieles en realidad, y por consiguiente no aprecian los problemas de los cazadores rurales amazónicos.

Incrementar el precio pagado a los cazadores por piel, como una estrategia para incrementar la calidad de pieles, podría aumentar el valor de las pieles de pecaríes, lo que llevaría a mejorar la calidad de la piel. Sin embargo, esto solamente puede ser cumplido de una manera sustentable si la caza de pecaríes es bien manejada. Si los precios de las pieles son incrementados sin mejores programas de manejo, entonces la presión de caza sobre los pecaríes podría exceder los niveles sustentables y poner a la población de pecaríes en peligro.

Crianza en Cautiverio

La crianza en cautiverio de los pecaríes puede resultar en una producción de mejor calidad de pieles que el uso de animales silvestres. Sin embargo, solamente los pecaríes de collar pueden ser usados para la crianza en cautiverio, ya que los pecaríes labiados son de naturaleza agresiva. Además las pieles del pecarí de collar tienen mayor valor que las pieles del pecarí labiado. La gran ventaja de la crianza en cautiverio es que las pieles: 1) tienen menor probabilidad de ser dañadas por parásitos, 2) tienen menor probabilidad a tener cicatrices por agresión intra-específica, 3) pueden ser procesadas por gente mejor entrenada, 4) no son dañadas al matar al animal y 5) se pueden almacenar con una solución salina en vez de secar. Estas pieles de alta calidad pueden derivar en un mejor precio en el mercado internacional, especialmente si pudieran ser usadas para la confección de chaquetas.

La mayor desventaja de la crianza en cautiverio son los costos de mantenimiento de un rebaño cautivo. Los pecaríes de collar han sido criados en cautiverio con éxito. Por ejemplo, en Jenaro Herrera, río Ucayali (Perú), en el zoológico establecido en 1977 bajo el apoyo de la Cooperación Técnica Suiza, 12 ejemplares adultos previamente capturados fueron agrupados para formar dos manadas de 5 y 7 individuos respectivamente. Cada una de estas manadas fue acondicionada en un corral de 1200 m² construido en el interior del bosque a base de materiales regionales. Durante el proceso de adaptación al cautiverio, que duró aproximadamente seis meses, murieron cinco ejemplares como consecuencia del estrés, complicaciones de lesiones y problemas gastro-intestinales. Los siete que sobrevivieron (5 hembras y 2 machos) fueron reunidos para formar un solo rebaño.

La alimentación diaria consistió en trozos de tubérculos de yuca (*Manihot esculenta*), granos de maíz (*Zea mays*), frutos inmaduros de plátanos (*Musa paradisiaca*) y frutos de guaba (*Inga* spp). Como forraje fue proporcionado kudzu fresco (*Pueraria fascioloides*). Las sales minerales fueron suplementadas en mínimas cantidades. Otras experiencias también han demostrado que el alimento comercial de cerdo puede ser usado para alimentar a los pecaríes en cautiverio.

Desde la primera parición ocurrida en noviembre de 1978 hasta marzo de 1980, ocurrieron 15 partos con un total de 27 crías. Los datos preliminares indican promedios de 1.95 partos/año por cada hembra y 1.8 crías por parto. El período de gestación controlado en dos hembras fue de 145 y 147 días, respectivamente. El peso promedio reportado para la cría al nacer fue 0.75 kg. La proporción de sexos de las crías nacidas fue de 1:1 (51% hembras y 49% machos).

Los datos también indican un consumo promedio de alimento de 1.35 kg/día y un incremento de peso promedio de 1.83 kg/mes hasta los 11 meses. Las hembras mostraron un desarrollo más rápido que los machos, alcanzando la madurez sexual a los 15 meses.

Conclusión

Los cazadores en el noreste del Perú obtienen beneficios económicos del uso de pecaríes tanto para comercialización en el mercado, como para uso de subsistencia. La caza de pecaríes en el noreste del Perú trae be-

neficios a la población local, los mercados urbanos, y el comercio nacional e internacional. La economía de los pecaríes es única porque funciona en dos niveles diferentes: 1) cazadores y carne, y 2) exportación y pieles. El número de pecaríes cazados está determinado por el valor de la carne, ya sea como fuente de ingresos o como alimento, y no por las pieles. Sin embargo, las pieles son de un valor económico mayor para la economía nacional y el comercio internacional, porque traen moneda extranjera al Perú. La crianza en cautiverio de pecaríes podría ser una alternativa para la producción de pieles de mejor calidad, pero, no es una alternativa para la producción de carne.

Capítulo 7: Sustentabilidad de la cosecha de pecaríes en el noreste del Perú

Introducción

Este capítulo enfoca los aspectos biológicos relacionados con la caza sustentable de pecaríes en el noreste del Perú. Es importante realizar un uso sustentable de pecaríes, debido a que si estos animales son sobrecazados en la Amazonía, tanto la población humana local como las especies silvestres van a verse afectadas. La población local se verá afectada porque los pecaríes son la fuente más importante de carne de monte y una caza no-sustentable hará que la cosecha disminuya (Townsend 1995, 1996).

El uso sustentable de los pecaríes es también importante en términos de la conservación de los pecaríes. Puesto que los pecaríes son recursos importantes para la gente sería ilógico tratar de prohibir su caza. La caza de pecaríes continuaría a pesar de las regulaciones prohibitivas. Por lo tanto, el uso sustentable es una estrategia potencial para conservar los pecaríes que permitiría a la gente usar este importante recurso (Townsend 1995, 1996).

A fin de evaluar la sustentabilidad de la caza de pecaríes es necesario definir el uso sustentable. El uso sustentable de pecaríes se define en este libro como "la caza que mantiene a las poblaciones de pecaríes en el ecosistema natural a niveles ecológicamente saludables y que no resulta en un decrecimiento en su número". Esta definición de uso sustentable es específica para cada especie e incluye la relación entre las poblaciones de pecaríes y el nivel de cosecha, e incorpora el concepto de ecosistemas que mantiene a las poblaciones de pecaríes dentro de los ecosistemas naturales. Esta definición no incorpora aspectos del desarrollo sustentable, como la socio-economía humana.

Los conceptos de ecosistema son usados en el análisis de uso sustentable de los pecaríes, entendiendo que el uso sustentable no es una constante debido a las variables que cambian continuamente y que afectan las relaciones entre la caza y las poblaciones. Sin embargo, claramente, un sistema no-sustentable puede ser convertido en un sistema más sustentable. Usamos el término "más sustentable" debido a que carecemos de una definición de "verdaderamente sustentable".

Método de Estudio

Un método de estudio semi-experimental fue usado para evaluar el uso sustentable de los pecaríes en la RCTT. Este plan semi-experimental consistió en un método de control de grupo pre-prueba/post-prueba, siendo el grupo control las áreas con caza poco intensa/áreas sin-caza y el grupo tratamiento las áreas con caza persistente. El tipo tratamiento fue la presión de caza. Se usaron aproximaciones comparativa y longitudinal. Para los estudios comparativos se compararon los sitios con caza persistente con los sitios con caza poco intensa/sin-caza; mientras que con el método longitudinal se comparó los mismos sitios durante diferentes años. El gran problema de este método es la falta de reaplicación.

Las áreas con caza persistente fueron comparados con las áreas con caza poco intensa y sin-caza en los alrededores de la RCTT y la Reserva Nacional Pacaya-Samiria. Los sitios con caza poco intensa/sin-caza y con caza persistente dentro de la Reserva Nacional Pacaya-Samiria tienen la misma composición de flora y fauna. Asimismo, los sitios con caza poco intensa/sin-caza y caza persistente dentro de la RCTT tienen la misma composición de flora y fauna. Además, no hay características físicas importantes que diferencien las áreas dentro de la RNPS o la RCTT.

Los análisis realizados para evaluar la sustentabilidad de la caza de pecaríes fueron:

1. Un modelo de susceptibilidad para comparar el impacto de la caza actual de los pecaríes con la caza de otras especies de mamíferos en los bosques inundables y los bosques de altura.
2. Un modelo de la estructura de edad para examinar el impacto de la caza sobre las poblaciones de pecaríes. La estructura de edad de los pecaríes cazados puede dar información sobre la supervivencia de las diferentes categorías de edad. Estas curvas de supervivencia pueden ayudar a determinar si las poblaciones están siendo sobrecazadas.

3. Un modelo de cosecha para comparar la sustentabilidad de la caza de pecaríes entre los dos sitios de bosque de altura y los dos sitios de bosques inundables. El modelo de cosecha también se comparó a los pecaríes con otros ungulados. El modelo de cosecha usó una comparación de la producción con el nivel de caza conocido en una área específica de caza, que proporcionó una medida directa de sustentabilidad.

4. Un modelo de reclutamiento del stock para evaluar la caza de pecaríes en relación al RMS (Rendimiento Sostenido Máximo).

Determinación de la Presión de Caza

La información sobre presión de caza fue obtenida a partir de los datos colectados por los mismos cazadores. Esta técnica participativa fue decisiva para conseguir que los cazadores piensen en el manejo de la fauna silvestre comunal y aprendan a hacer los registros de caza en la RCTT (Bodmer et al. 1996a). Los cazadores colectaron los cráneos de los animales que cazaron y los etiquetaron incluyendo información sobre el sexo del individuo, fecha y lugar en que el animal fue cazado. En consecuencia, este método proporcionó información sobre el número de individuos cazados (cosechados), los cambios estacionales en los niveles de caza y el área usada por los cazadores (área escogida). Un margen de error fue añadido al cálculo de la presión de caza para estimar los animales que fueron cazados pero no registrados, ya sea por la colección de cráneos o por medio de entrevistas. Los cazadores fueron informados de que estos cráneos formarían parte de la colección del Museo de Zoología de la Universidad Nacional de la Amazonía Peruana. Este proyecto fue parte de un acuerdo oficial entre la Universidad Nacional de la Amazonía Peruana y la Universidad de Florida.

Los cazadores y sus familias estuvieron involucrados en la colección de cráneos. Se fomentó la participación de las mujeres, pues fueron ellas las que usualmente cocinaron y limpiaron los cráneos, y a menudo ayudaron a sus esposos o hijos a rotularlos y almacenarlos. Este método participativo ayudó a los investigadores, trabajadores de extensión y cazadores a encontrar una causa común para debatir temas sobre la fauna silvestre. Cuando un investigador o trabajador extensionista debatió el sexo, edad y la especie del cráneo del animal con los cazadores, ellos también debatieron temas tales como el interés en el manejo de fauna silvestre comunal o sobre detalles técnicos como el registro de caza. También fue posible obtener opiniones sobre temas tales como sistemas de vigilancia y caza por la gente que no pertenece a la comunidad.

Determinación de Densidades y Abundancia

Para calcular la abundancia de pecaríes y estimar sus densidades se usaron transectos. Se abrieron sendas en el bosque que fueron censadas al menos tres días después de haber sido abiertas. Las sendas de cazadores no fueron usadas durante los censos. Los transectos fueron censados en las mañanas y en las tardes, y fueron registrados el número de grupos de pecaríes avistados, el número de individuos por cada grupo y la distancia perpendicular del primer animal observado al transecto.

La abundancia relativa fue medida como el número de grupos avistados por km de línea de transecto censado. Las densidades fueron estimadas usando el programa DISTANCE, cuyo método es ampliamente usado para evaluar poblaciones de fauna silvestre (Buckland et al. 1993, Laake et al. 1994, Wilson et al. 1996).

En el sitio del Samiria se censaron 756 km, en Maipucó 515 km, en Yavarí-Mirí 482 km y en el Tahuayo-Blanco 626 km, totalizando 2,379 km de transectos censados.

Determinación de la Estructura de Edad

Las distribuciones de edad fueron calculadas a partir de las muestras cazadas, usando estimaciones del desgaste dentario. Las muestras fueron agrupadas en clases de edad. Para los pecaríes, la primera clase de edad incluyó animales con "dientes en erupción". La segunda clase de edad incluyó animales con los molares completos, pero con "un pequeño desgaste o sin desgaste". La tercera clase de edad incluyó animales con los molares "desgastados", y la cuarta clase incluyó animales con los molares "muy gastados" (Figura 7.1). Los animales de 0-1 año no fueron colectados por los cazadores y fueron omitidos de las distribuciones de edad. Los cráneos colectados por la técnica participativa antes descrita fueron usados para determinar la edad de los individuos.

Determinación de los Parámetros Reproductivos

La productividad reproductiva fue determinada a partir de los datos de actividad reproductiva de las hembras: 1) número de gestaciones por año y 2) productividad bruta. Estos datos fueron usados para calcular el índice de productividad reproductiva (número promedio de crías/individuo por año). La densidad poblacional fue determinada por los censos de la fauna silvestre descritos líneas arriba. La densidad de los animales fue multiplicada por la productividad reproductiva para estimar la producción de campo, medida como individuos producidos/km². Los datos de caza en áreas seleccionadas dieron una estimación de presión de caza (individuos cosechados/km²).



Figura 7.1 Muestras representativas de pecarí de collar clasificado por un esquema de clasificación de edad adoptado de Sowls (1984). 1) Clase de edad I: dientes juveniles presente, dentición adulta incompleta, 2) Clase de edad II: todos los dientes adultos erupcionados, con un pequeño desgaste en la superficie oclusal de los dientes, 3) Clase de edad III: superficie oclusal de todos los molares gastados, 4) Clase de edad IV: superficie oclusal de todos los molares bien gastados.

El Modelo de Susceptibilidad

La sobrecaza es una causa de extinción que da origen a que las poblaciones animales se vuelvan raras y susceptibles a la extinción local. Los programas de manejo que intentan evitar la extinción local deben primero evitar que las especies se vuelvan raras. Por ello es necesario determinar los factores que hacen que algunas especies se vuelvan más susceptibles a la declinación poblacional producida por la caza que otras. Los programas de manejo pueden incorporar estas diferencias en susceptibilidad.

Existen tres características de las especies que influyen en la susceptibilidad de la población a la declinación en su tamaño, estas son: 1) tasa de incremento poblacional, 2) longevidad y 3) tiempo de generación (Pimm et al. 1988, Pimm 1981). Aquí examinamos cómo las tasas de incremento poblacional, longevidad y tiempo de generación influyen en la susceptibilidad de las especies a la declinación de sus poblaciones debido a la caza de mamíferos de la Amazonía que exceden 1 kg en el peso corporal. Este estudio usa medidas de tasa de incremento, longevidad y tiempo de generación de los mamíferos amazónicos para examinar el riesgo de extinción, por análisis de los efectos de la caza sobre las poblaciones de animales de Loreto. Esto nos permite luego examinar el impacto de la caza en las poblaciones de pecaríes comparándolo con otras especies de la fauna silvestre amazónica.

Los sitios de estudio estuvieron ubicados cerca de los ríos Yavarí-Mirí y Tahuayo Blanco como mencionamos previamente. Estos sitios estaban separados por una distancia de entre 40 km-80 km. Todos los sitios estuvieron en bosques continuos sin ríos principales que dividan las áreas. La composición del bosque tuvo vegetación similar entre los sitios y estos tuvieron las mismas comunidades de mamíferos, a excepción del mono huapo rojo que no habita el lado sur del Yavarí-Mirí (Puertas y Bodmer 1993). La mayor diferencia entre estos sitios fue que el río Yavarí-Mirí tuvo caza infrecuente, mientras que el Tahuayo-Blanco tuvo una caza persistente (Bodmer 1995b). Los dos sitios del Yavarí-Mirí fueron combinados y tratados como un área con caza infrecuente. De este modo, juntando los datos del Yavarí-Mirí se obtendría un tamaño de muestra suficiente de animales avistados para comparar con los datos del área de estudio del Tahuayo.

Investigamos los efectos de la caza sobre los pecaríes amazónicos, tapir, venados, primates y roedores grandes midiendo el cambio en la abundancia de especies entre los sitios con caza infrecuente y caza persistente. Luego, investigamos la relación entre el grado de declinación de la abundancia con respecto a r_{max} , lon-

gevidad y tiempo de generación. Las especies que tienen las mayores declinaciones de abundancia entre los sitios de caza infrecuente y caza persistente fueron consideradas más susceptibles a la caza, y por lo tanto a la extinción, que las especies que tuvieron menor declinación en su abundancia.

Las estimaciones de r_{max} , edad de la primera reproducción y edad de la última reproducción fueron tomadas de valores publicados por Robinson y Redford (1986) y Bodmer et al. (1996b). Los estimados de r_{max} para estas especies fueron calculadas usando la ecuación de Cole (1954):

$$l = e - r_{max} + b * e - r_{max}(a) - b * e - r_{max}(w+1)$$

donde (a) es la edad de la primera reproducción, (w) es la edad de la última reproducción, y b es la tasa anual de nacimiento de las crías de la hembra.

Examinamos el impacto que los cazadores ribereños tuvieron sobre 16 especies de mamíferos amazónicos, asumiendo que los cambios en la abundancia de las especies de la fauna silvestre reflejan un cambio real en el tamaño de la población. La declinación de la abundancia de mamíferos entre los sitios con caza infrecuente del Yavarí-Mirí y con caza persistente del Tahuayo-Blanco fueron negativamente correlacionados con r_{max} ($r=0.66$; $p=0.006$)(Figura 7.2). Los mamíferos con altas tasas de incremento declinaron menos o se incrementaron en abundancia entre los sitios con caza infrecuente y caza persistente, mientras que las especies con tasas más bajas de incremento tuvieron gran reducción en abundancia. Estos resultados sostienen el argumento de que r_{max} es una variable importante que influencia la vulnerabilidad de las especies para la reducción de la población.

Los cambios en la abundancia entre los sitios con caza infrecuente y caza persistente se correlacionan positivamente con la longevidad ($r=0.68$; $p=0.004$)(Figura 7.3). Los mamíferos de vida larga mostraron una mayor declinación en abundancia que los mamíferos de vida corta, revelando en este caso que los mamíferos de vida larga son más vulnerables a la reducción de la población que los mamíferos de vida corta. De igual manera, la declinación en la abundancia de mamíferos entre los sitios con caza infrecuente y caza persistente se correlacionaron positivamente con el tiempo de generación ($r=0.77$, $p=0.001$)(Figura 7.4). Los mamíferos con mayor tiempo de generación mostraron declinaciones mayores en abundancia que las especies con tiempo de generación más corto, revelando que en este caso los mamíferos con mayor tiempo de generación son más vulnerables a la reducción de la población que aquellos con tiempo de generación más corto.

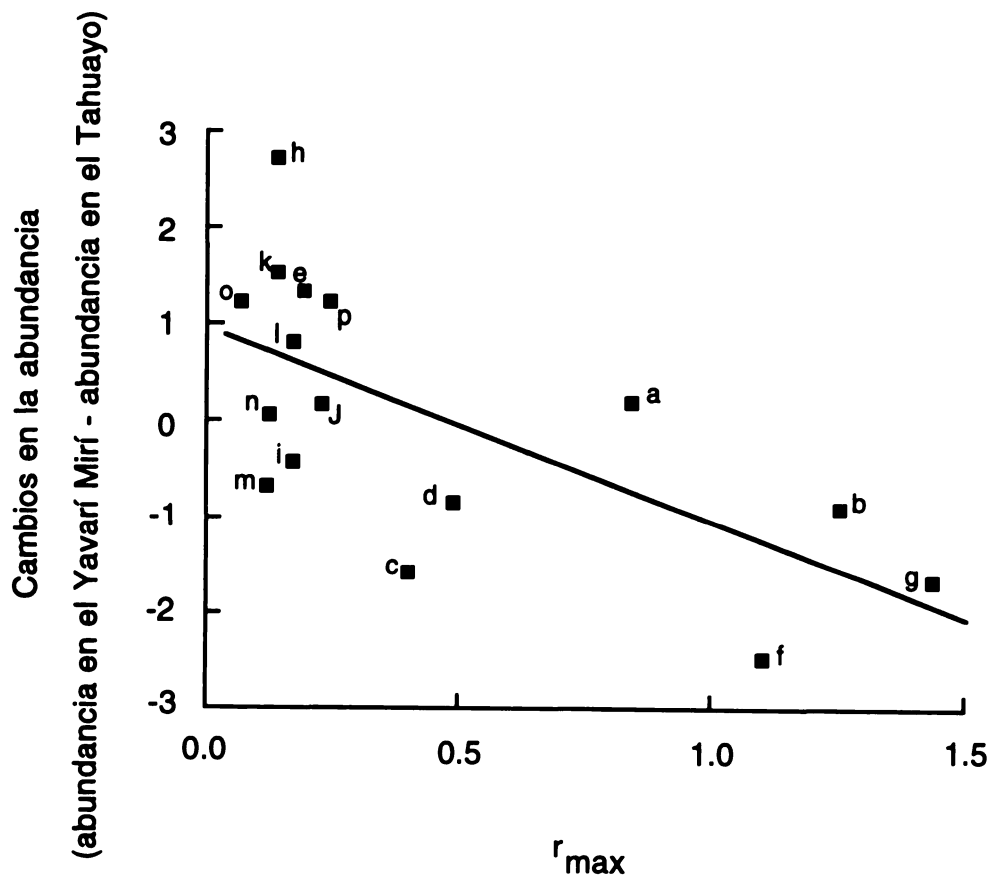


Figura 7.2 Relación entre la vulnerabilidad de mamíferos y la declinación de la población, medido como el cambio en la abundancia entre la caza infrecuente del sitio del Yavarí Mirí y la caza persistente del sitio del Tahuayo (calculado como la abundancia en el Tahuayo - abundancia en el Yavarí Mirí) y r_{max} . Los mamíferos están representados en los gráficos con la siguiente letra: a) *Tayassu pecari*, b) *Tayassu tajacu*, c) *Mazama americana*, d) *Mazama gouazoubira*, e) *Tapirus terrestris*, f) *Dasypus fuliginosus*, g) *Myoprocta pratti*, h) *Lagothrix lagothricha*, i) *Alouatta seniculus*, j) *Cacajao calvus*, k) *Cebus apella*, l) *Cebus albifrons*, m) *Pithecia monachus*, n) *Callicebus cupreus*, o) *Ateles paniscus*, p) *Saimiri sciureus* y *S. boliviensis*.

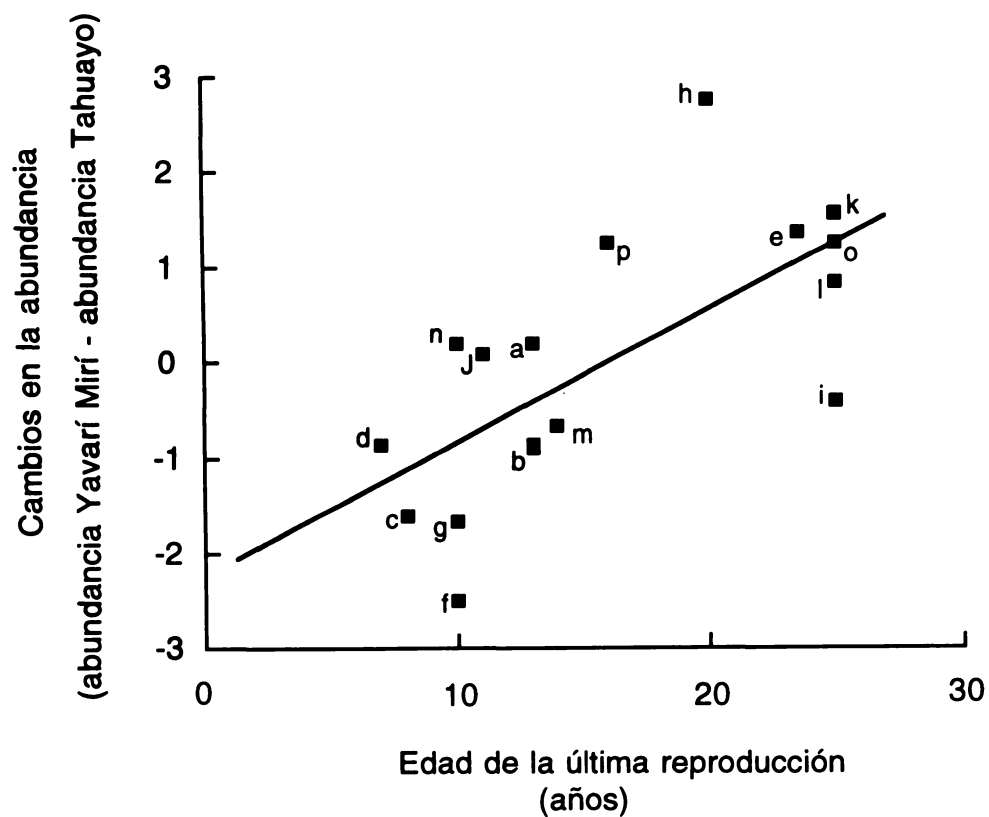


Figura 7.3 Relación entre la vulnerabilidad de mamíferos y la declinación de la población, medido como el cambio en la abundancia entre los sitios con caza infrecuente del Yavarí Mirí caza y caza persistente del Tahuayo (calculado como abundancia en el Tahuayo - abundancia en el Yavarí Mirí) y longevidad, medido como la edad de la última reproducción. Los datos de la edad de la última reproducción son de Robinson & Redford (1986) y de este estudio. Los mamíferos son los mismos que en la Fig. 7.2.

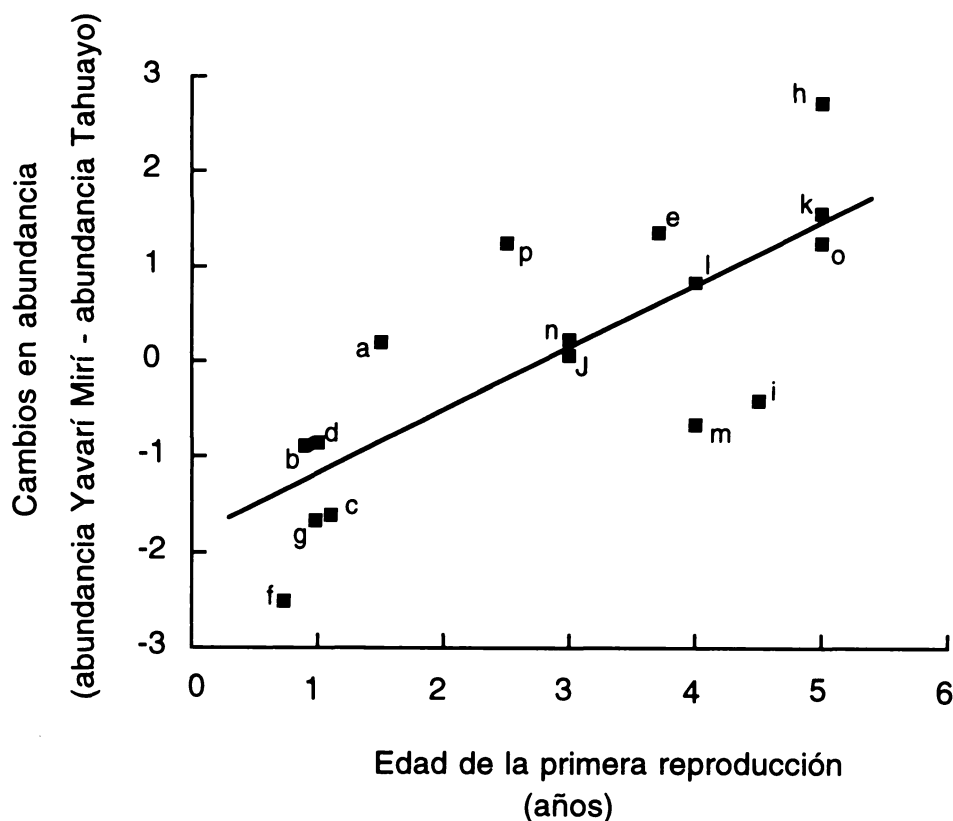


Figura 7.4 Relación entre la vulnerabilidad de mamíferos y la declinación de la población, medido como el cambio en la abundancia entre los sitios con caza infrecuente del Yavarí Mirí y caza persistente del Tahuayo (calculado como abundancia en el Tahuayo - abundancia en el Yavarí Mirí) y tiempo de generación, medido como la edad de la primera reproducción. Los datos de edad de la primera reproducción son de Robinson & Redford (1986) y de este estudio. Los mamíferos son los mismos que en Fig. 7.2.

Estos resultados están relacionados con la filogenia de las especies. Por ejemplo, en este conjunto de datos, las especies silvestres que son menos susceptibles a la sobrecaza debido a las altas tasas de r_{max} , (individuos de vida corta y tiempos de generación corto), incluyen a los pecaríes, venados y roedores grandes. Las especies de la fauna silvestre que son más susceptibles a la sobrecaza debido a las bajas tasas de r_{max} , (individuos de vida larga y tiempos de generación larga), incluyen a los primates y al tapir.

Implicaciones del Modelo de Susceptibilidad

Los esfuerzos iniciales de Leopold (1933) establecieron que las especies silvestres podrían ser categorizadas dentro de por lo menos tres grupos, en base al po-

tencial reproductivo de las mismas. Las especies de la fauna silvestre con un elevado potencial reproductivo podrían ser cosechadas a niveles más altos que las especies con una tasa más baja de reproducción. El reclutamiento de nuevos individuos podría incrementarse si los factores de mortalidad fueran controlados durante el intervalo desde el nacimiento hasta los estados adulto y subadulto. Para muchas especies de la fauna silvestre esto podría alcanzarse sobre una base anual. Sin embargo, la alta productividad no necesariamente se correlaciona con una alta cosecha de biomasa en pie de una especie (Eisenberg et al. 1979). Por ejemplo, aunque el capibara tiene un tamaño de camada grande, comparado con el añuje y la paca, la tasa de crecimiento individual del capibara es más baja que la de los añujes y las pacas (Kleiman et al. 1979).

Nuestros resultados coinciden con lo expresado por Leopold (1933). Nosotros mostramos que las especies con tasas más bajas de r_{max} , con individuos de vidas y tiempos de generación más largos, son más susceptibles a la extinción que las especies con tasas más altas de r_{max} , con individuos de vidas y tiempos de generación más cortos. La influencia de la longevidad y el tiempo de generación sobre la probabilidad de extinción en mamíferos de la Amazonía puede ser mejor comprendida considerando la relación con el reclutamiento. La remoción de individuos con vidas y tiempos de generación largos podría tener un mayor impacto en el reclutamiento de sus poblaciones que la remoción de individuos que tienen vidas y tiempos de generación más cortos.

Los resultados de este estudio tienen importantes implicaciones para el manejo, porque clarifican los esfuerzos dirigidos a la conservación y deberían tomarse en cuenta cuando se intenta compatibilizar la conservación y el uso de las especies de fauna silvestre. La caza de mamíferos en la Amazonía puede ser examinada a través de la categorización de las especies, usando las correlaciones descritas anteriormente. Los programas de manejo, entonces, deberían tener estas categorizaciones en consideración para evitar la extinción local. Las especies de la fauna silvestre categorizadas como las menos susceptibles a la sobrecaza debido a sus altas tasas de r_{max} , con individuos de vidas y tiempos de generación cortos, incluyen especies tales como el pecarí labiado, el pecarí de collar, los venados y los roedores grandes. Las especies de la fauna silvestre categorizadas como las más susceptibles a la sobrecaza debido sus bajas tasas de r_{max} , con individuos de vidas y tiempos de generación largos, incluyen especies como el tapir, los primates y los carnívoros. En resumen, los pecaríes labiados y los pecaríes de collar no son tan susceptibles a la sobrecaza como algunas otras especies de la fauna silvestre de la Amazonía (Peres 1996). Esto coincide con la noción de que los pecaríes pueden ser cazados sustentablemente si se los maneja en forma apropiada.

El Modelo de Estructura de Edad

Las distribuciones de edad de las poblaciones del pecarí labiado y el pecarí de collar fueron comparadas entre las áreas de estudio del Yavarí-Mirí, Tahuayo/Blanco y Maipuco. Los cálculos de las distribuciones de edad se realizaron a partir de las muestras de caza, empleando estimaciones de desgaste dentario. Las muestras fueron

divididas en tres categorías de edad (categoría 1= clase 1+2; categoría 2= clase 3, y categoría 3= clase 4). Ambas especies de pecaríes tuvieron un estimado de 3 años por categoría de edad, esto incluye a los individuos más viejos con longevidad superior a los 9 años (Nowak y Paradiso 1983, SOWLS 1984). La poca visibilidad en estos bosques densos no permite a los cazadores seleccionar a los individuos cazados, por lo tanto parecen cosechar animales al azar con respecto a la edad.

Algunas especies susceptibles a la caza en la Amazonía mostraron diferencias en la distribución de edad, mientras otras especies con poca susceptibilidad a la sobrecaza no mostraron diferencias en la distribución de edades. Por ejemplo, la distribución de edad del pecarí labiado y del pecarí de collar fueron similares entre las áreas con caza menor del Yavarí-Mirí y caza persistente del Tahuayo/Blanco (pecarí labiado, chi-cuadrado de Pearson= 0.38, $df=2$, $p= 0.825$; pecarí de collar, chi-cuadrado de Pearson= 5.78, $df=2$, $p= 0.056$)(Figura 7.5). Igualmente, la distribución de edad del pecarí labiado no difirió entre las áreas de Maipuco, Yavarí-Mirí y Tahuayo/Blanco (n.s)(Tabla 7.1).

En contraste, la distribución de edad de las poblaciones de tapir en la Amazonía difirió entre el Yavarí-Mirí y el Tahuayo/Blanco (chi-cuadrado de Pearson= 7.47, $df=2$, $p=0.024$)(Bodmer et al. 1994b). La población de tapir en el Yavarí-Mirí tuvo proporciones mayores de individuos adultos que en el Tahuayo. Las poblaciones de tapir fueron más susceptibles a la caza actual que las de los pecaríes, como se mostró previamente con el modelo de susceptibilidad.

Implicaciones del Modelo de Estructura de Edad

Mientras la caza claramente reduce la abundancia de algunos mamíferos amazónicos, también parece afectar la distribución de edad de ciertas poblaciones. La caza practicada por los habitantes amazónicos es no-selectiva para muchos mamíferos e incrementa la mortalidad de todas las edades. El incremento de la mortalidad en todas las clases de edad no debería cambiar la distribución de edad de una población (Caughley 1977). Sin embargo, el tapir en el Tahuayo/Blanco muestra un decrecimiento proporcional en la categoría de adultos comparado con el Yavarí-Mirí, mientras que los pecaríes mantienen una distribución de edad más similar entre estas áreas.

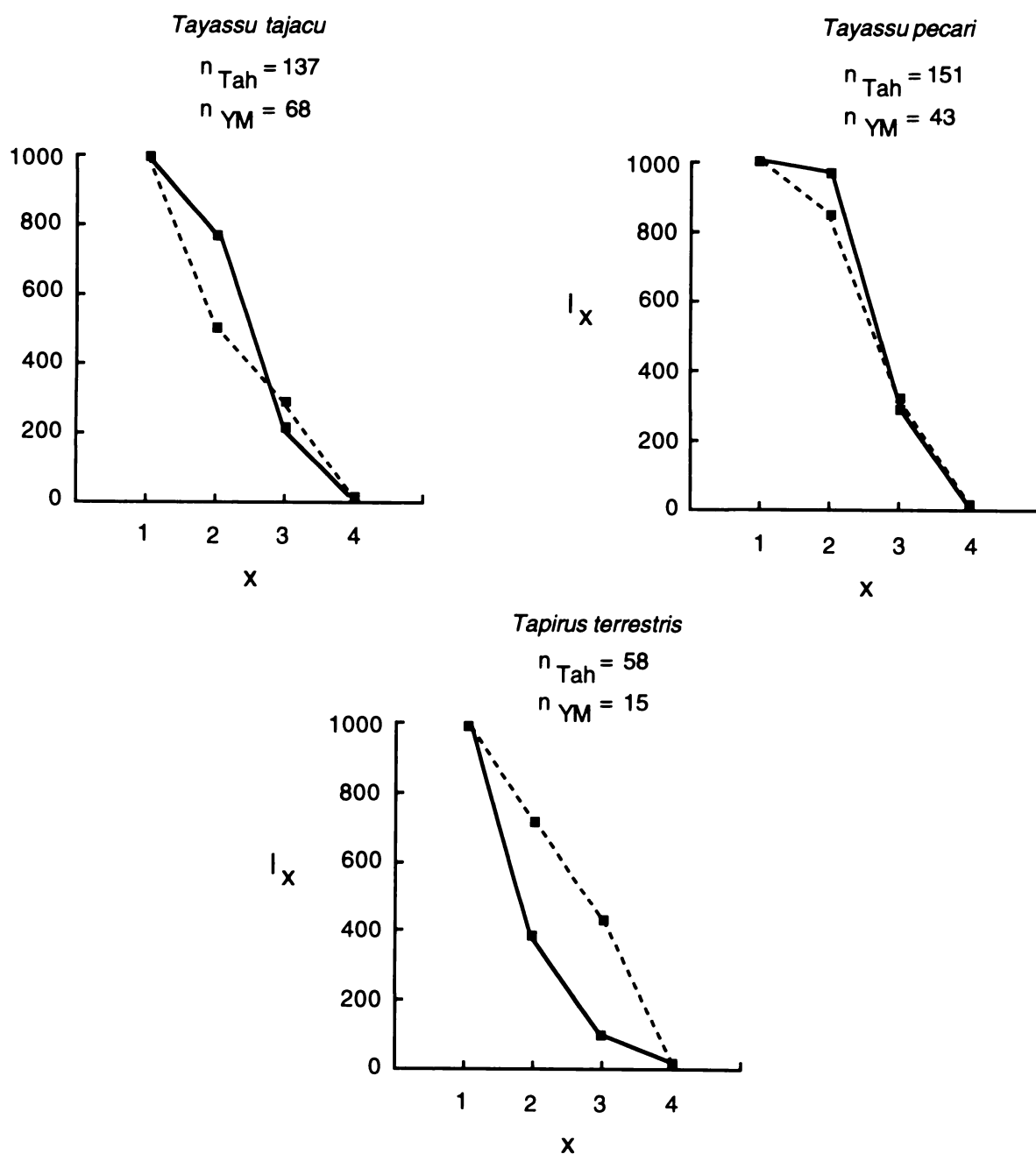


Figura 7.5 Curvas de distribución de edad de pecarí de collar, pecarí labiado y tapir (*Tapirus terrestris*) del Tahuayo/Blanco (líneas sólidas) y Yavari Miri (líneas rotas). x representa las categorías de edad estimados del desgaste dentario, n_{Tah} el tamaño de muestra para el Tahuayo y n_{YM} el tamaño de muestra para el Yavari Miri. La supervivencia está dado como I_x , el cual representa el número de individuos que sobreviven a la edad x de un cohorte de I_0 , está corregido, así que $I_0=1000$.

Tabla 7.1 Datos de edad de pecaríes labiados colectados en Maipuco, Nueva Esperanza y San Antonio como parte del Proyecto Pacaya-Samiria; y los sitios de estudio Tahuayo/Blanco y Yavarí Mirí en la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo. l_x está corregido, así que $l_0=1000$.

Poblaciones	Clases de edad		
	1+2	3	4
Pacaya-Samiria (N=51)	22 1000	21 954	8 363
Tahuayo (N=151) l_x	67 1000	64 950	20 300
Yavarí-Mirí (N=43) l_x	20 1000	17 820	6 310

Es difícil interpretar los cambios en la distribución de edades de las poblaciones cazadas al azar (Shaw 1985). Una posible explicación para la discrepancia en la distribución de edades entre los pecaríes y el tapir podrían ser los efectos denso-dependientes sobre la fecundidad, que son comunes en las especies de ungulados (Clutton-Brock et al. 1982). Los pecaríes probablemente tienen una proporción menor de su producción removida por los cazadores, debido a su alta tasa reproductiva, medidas como r_{max} . Así, los cambios en la densidad entre las áreas de menor presión de caza y de persistente presión de caza podrían no ser lo suficientemente grandes para producir los efectos denso-dependientes sobre la fecundidad. En contraste, los cazadores probablemente obtienen una mayor proporción de la producción del tapir, debido a que el tapir tiene una tasa reproductiva comparativamente baja. Esto podría haber causado la diferencia en las densidades del tapir entre los lugares con caza menos intensa y caza persistente. Estas diferencias en las densidades podrían ser suficientemente grandes para producir cambios denso-dependientes sobre la fecundidad. Mientras el tapir adulto en el Tahuayo existe en números poblacionales menores que en el Yavarí-Mirí, estos podrían haber incrementado su fecundidad, lo que ha alterado la distribución de edad de la población.

Otra explicación para la diferencia entre el tapir y los pecaríes podría ser la precaución de los tapires más viejos, que los hace más difíciles de cazar en las áreas con caza persistente. En contraste, estos efectos de precaución no ocurrirían en los pecaríes. Otra posible explicación de las diferencias en la distribución de edad del tapir entre el Yavarí-Mirí y el Tahuayo/Blanco po-

drían ser debido las diferencias en la mortalidad de infantes por depredadores naturales. La abundancia de los depredadores naturales félicos en el área con caza menor es probablemente mayor que en el área con cacería persistente (Jorgenson y Redford 1993). La depredación natural en muchas poblaciones de mamíferos no cazados resulta en una alta tasa de mortalidad de animales jóvenes y viejos y una baja mortalidad de adultos (Caughley 1966). En contraste, en las poblaciones cazadas la tasa de mortalidad es mayor en la población adulta. Así, en el área con caza menor los depredadores naturales están probablemente incrementando la mortalidad de los individuos jóvenes, lo que resultaría en una distribución de edad con mayor proporción de adultos.

El Modelo de Cosecha

Hasta ahora vimos que el modelo de susceptibilidad y el modelo de estructura de edad sugieren que los pecaríes no están sobrecazados en las áreas de estudio. Sin embargo, los dos modelos previos no nos informan sobre las relaciones entre la caza y las poblaciones de pecaríes en las áreas de estudio. Por consiguiente, hemos desarrollado un modelo de cosecha que compara la cosecha y la producción de los pecaríes. Este modelo nos da una mejor idea de si las cosechas son sustentables.

El modelo de cosecha evalúa el impacto de la caza comparando la cosecha con la producción. El modelo usa una estimación de la producción que es derivada de la productividad reproductiva y la densidad poblacional. La productividad reproductiva es determinada con los datos de la actividad reproductiva de las hembras y usa infor-

mación sobre la productividad bruta y el número de gestaciones por año. Estos datos son luego usados para calcular la productividad reproductiva anual (número promedio de crías/hembra/año). La densidad de los animales es luego dividida por 2 y multiplicada por la productividad reproductiva para tener una estimación de la producción medida en individuos producidos/km² por año. Los datos de cosecha y de las áreas de caza nos dan una estimación de la presión de caza (individuos cazados/km²).

El impacto de la caza en las diferentes especies es determinado comparando caza con producción, por el cálculo de la proporción de producción que es cosechada (Bodmer 1994). La proporción de producción que puede ser cosechada sustentablemente es 60% para especies de vida muy corta, 40% para especies de vida corta, y 20% para especies de vida larga (Robinson y Redford 1991). Los pecaríes son considerados como especies de vida corta, de este modo el 40% de su producción puede ser cosechada sustentablemente.

Un ejemplo ilustra el modelo de cosecha (Tabla 7.2). El examen de la condición reproductiva de los pecaríes de collar hembra cazadas reveló que la productividad bruta en el sitio de estudio del Tahuayo/Blanco es 0.76 (ver capítulo 5). El pecarí de collar tiene un promedio de 2.0 gestaciones por año. Esto rinde una producción anual de 1.52 crías/año por cada hembra. Esta producción es multiplicada por la 1/2 de la densidad de los pecaríes de collar, puesto que asumimos que la 1/2 de la población de pecaríes de collar en el área de estudio del Tahuayo/Blanco son hembras. Esto rinde una producción anual de 1.06 crías/año por km². Los cazadores cosecharon 0.33 pecaríes de collar por cada km² durante un año en el Tahuayo/Blanco. De esta manera, los cazadores obtuvieron alrededor del 31% de la producción total de pecaríes de collar en el área de estudio del Tahuayo/Blanco, lo que está por debajo del 40% máximo para una especie de vida corta. Por consiguiente, la cosecha actual de los pecaríes de collar en esta área de estudio parece ser sustentable.

Un modelo de cosecha fue aplicado a los pecaríes en las cuatro áreas de estudio (dos en bosques de altura y dos en bosques inundables). El modelo de cosecha mostró que la producción de pecaríes labiados y pecaríes de collar compensa la caza extraída y parece ser sustentable en los bosques de altura y los bosques inundables con menos caza (Tabla 7.3).

Los resultados del modelo de cosecha coinciden con el modelo de susceptibilidad y el modelo de estructura de edades, puesto que la cosecha de pecaríes parece ser sustentable en los cuatro sitios. El modelo de cosecha es útil para evaluar la sustentabilidad de la cosecha porque usa información sobre la producción y la cosecha en el campo. Sin embargo, el modelo no toma en consideración los efectos denso-dependientes de la producción.

El conocimiento de las relaciones denso-dependientes es necesario para determinar los niveles de producción que pueden ser cosechados a diferentes tamaños de la población. Puesto que el modelo de cosecha no usa denso-dependencia, es necesario también aplicar un modelo de reclutamiento del stock para ver si la cosecha de pecaríes es sustentable.

Modelo de Reclutamiento del Stock

La caza sustentable de las poblaciones de pecaríes depende de las relaciones entre la tasa de reclutamiento y el tamaño de la población. Puesto que los pecaríes son considerados como especies de estrategia K, se asume que tienen un reclutamiento denso-dependiente. Esto quiere decir que los pecaríes tendrían tasas de reclutamiento altos en poblaciones de densidad baja y que la tasa de reclutamiento decrecería cuando se incrementa la densidad. Estos efectos denso-dependientes estarían causados principalmente por la competencia intraespecífica por alimento (McCullough 1987). Por lo tanto, uno puede asumir la existencia de poblaciones de pecaríes que tienen una base poblacional pequeña con tasas de reclutamiento altas, poblaciones intermedias con tasas de reclutamiento intermedias o poblaciones grandes de pecaríes con tasas de reclutamiento bajo, cero o negativo. Cuando la tasa de reclutamiento es alta, pero la población es pequeña, hay un escaso incremento de la población debido a que hay pocos individuos en la población. Por otro lado, cuando la tasa de reclutamiento es baja, pero la población es grande, hay también un incremento relativamente pequeño de la población, debido a que la población está siendo reclutada lentamente. El caso intermedio frecuentemente resulta en el mayor crecimiento poblacional, debido a que existen tasas intermedias de reclutamiento y tamaños de población intermedios. Aquí usamos el modelo de reclutamiento del stock para analizar cual de estas perspectivas es mejor para el uso sustentable de los pecaríes en el largo plazo.

El modelo de reclutamiento del stock predice los niveles sustentables de caza para los diferentes tamaños poblacionales de un tiempo t a un tiempo $t+1$ (en el caso de las poblaciones de pecaríes el tiempo t está en años). La mayor base poblacional está en el nivel de capacidad de carga (K) y la menor en la extinción local (0) (Figura 7.6). La línea de 45 grados representa que no hay cambio en la población del tiempo t al tiempo $t+1$, mientras la parábola superior a la línea de 45 grados representa el incremento de la población del tiempo t a $t+1$; esta parábola es llamada curva de reclutamiento (Figura 7.6). Además, la distancia de la línea de 45 grados a la curva de reclutamiento representa el incremento de la población de pecaríes de un año a otro.

Tabla 7.2 Un ejemplo del modelo de cosecha usado por los pecaríes en las áreas de estudio del Tahuayo/Blanco y Yavarí Mirí.

Tahuayo/Blanco	T. tajacu	T. pecari
Productividad bruta	0.76	0.57
Número de gestaciones por año		
o de cosecha 1/2 de la densidad	0.7 ± 0.15	3.3 ± 1.45
Producción densidad	0.7 ± 0.23	3.10 ± 1.36
Presión de caza		
10 densidad	0.7por	
% de la producción		
que es cosechada	$31\% \pm 10\%$	$11\% \pm 8\%$
Yavarí Mirí	T. tajacu	T. pecari
Productividad bruta	1.02	0.51
Número de gestaciones por año	1.88	1.69
o de cosecha 1/2 de la densidad	0.8 ± 0.25	6.5 ± 2.9
Producción densidad	0.8 ± 0.48	5.60 ± 2.5
Presión de caza		
% de la producción		
que es cosechada	$8\% \pm 4\%$	$4\% \pm 2\%$

Tabla 7.3 Porcentaje de la producción obtenida por los cazadores en los sitios de bosque inundable con caza poco intensa (Samiria) y caza persistente (Maipuco) y el sitio de bosque de altura con caza poco intensa (Yavarí Mirí) y caza persistente (Tahuayo/Blanco). La proporción de producción que puede ser cosechada sustentablemente es de 40% para los pecaríes (Robinson y Redford 1991).

Especies Nombres comunes	% de producción cosechada por los cazadores			
	Samiria	Maipuco	Yavarí Mirí	Tahuayo/ Blanco
Pecarí labiado	6+3	26+26	4+2	11+8
Pecarí de collar	10+3	8+8	8+4	31+10

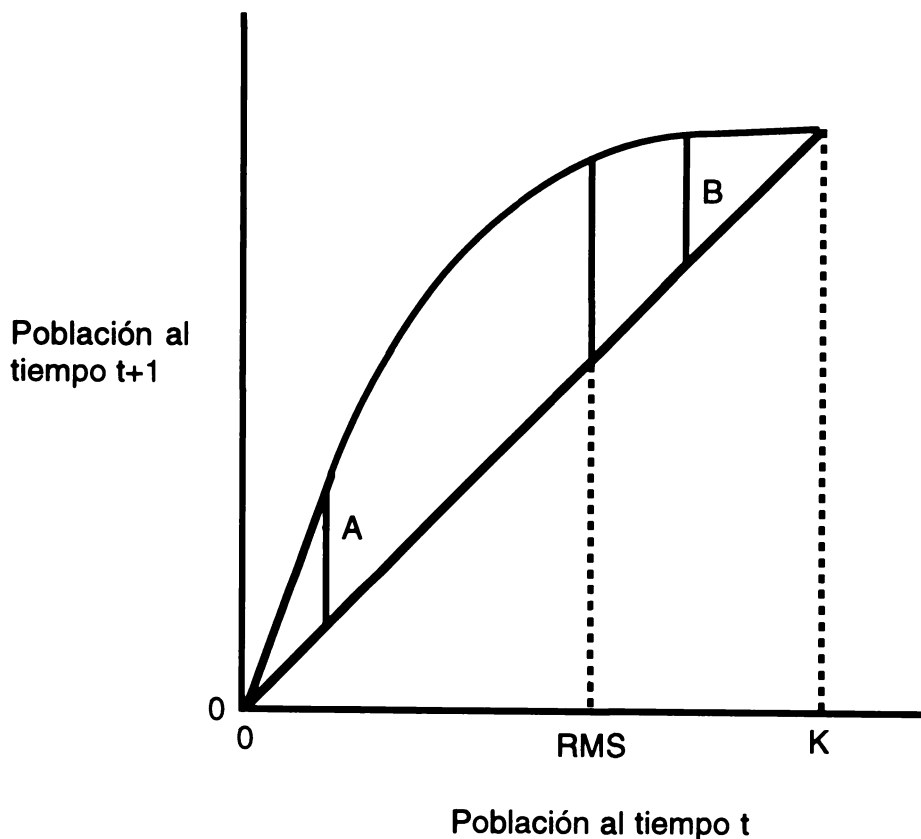


Figura 7.6 Representación del modelo reclutamiento de stock. K es la capacidad de carga y RMS es el rendimiento máximo sostenido. Las líneas A y B son el mismo rendimiento sostenido, pero a diferentes tamaños de la base de la población.

Un rendimiento sustentable cosecharía un número de pecaríes igual que la diferencia entre la curva de reclutamiento y la línea de 45º con el fin de llevar la población de vuelta al punto inicial sobre la línea de 45 grados.

Por ejemplo, en la figura 7.6 la línea A representa el incremento de una población de pecarí cuando la base poblacional es pequeña y la tasa de reclutamiento es alta, en este caso hipotético de 50 individuos por año. Un rendimiento sustentable cosecharía 50 individuos durante el año para traer la población de vuelta a la línea de 45 grados. En la misma Figura B la línea también representa el incremento de la población de pecarí. En este caso la base poblacional es grande, pero la tasa de reclutamiento es baja. Además el rendimiento sustentable de 50 es similar a la línea A, pero por razones opuestas. Solamente hay una línea donde la población se incre-

menta al máximo, que es clasificada en la figura como RMS. Una cosecha sostenida en esta línea es llamada Rendimiento Sostenido Máximo (RSM).

La cosecha de pecaríes al RSM es una estrategia de manejo riesgosa y debería ser evitada. Si uno trata de manejar una población de pecaríes al RSM y comete un pequeño error cazando en exceso, esta pequeña sobrecaza llevaría a un decrecimiento de la población el año siguiente. Si esta pequeña sobrecaza no ha sido advertida y la población es cazada en las mismas cantidades, el efecto de la sobrecaza sería entonces más dramático, lo que llevaría rápidamente a la extinción local de las poblaciones de pecaríes.

Igualmente, la cosecha de pecaríes con una base poblacional pequeña (a la izquierda de RMS) es una estrategia de manejo riesgosa y debería ser evitada. Si uno trata de manejar una población de pecarí con una base poblacional

pequeña y comete un pequeño error en la caza sustentable, esta pequeña sobrecaza resultaría en un decrecimiento de la base poblacional al año siguiente. De nuevo, si esta sobrecaza no ha sido advertida y la población de nuevo es cazada en las mismas cantidades, el efecto de la sobrecaza sería aún más dramático, lo que llevaría rápidamente a la extinción local de las poblaciones de pecaríes.

La cosecha de pecaríes con base poblacional grande (a la derecha de RSM) es una estrategia de manejo segura y debería ser implementada. Si uno maneja una población de pecaríes con una base poblacional grande y comete un pequeño error sobre la caza sustentable, esta ligera sobrecaza resultaría en un decrecimiento de la base poblacional el año siguiente. Pero, si esta sobrecaza no fue notada y la población fue de nuevo cosechada al año siguiente en las mismas cantidades, la población se estabilizaría en este nuevo nivel de cosecha sostenida y no decrecería posteriormente.

Análisis de un Modelo de Reclutamiento del Stock para Pecaríes

El modelo de reclutamiento del stock fue usado para evaluar la cosecha de pecaríes en el área de estudio de altura de la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo y en el área inundable de la Reserva Nacional Pacaya-Samiria, para determinar si la cosecha actual siguió una estrategia de manejo seguro o con riesgo. El conocimiento de la capacidad de carga de las poblaciones de pecaríes en este hábitat es importante para el modelo de reclutamiento del stock. Estimamos la capacidad de carga (K) del pecarí labiado y el pecarí de collar asumiendo que K fue similar que las densidades de pecaríes en las áreas con caza poco intensa/sin caza del Yavarí-Mirí, en los bosques de altura y similar que las densidades de pecaríes en las áreas con caza poco intensa/sin-caza del Samiria, en los bosques inundables. Esto dio una estimación de K para el pecarí de collar de 1.6 individuos/km² en los bosques de altura y 1.8 individuos/km² en los bosques inundables y un estimado de K para el pecarí labiado de 6.6 indivi-

duos/km² en los bosques de altura y 5.2 individuos/km² en los bosques inundables (Tabla 7.4). Asumimos que la línea RSM para el pecarí de collar y el pecarí labiado está en 60% de su capacidad de carga. Elegimos 60% porque los estudios empíricos de la caza de mamíferos grandes generalmente tienen sus RSM en este nivel de K.

Las densidades del pecarí de collar y el pecarí labiado en las áreas del Tahuayo/Blanco y Maipuco fueron luego comparadas con los estimados de K y RSM. En los bosques de altura del Tahuayo/Blanco las densidades del pecarí de collar fueron de 87% de K, que es la zona segura del modelo de reclutamiento del stock (Figura 7.7a). Por consiguiente, la cosecha actual de 0.33 pecaríes de collar/km² por año en el Tahuayo/Blanco es sustentable tanto para el modelo de caza como para el modelo de reclutamiento del stock. Esta presión de caza puede ser mantenida en los bosques de altura con caza persistente.

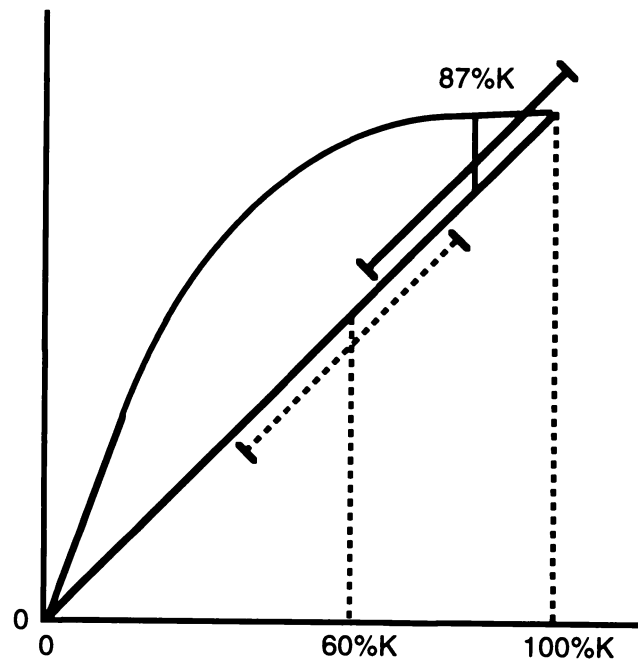
En los bosques inundables de Maipuco la densidad del pecarí de collar fue de 22% de K (Figura 7.8a). Esto no está en la zona segura del modelo de reclutamiento del stock. Mientras que el modelo de cosecha predice que la caza actual del pecarí de collar es sustentable en el área de Maipuco, el modelo de reclutamiento del stock sugiere que la caza del pecarí de collar debería bajar ligeramente para dejar que la población aumente hacia el lado seguro de K. Por consiguiente, recomendamos que la caza del pecarí de collar sea reducida a 0.05 pecarí de collar/km² por año en los bosques inundables con caza persistente.

En los bosques de altura del Tahuayo/Blanco e inundable de Maipuco las densidades del pecarí labiado fueron de 50% y 29% respectivamente (Figuras 7.7b y 7.8b). Estas densidades no están en la zona segura del modelo de reclutamiento del stock. Mientras que el modelo de cosecha predice que la caza actual del pecarí labiado es sustentable en las áreas del Tahuayo/Blanco y Maipuco, el modelo de reclutamiento del stock predice que la caza de pecarí labiado debería bajar, para dejar que la población aumente hacia el lado seguro de K. Por consiguiente, recomendamos que la caza del pecarí labiado sea reducida a 0.20 y 0.10 pecaríes/km² por año en los bosques de altura e inundables con caza persistente, respectivamente.

Tabla 7.4 Estimaciones de densidad de pecaríes en los sitios de estudio del Samiria, Maipuco, Yavarí Mirí y Tahuayo/Blanco. Las densidades en el Samiria y Yavarí Mirí fueron usadas para estimar la capacidad de carga en los bosques inundables y de altura, respectivamente.

Especies	Densidad (Ind/km ²)			
	Samiria	Maipuco	Yavarí Mirí	Tahuayo/Blanco
Pecarí labiado	5.2±1.7	>1.5±1.5	13.1±5.8	6.6±2.9
Pecarí de collar	1.8±0.4	0.4±0.4	1.6±0.5	1.4±0.3

a. Pecarí de collar



b. Pecarí labiado

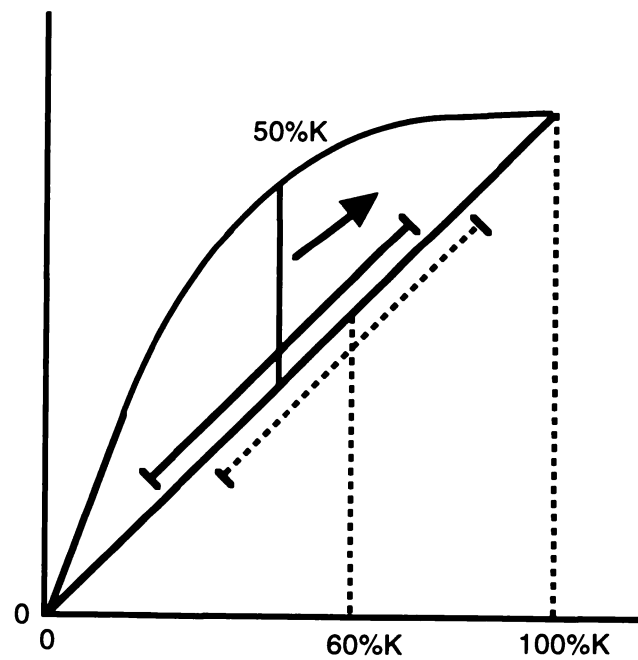


Figura 7.7 Resultados del modelo reclutamiento de stock para el sitio de estudio del Tahuayo/Blanco. La flecha significa que la base poblacional debería estar incrementado a más de 60% K.

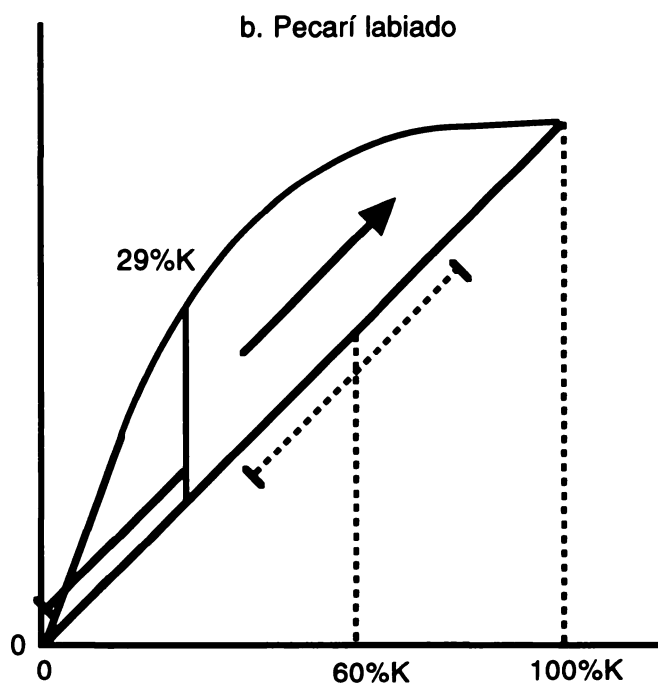
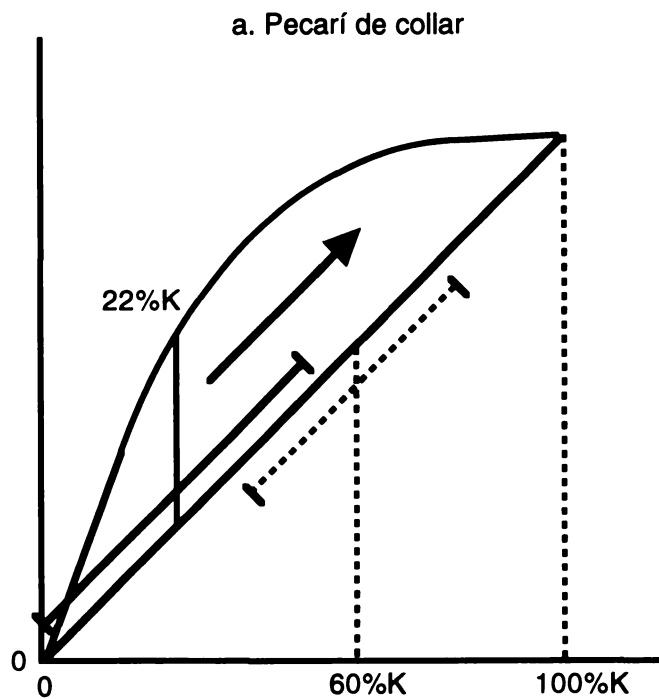


Figura 7.8 Resultados del modelo reclutamiento de stock para el sitio de estudio de Maipuco. Las flechas significan que la base poblacional debería estar incrementado a más de 60% K.

El Enfoque del Ecosistema para el Manejo de Pecaríes

Los modelos anteriormente usados para analizar la sustentabilidad de la cosecha de pecaríes en el noreste del Perú han sido desarrollados a partir de modelos basados en el concepto del balance de la naturaleza y han sido específicos para esas especies. Estos modelos son indicadores útiles del uso sustentable de los pecaríes en Loreto, pero no incorpora la complejidad de los ecosistemas amazónicos o las fluctuaciones naturales de la poblaciones de pecaríes. El concepto de ecosistema debe ser incorporado a estos modelos. El mejor modo de hacerlo es darse cuenta de que estos modelos son indicadores y sus resultados numéricos no representan valores precisos, sino más bien tendencias generales.

Un ejemplo claro de ello ocurre con las poblaciones de pecaríes labiados en la RCTT. Por ejemplo, las poblaciones de pecaríes labiados han sido sometidas a grandes cambios en la RCTT durante los últimos 10 años y las cosechas fluctuaron con los cambios en las poblaciones de pecaríes. Ningún pecarí labiado fue avistado durante los censos de 1986, mientras que más de 245 pecaríes labiados fueron avistados ($N=4$ grupos) durante los censos de 1994 (Figura 7.9). La cosecha de pecaríes labiados entre los años 1986 y 1995 coincidió con este cambio poblacional y tuvo un incremento constante de alrededor de 13 individuos cosechados/100 km² en 1986 a más de 50 individuos cosechados/100 km² en 1995 (Figura 7.10). Es interesante notar que la proporción de la producción de pecaríes labiados cosechados en realidad decreció en este mismo período. En 1991 se estimó que los cazadores realizaron una extracción del 38% de la producción de los pecaríes (Bodmer 1994), mientras que en 1994, los cazadores realizaron una extracción de solamente el 17% de la producción de pecaríes labiados (Gottdenker 1996) y de 11% en 1996.

En contraste, las poblaciones de pecarí de collar en la RCTT no mostraron ningún cambio significativo entre 1986 y 1994 (Figura 7.11). La cosecha de pecaríes de collar entre 1986 y 1995 tampoco cambió de manera significativa (Figura 7.12). La proporción de la producción de pecaríes de collar cosechados también mostró pocos cambios a través de los años. En 1991 se estimó que los cazadores realizaron una extracción del 15% de la producción de pecarí de collar (Bodmer 1994), mientras que en 1994, se estimó que los cazadores extrajeron el 14% de la producción de pecarí de collar (Gottdenker 1996) y 31% en 1996.

Modelo de Fuente-Sumidero

Una manera promisorio de incorporar el concepto de ecosistema al manejo de pecaríes es tener fuentes de poblaciones no cazadas que puedan rellenar las áreas cazadas (o áreas sumideros). La gran ventaja de la estrategia fuente-sumidero es que permite fluctuaciones de los ecosistemas que no pueden ser predecidas por los modelos de uso sustentable. Ambas áreas de estudio en la RCTT y la RNPS hay zonas que no son usadas por los cazadores. Estas áreas (de fuente) permiten a los pecaríes moverse hacia las áreas de caza persistente (sumidero).

La RCTT, por ejemplo, está dividida en dos áreas de aproximadamente igual tamaño. En el área de uso de subsistencia los cazadores cosechan las poblaciones de pecaríes en mayor o menor intensidad. La otra mitad de la RCTT está designada como una área de protección absoluta y allí no ocurre la caza. Esta área además podría actuar como una fuente potencial para las poblaciones de pecaríes. Una situación similar ocurre en la RNPS. La zonificación de la reserva está también establecida en un escenario fuente-sumidero. La gente que vive en la zona de amortiguamiento puede cazar en las zonas designadas, pero en las áreas centrales de la reserva, la población local no practica la caza. Si por alguna razón imprevista las poblaciones de pecaríes se vieran afectadas en las zonas de caza de la reserva, tales como una epidemia transmitida por cerdos domésticos, entonces la población focal sería vitalmente importante para rellenar las áreas con caza, luego del colapso poblacional.

La estrategia de manejo fuente-sumidero podría ser usada en asociación con los modelos de sustentabilidad para manejar las poblaciones de pecaríes. Los modelos de sustentabilidad deberían ser usados dentro de las zonas de caza para manejar las poblaciones de los pecaríes cazados. En contraste, la estrategia fuente-sumidero debe ser usada para reservar las zonas sin caza, con el fin de conservar las poblaciones de pecaríes frente a las fluctuaciones del ecosistema.

Conclusión

Es importante determinar la sustentabilidad de la caza de pecaríes, porque si éstos son sobrecazados en la Amazonía habría un efecto negativo en la población local y en las especies de animales. Usamos diferentes modelos para evaluar la sustentabilidad de la cosecha de pecaríes en el noreste del Perú. En los bosques inundables, ambas especies de pecaríes son más susceptibles a

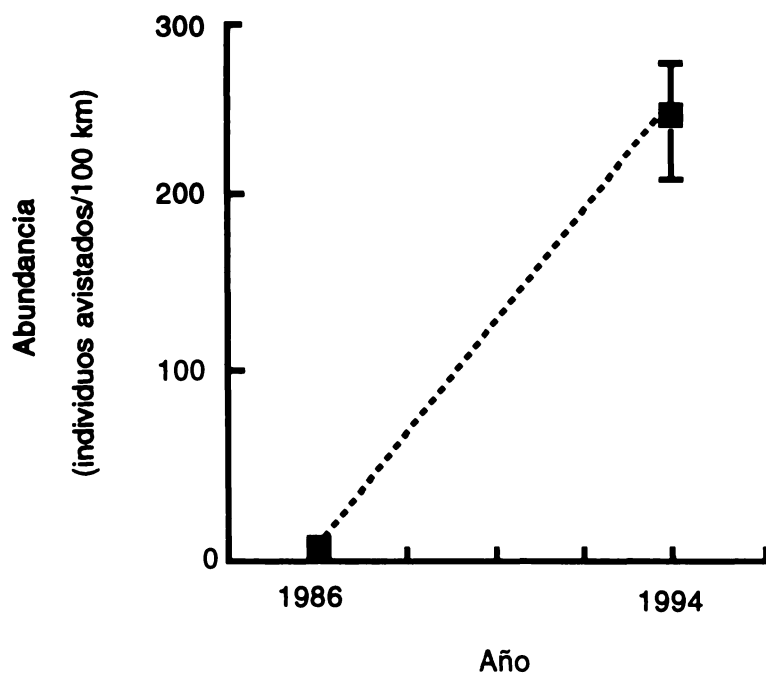


Figura 7.9 Cambios en la abundancia de pecarí labiado en el sitio del Tahuayo/Blanco entre 1986 y 1994.

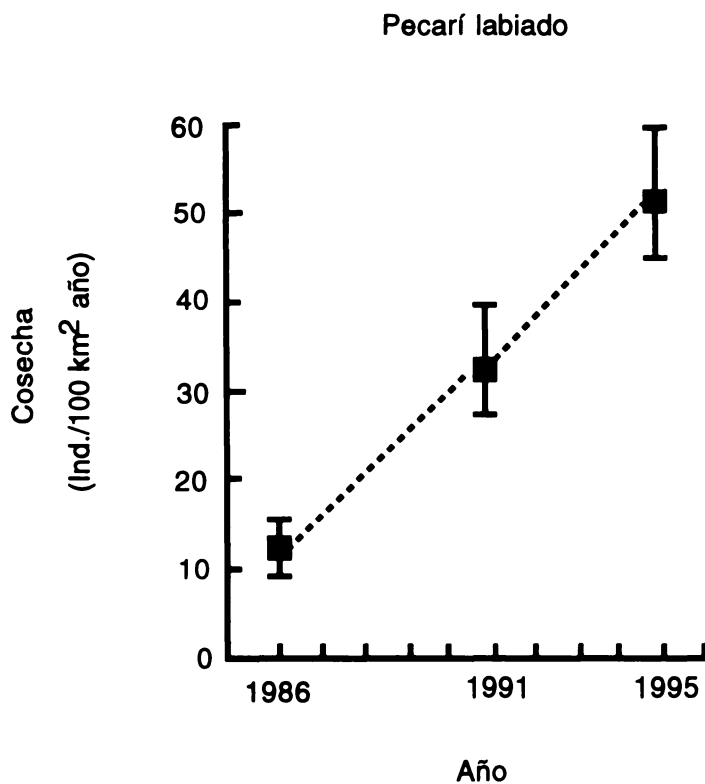


Figura 7.10 Cambios en la cosecha de pecarí labiado en el sitio del Tahuayo/Blanco entre 1986 y 1995.

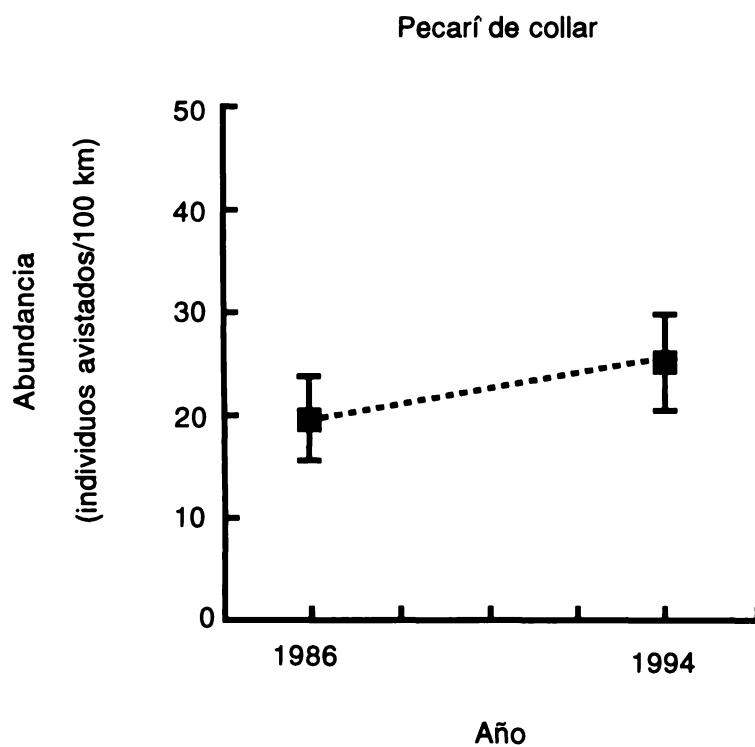


Figura 7.11 Cambios en la abundancia de pecarí de collar entre 1986 y 1994 el sitio de estudio del Tahuayo/Blanco.

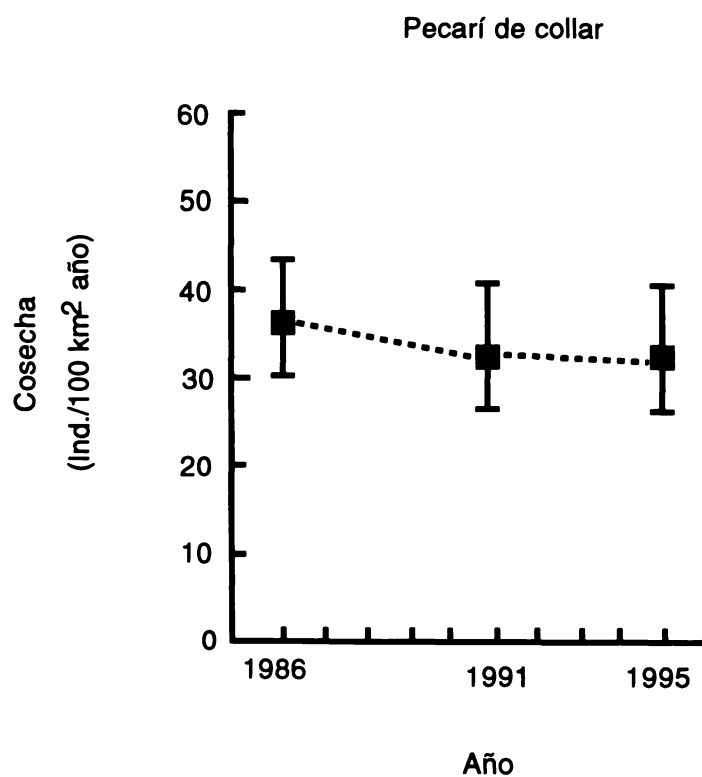


Figura 7.12 Cambios en la cosecha de pecarí de collar entre 1986 y 1995.

la sobrecaza. El modelo de reclutamiento del stock predice que la caza del pecarí labiado debería disminuir en los bosques altos con caza persistente, y que la caza de ambos pecaríes debería disminuir en los bosques inundables con caza persistente. La estrategia de manejo fuente-sumidero debería ser usada para conservar los pecaríes en un contexto regional del ecosistema. Los

modelos de sustentabilidad deberían ser usados dentro de las zonas de caza para manejar las poblaciones de pecaríes cazados; en cambio, la estrategia fuente-sumidero debería ser usada para separar las zonas sin caza. Los resultados de este capítulo son usados para evaluar las cuotas actuales de caza de los pecaríes en el noreste del Perú.

Capítulo 8: Análisis de las cuotas de pecaríes en el noreste del Perú

Introducción

La política actual de caza de pecaríes en el Perú es una combinación de las leyes de caza y de un sistema de cuota de pieles. Las cuotas para las pieles de pecaríes han sido determinadas a partir de la información disponible en el momento en que estas cuotas fueron realizadas. No ha habido una evaluación de las cuotas de pieles de pecaríes en el noreste del Perú. La información y el análisis de los casos de estudio de este libro son la base para un análisis más detallado y amplio de las cuotas de pieles de pecaríes.

El análisis de las cuotas está basado en la suposición de que el método multi-disciplinario reportado en este libro es representativo de los bosques de altura e inundables del noreste peruano. La información colectada en los estudios multi-disciplinarios es extrapolada a todo Loreto, e incluye información sobre los tipos de hábitat, demografía, usos de la tierra, presión de caza y niveles sustentables de caza de pecaríes. Gran parte de la información demográfica y de uso de la tierra usada en este análisis provienen del censo nacional de 1993 (INEI 1995).

Leyes Peruanas para el Manejo de la Fauna Silvestre

Para comprender el sistema de cuota actualmente usado, es necesario examinar la política de manejo de los pecaríes en un contexto histórico. La primera ley de manejo legislada por el Ministerio de Agricultura del Perú para la Amazonía baja estableció estaciones de caza. Esta legislación se estableció para frenar la caza excesiva de los animales que quedaban atrapados en las islas inundables durante la época de creciente, y por posibles picos estacionales de cría. Además, la restricción estacional de caza también intentó limitar la caza en los bloques de bosques aislados que podían ser alcanzados durante la creciente debido a las facilidades en la navegación. Este intento de manejo de la fauna silvestre tu-

vo poco éxito, debido a las dificultades para hacer cumplir la ley en las áreas rurales.

Debido a la caza excesiva durante el período de caza profesional de pieles, el Ministerio de Agricultura del Perú promulgó en 1973 una ley nacional que prohibía la caza profesional de pieles en la Amazonía peruana. Esta legislación permitió el uso de cierto número de especies de la fauna silvestre para subsistencia de los pobladores rurales (Tabla 8.1). Las pieles obtenidas de estas especies podían ser comercializadas si la piel provenía de un animal sacrificado para "subsistencia". Los pecaríes labiados y los pecaríes de collar fueron incluidos en esta lista de subsistencia y pueden ser legalmente cazados en el Perú por los cazadores de subsistencia.

La ley que prohibía la caza profesional de pieles aparentemente tuvo éxito. El comercio de pieles de venados y pecaríes fue legalizado después de 1973 si éstas procedían de los cazadores de subsistencia. De este modo, el volumen del comercio de pieles de venados y pecaríes puede ser usado para evaluar la efectividad de la ley de caza profesional. La ley de manejo de 1973 disminuyó significativamente el comercio de pieles de pecaríes y venados, de un promedio de 211,099 pieles/año antes de la ley a 88,186 pieles/año después de su promulgación. Esto refleja una reducción real en la presión de caza y sugiere una implementación exitosa de las leyes que regulan la caza profesional de pieles. La ley de manejo de 1973 fue aparentemente más exitosa que las restricciones estacionales de pieles, porque su ejecución estuvo a un nivel de operaciones comerciales legales en los grandes centros urbanos y no en las áreas rurales aisladas. Los comercios registrados tenían una variedad de productos de importación y exportación y apoyaron la legislación de pieles para mantener un estado legal.

En 1976 el Ministerio de Agricultura notó un incremento en la venta de carne de monte en los mercados de Iquitos. Para frenar la caza profesional para carne de monte, el Ministerio de Agricultura decretó su tercera ley de manejo en 1979, que restringía la venta de carne a las ciudades que tuvieran menos de 3000 habitantes.

Tabla 8.1 Especies silvestres cuya caza de subsistencia está permitida por los habitantes rurales en la Amazonía bajo las leyes peruanas.

Nombres latinos	Nombres comunes
Mamíferos	
Tayassu pecari	pecarí labiado
Tayassu tajacu	pecarí de collar
Mazama americana	venado rojo
Mazama gouazoubira	venado gris
Tapirus terrestris	tapir
Hydrochaeris hydrochaeris	ronsoco
Agouti paca	majaz
Dinomys branickii	pacarana
Dasyprocta fuliginosa	aasyp
Myoprocta pratti	punchana
Dasyopus novemcinctus	carachupa
Aves	
Mitu spp.	paujil
Nothocrax spp.	montete
Penelope spp.	pucacunga
Ortalis spp.	manjaraco
Crypturellus spp.	perdiz
Columba spp.	paloma
Collumbigallina spp.	paloma
Reptiles	
Geochelona spp.	motelo

Además, solamente los animales considerados como fuente de subsistencia podrían ser comercializados por su carne. Mientras la ley de caza profesional de carne de monte aparentemente frenó la caza, su implementación estuvo cargada de dificultades. Las autoridades de manejo no pudieron controlar en forma efectiva a los pequeños vendedores de carne ilegales en los mercados de la ciudad. La demanda de carne de monte en las poblaciones urbanas agudizó al problema de control de la venta de carne.

La venta de pieles de pecarí es legal si las pieles proceden de los cazadores de subsistencia y si la exportación de las pieles está dentro de las cuotas establecidas. En Loreto, las cuotas son establecidas cada año para la exportación de pieles de pecarí de collar y pecarí labiado. Esas cuotas son establecidas para cada una de las siete agencias agrarias, las cuales incluyen Iquitos, Requena, Contamana, San Lorenzo, Yurimaguas, Nauta y Caballo Cocha. Los exportadores de pieles de pecaríes pueden obtener una guía de transporte para embarcar las

pieles y llevarlas fuera de Loreto. Esta guía de transporte es autorizada por el INRENA (Instituto Nacional de Recursos Naturales), en concordancia con las cuotas y los tributos de derecho de exportación. Un permiso adicional del CITES debe ser obtenido en la oficina central del INRENA para exportar pieles fuera del Perú. Las pieles de los pecaríes solamente pueden ser exportadas del Perú si han pasado por el proceso de curtido azulmojado.

El Análisis de Cuota

El análisis de cuota de este capítulo está basado en una combinación de variables, que incluye el tipo de hábitat, demografía, uso de la tierra, presión de caza y niveles sustentables de la caza de pecaríes. Los hábitats en el noreste peruano fueron clasificados en este libro como bosques inundables y bosques de altura. Los resultados de este libro muestran que los pecaríes de collar y

los pecaríes labiados habitan bosques inundables y de altura y que son diferencialmente susceptibles a la sobrecaza en estos dos tipos de hábitat. Por consiguiente, las cuotas de pecaríes en Loreto deben tener en consideración el tipo de hábitat.

Existen áreas en el noreste del Perú que no son hábitats apropiados para los pecaríes porque 1) la densidad de la población humana es demasiado alta, como es el caso de las áreas urbanas y sus alrededores y 2) el uso intensivo de la tierra, como es el caso de las áreas agrícolas. El análisis de cuotas de pecaríes debe tomar esas áreas en consideración excluyéndola del área adecuada para los pecaríes.

Dentro de las áreas apropiadas para pecaríes, la cacería actual de estas especies en el noreste peruano puede ser ampliamente dividida en tres categorías: 1) áreas con caza persistente, 2) áreas con menor caza y 3) áreas fuente sin ninguna cacería. Estas prácticas de caza actual también deben ser incorporadas en un análisis de cuotas de pecaríes para reflejar la realidad socio-económica de la caza de pecaríes.

Los Cálculos

Loreto cubre un área de 368,851 km². De esta área, lo siguiente es hábitat inapropiado para los pecaríes: 5,400 km² son cultivos en limpio, 6,700 km² son cultivos permanentes, 22,290 km² son pastos y 9,327 km² están densamente poblados por los centros urbanos y sus alrededores (INEI 1995). Así, un total de 43,717 km² de Loreto es hábitat inapropiado para los pecaríes, lo cual deja 325,134 km² de hábitat apropiado.

En Loreto hay aproximadamente 70,000 km² de bosque inundable apropiado para pecaríes. Esto deja 255,134 km² de bosque de altura apropiado para pecaríes.

Las áreas de Loreto con diferente presión de caza fueron calculadas usando información de los estudios multi-disciplinarios. Las áreas con caza persistente tuvieron densidades humanas mayores que 1.5 habitantes/km², mientras que las áreas con caza poco intensa o sin-caza tuvieron densidades humanas menores que 1.5

habitantes/km². Por consiguiente, las áreas de Loreto que tienen más de 1.5 habitantes/km² son consideradas como áreas con caza persistente.

Usando datos del INEI (1995) calculamos que el 85,248 km² de Loreto tiene una densidad humana mayor que 1.5 habitantes/km². Luego sustrajimos de este valor los 43,717 km² de hábitat inapropiado, puesto que todo el hábitat inapropiado está presumiblemente en las áreas con poblaciones humanas de alta densidad. Esto arroja un total de 41,531 km² de Loreto como hábitat apropiado para los pecaríes, donde la gente caza de una manera persistente. El área restante de 283,603 km² es hábitat adecuado para pecaríes donde la gente caza infrecuentemente o no caza en absoluto.

A continuación calculamos el área donde la gente no caza pecaríes (áreas fuente), de nuevo usando el método multi-disciplinario de este libro. En las áreas del Yavarí-Mirí donde la gente caza infrecuentemente o no caza en absoluto, estimamos que cerca de la mitad del área no es usada para la cacería y la mitad restante tiene caza poco intensa. Por consiguiente, de los 283,603 km² de hábitat usado para caza infrecuente o sin-caza, la mitad o 141,801 km² se estimó en caza poco intensa y 141,801 km² no debería ser área de caza, sino utilizadas como área fuente.

Las proporciones de las áreas con caza persistente, caza poco intensa, y sin-caza de Loreto son: 12% para la actividad de caza persistente, 44% para la caza infrecuente y 44% sin-caza. Para los tipos de hábitats en los bosques de altura, esto arroja 112,258 km² usados para caza infrecuente, 112,258 km² sin-caza y 30,616 km² para caza persistente. Para los tipos de hábitat en los bosques inundables, esto resulta en 30,800 km² usados para caza infrecuente, 30,800 km² sin-caza y 8,400 km² para caza persistente (Tabla 8.2).

Para determinar los niveles de uso sustentable de pecaríes usamos información de los modelos presentados en los capítulos previos. Obtuvimos la siguiente estimación anual de uso sustentable de pecaríes en los bosques de altura:

1) la presión de caza de pecaríes de collar en áreas con caza poco intensa es de 0.13 individuos cazados/km²,

Tabla 8.2 Extensión de hábitat adecuado para pecaríes en áreas de caza persistente, caza poco intensa y sin-caza en los bosques inundables y bosques de altura de Loreto, en km².

Tipo de bosque	Caza persistente	Caza poco intensa	Sin-caza	Total
Bosques de altura	30,616	112,258	112,258	255,134
Bosques inundables	8,400	30,800	30,800	70,000

2) la caza sustentable de pecaríes de collar en áreas con caza persistente es de 0.33 individuos/km², 3) la presión de caza de pecaríes labiados en áreas con caza poco intensa es de 0.20 individuos, 4) la caza sustentable de pecaríes labiados en áreas con caza persistente es de 0.20 individuos/km², y 5) la cacería de ambas especies de pecaríes es cero en áreas fuente sin cacería.

Puesto que los pecaríes son más susceptibles a la caza en los bosques inundables, usamos diferentes estimados anuales en este hábitat: 1) la presión de caza de pecaríes de collar en áreas con caza poco intensa es de 0.03 individuos/km², 2) la caza sustentable de pecaríes en áreas con caza persistente es de 0.05 individuos cazados/km², 3) la presión de caza de pecaríes labiados en áreas con caza poco intensa es de 0.10 individuos cazados/km², 4) la caza sustentable de pecaríes labiados en áreas con caza persistente es de 0.10 individuos cazados/km², y 5) la caza sustentable de ambas especies es cero en áreas fuente sin cacería.

La cuota sustentable anual estimada para la cacería de pecaríes de collar en áreas de altura es de 24,696 individuos y la cuota sustentable anual estimada para los pecaríes labiados en las áreas de altura de Loreto es 28,574 individuos. La cuota sustentable anual estimada

para los pecaríes de collar en las áreas bajas de Loreto es 1,344 y la cuota sustentable anual estimada para los pecaríes labiados en las áreas bajas de Loreto es 3,920 (Tabla 8.3).

Así, la cuota anual sustentable estimada para los pecaríes de collar en Loreto es 26,040 y para los pecaríes labiados es 32,494.

Comparaciones entre las Cuotas Estimadas, las Cuotas Actuales y la Exportación de Pielés

Entre 1992 y 1995 la exportación anual de pieles de pecaríes de collar en Loreto ha variado de 14,675 a 31,577 con un promedio anual de 20,865. Entre esos mismos años la exportación anual de pieles de pecaríes labiados en Loreto varió de 7,360 a 15,125 con un promedio de 12,014. En consecuencia, la exportación actual de pieles de pecaríes de collar es cercana al estimado de la cuota anual sustentable mientras que la exportación de pieles de pecaríes labiados es menor que la cuota sustentable. En particular, durante 1993 la exportación de pieles de pecaríes de collar excedió marcadamente la cuota sustentable anual estimada (Tabla 8.4).

Table 8.3a Estimados de caza anual sustentable para ambos pecaríes en los bosques de altura de Loreto.

Especies	Caza persistente	Caza poco intensa	Total
Pecarí de collar	0.33 ind./km ² 10,103 ind.	0.13 ind./km ² 14,593 ind.	24,696
Pecarí labiado	0.20 ind./km ² 6,123 ind.	0.20 ind./km ² 22,451 ind.	28,574

Tabla 8.3b Estimados de caza anual sustentable para ambos pecaríes en los bosques inundables de Loreto.

Especies	Caza persistente	Caza poco intensa	Total
Pecarí de collar	0.05 ind./km ² 420 ind.	0.03 ind./km ² 924 ind.	1,344
Pecarí labiado	0.10 ind./km ² 840 ind.	0.10 ind./km ² 3,080 ind.	3,920

Tabla 8.4 Pieles de pecaríes exportadas desde Loreto durante los últimos cuatro años.

Años	Pecarí de collar	Pecarí labiado
1992	17,704	12,222
1993	31,577	15,125
1994	14,675	7,360
1995	19,505	13,351

En el pasado, la exportación de pieles de pecaríes fue considerablemente mayor que en la actualidad. Por ejemplo, los cazadores de pieles obtuvieron relativamente un buen ingreso por las pieles de pecaríes en las décadas del 50 y 60 y principios del 70; las pieles de pecaríes exportadas de la Amazonía peruana excedieron a 200,000 pieles/año (Grimwood 1969). Este nivel de caza excedió tremendamente la actual cuota anual sustentable de 59,762 para ambas especies combinadas. Por consiguiente, este nivel de caza probablemente causó una declinación en las poblaciones de pecaríes de Loreto y puede explicar por qué había tan pocos pecaríes labiados en la RCTT en 1980. Debido a que el comercio de pieles se ha vuelto cada vez menos lucrativo para los cazadores y las exportaciones más estrictamente controladas, los niveles actuales se han reducido a alrededor de 50,000 pieles/año (Bodmer et al. 1988). Esos niveles están dentro de la actual cuota anual sustentable estimada.

La cuota para la exportación de pieles de pecaríes de Loreto para 1996 fue 25,000 pieles para los pecaríes de collar y 15,000 pieles para los pecaríes labiados. Estas cuotas están dentro del estimado de cuota anual susten-

table. De nuevo, similar a la exportación real, la cuota para los pecaríes de collar es mucho más cercana al estimado sustentable que para los pecaríes labiados. Esta diferencia se debe al más alto precio pagado por pieles de pecaríes de collar que por pieles de pecaríes labiados, debido a su gran demanda en Europa. El cuero de pecarí de collar es más suave y más flexible que el cuero de pecarí labiado y tiene un precio más alto en el mercado.

Conclusión

Usando la información sobre los tipos de hábitat, demografía, usos de la tierra, presión de caza y niveles sustentables de cacería de pecaríes, estimamos que la cuota sustentable anual en Loreto para los pecaríes de collar es 26,040 individuos y para los pecaríes labiados es 32,494 individuos. La exportación actual y las cuotas durante los últimos cuatro años generalmente han estado cerca de estos estimados. Recomendamos que las cuotas de exportación anual de pieles de pecaríes en Loreto no excedan estos límites.

Capítulo 9: Recomendaciones para el manejo

Introducción

Este libro muestra la importancia del manejo de pecaríes en el noreste del Perú como una estrategia para la conservación y el uso sustentable de un recurso económicamente importante. El manejo de la fauna silvestre requiere tiempo y dinero. Sin embargo, los fondos para este manejo son a menudo limitados. Por estas razones, las estrategias de manejo de fauna silvestre deben ser desarrolladas de una manera efectiva, pero al mismo tiempo deben ser factiblemente ejecutadas dentro de las limitaciones financieras de las autoridades de gobierno encargadas del manejo.

El manejo de la fauna silvestre en la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo es una estrategia de manejo alternativa que coincide con la realidad del noreste del Perú, por lo que recomendamos su implementación en la región de Loreto. Este manejo de fauna silvestre involucra una combinación de estrategias comunal y de co-manejo. El aspecto comunal de este sistema de manejo se logró porque las comunidades tienen la responsabilidad de implementar el manejo de fauna silvestre. El aspecto co-manejo de este sistema involucra a los protagonistas, que incluyen 1) las comunidades locales, 2) los organismos gubernamentales, 3) el personal de extensión de las organizaciones no gubernamentales (ONGs), y 4) los investigadores. Los trabajadores de extensión de fauna silvestre enlazan las regulaciones gubernamentales y los resultados de las investigaciones de fauna silvestre con los programas comunales. El co-manejo comunal es una estrategia de manejo de fauna silvestre factible en el noreste del Perú, porque puede permitir conservar las poblaciones animales y porque contempla la realidad socio-económica de la región.

Conservación Comunal

La conservación comunal enfoca la conservación de las especies y los ecosistemas con el papel fundamental que juegan las comunidades rurales en el manejo y uso de áreas silvestres (Little 1994). Las comunidades loca-

les que viven alrededor de los estuarios costeros, en bosques tropicales, sabanas y zonas montañosas han empezado a adquirir responsabilidades para conservar y manejar los recursos naturales en sus vecindades (Maltby et al. 1992, Bodmer 1994, Poffenberger 1994, Wells 1994). La conservación comunal se originó cuando la población rural y los habitantes de las cercanías de la vasta zona silvestre de los trópicos tomaron especial interés en el bienestar y producción de su medio ambiente (Western y Wright 1994).

El manejo de fauna silvestre no puede funcionar sin la participación de los cazadores en los procesos de regulación. Por ello, las regulaciones deberían tener sentido para la mayoría de los cazadores para que el sistema de manejo tenga éxito. Sin embargo, usualmente se necesita algo más que una base de iniciativa comunitaria, para lograr un manejo de fauna silvestre en los términos de conservación (Rettig et al. 1989). No sería realista asumir que los cazadores puedan manejar la fauna silvestre por sí solos en el complejo sistema político, económico y natural de los bosques tropicales. De esta manera, el manejo comunal probablemente funcione mejor si es co-manejado con las autoridades gubernamentales, ONGs e investigadores (Pinkerton 1989). El co-manejo refuerza las razones técnicas con las acciones, la legalidad del sistema y las sanciones sociales que impone contra los que violan la ley (Rettig et al. 1989).

Aquí analizamos el co-manejo comunal en el noreste del Perú, teniendo como ejemplo a la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo (RCTT). En primer lugar, revisamos la estructura del co-manejo comunal en la RCTT. En segundo lugar, examinamos a través de estudios longitudinales, la cacería y las poblaciones de mamíferos de caza para ver si este manejo está funcionando para conservar las poblaciones de pecaríes.

Observaciones del Co-Manejo Comunal

El manejo de fauna silvestre en la RCTT involucra una combinación de estrategias comunales y de co-manejo. El aspecto comunal de este sistema de manejo está

asegurado porque las comunidades tienen responsabilidades para implementar el manejo de fauna silvestre. Las decisiones y enmiendas sobre el uso y manejo de recursos son por votación de los miembros de la comunidad. Esto se realiza de una manera democrática durante las reuniones comunitarias.

El aspecto co-manejo de este sistema de manejo involucra a todos los protagonistas, los cuales incluyen: 1) las comunidades locales, 2) los organismos gubernamentales, 3) el personal de extensión de las ONGs y 4) los investigadores. Los funcionarios del gobierno, los funcionarios de extensión y los investigadores no están usualmente presentes durante la votación de la comunidad sobre asuntos de manejo y uso de recursos; sin embargo, las decisiones están influenciadas por los programas del gobierno, las actividades de extensión y los resultados de investigación. Los trabajadores de extensión de fauna silvestre enlazan las regulaciones gubernamentales y los resultados de las investigaciones de fauna silvestre con la comunidad. Estos trabajadores son los responsables de comunicar los hallazgos técnicos de las investigaciones a las comunidades, con la participación de los propios investigadores que a menudo se involucran en estas actividades de extensión.

El co-manejo comunal en la RCTT ha dado como resultado el desarrollo y el establecimiento de prácticas de manejo. Por ejemplo, las comunidades restringen el

acceso a las áreas de caza, el cual es permitido únicamente a las personas que viven en los caseríos cercanos. A los cazadores profesionales de los centros urbanos, como Iquitos, no se les permite la entrada a las áreas de caza. Estas comunidades han establecido su propio registro de caza y han elegido a sus inspectores de caza, quienes son los responsables de notificar el número de animales cazados por cada familia. Además, las comunidades han experimentado con un sistema de impuesto de caza, un sistema de cuota y un programa de caza dirigido hacia los animales machos (Bodmer 1994).

El co-manejo comunal depende de la adquisición y comunicación de la información. Por ejemplo, la población local implementa un manejo que afecta a las poblaciones de animales de caza. El impacto del manejo puede ser únicamente determinado a través de las investigaciones sobre las especies de caza. Los estudios biológicos sobre las poblaciones cazadas produce información sobre el impacto de la cacería y la efectividad del manejo. Los resultados de los estudios biológicos son entonces presentados a la población local a través de las actividades de extensión. En realidad, la retroalimentación que vincula a las poblaciones silvestres con la población local, solamente puede ser completa si contiene un componente de investigación y un componente de extensión (Figura 9.1). Por lo tanto, la investigación y la extensión enlazan la realidad de las poblaciones silvestres con el manejo comunal.

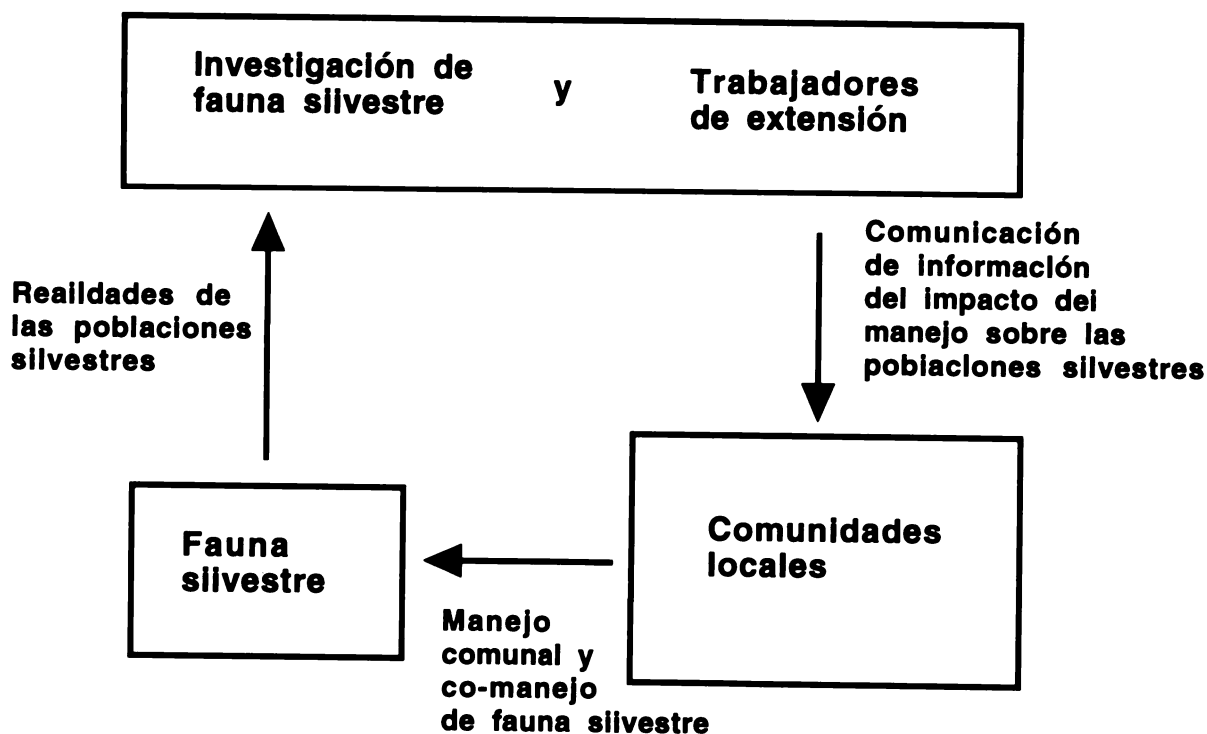


Figura 9.1 Esquema del co-manejo comunal de fauna silvestre.

Las investigaciones sobre animales silvestres y extensión en la RCTT usan métodos participativos que involucran a los pobladores locales e incorporan el manejo comunal. La investigación participatoria sobre fauna silvestre conducida en la RCTT depende de crear interés en el manejo de la fauna silvestre comunal, permitiendo los trabajos de investigación con la participación de los cazadores en evaluaciones del impacto de la caza. Por ejemplo, uno de estos métodos utiliza los cráneos de los animales que los cazadores sacrificaron. Mediante la colecta de los cráneos, los cazadores y sus miembros familiares vienen siendo involucrados en la colección de datos.

Este método participativo ayuda a los investigadores, los trabajadores de extensión y los cazadores a encontrar un terreno común para discutir asuntos de la fauna silvestre. Estas discusiones comunmente se refieren a los cráneos de animales. Cuando un investigador o trabajador de extensión habla sobre el sexo, edad y especie de un cráneo de animal con los cazadores, ellos también discuten con mucho interés asuntos sobre manejo comunal de la fauna silvestre o asuntos más técnicos como el registro de caza. Esto hace posible la obtención de opiniones de los cazadores sobre asuntos como los sistemas de vigilancia y cacería por personas ajenas a la comunidad. Esta técnica participativa fue crucial para saber qué pensaban los cazadores sobre el manejo de fauna silvestre comunal, y para que ellos aprendieran sobre los registros de caza en la RCTT.

Análisis del Co-manejo Comunal

El co-manejo de fauna silvestre está funcionando en la RCTT porque existe un centro de energía: un grupo central dedicado que aplica presión constante para hacer avanzar el proceso. Este centro de energía es el componente de investigación-extensión de fauna silvestre, que incluye profesionales dedicados, quienes están en comunicación constante con las comunidades con respecto a los programas de manejo comunal.

Nosotros analizamos los eventos y acciones que llevaron al actual sistema de co-manejo de la RCTT, usando los criterios desarrollados por Pinkerton (1989). Hemos hallado las siguientes precondiciones aplicadas a las fases iniciales del co-manejo comunal en la RCTT:

1) El co-manejo de fauna silvestre en la RCTT se ha originado a partir de una crisis real o imaginaria sobre el agotamiento de la cacería. Las comunidades se dieron cuenta de la magnitud de degradación de los recursos naturales que ocurría en los bosques durante los años 80, y empezaron a tomar iniciativas comunitarias para proteger los recursos naturales. Estos recursos naturales

cumplían con los requerimientos económicos y las necesidades de subsistencia de los habitantes locales. Los recursos naturales estaban disminuyendo rápidamente en los años 70 y a principios de los 80. Las comunidades estaban particularmente descontentas con la cacería practicada por los madereros y comerciantes de Iquitos.

2) El co-manejo se desarrolló porque existió la oportunidad para el manejo experimental de fauna silvestre. Las comunidades estaban animadas a experimentar con el manejo comunal, porque el gobierno peruano recientemente había decretado la nueva categoría de área protegida de "Reservas Comunales", lo cual coincidió totalmente con los requerimientos de la comunidad y las aspiraciones de conservación del Ministerio de Agricultura Regional.

Hemos hallado los siguientes mecanismos y condiciones que se aplican al co-manejo de fauna silvestre en la RCTT:

1) El co-manejo funciona debido a los convenios legales, formales, y multianuales. La RCTT fue legalmente creada (Resolución Ejecutiva Regional No. 080-91-CR-GRA-P) el 19 de junio de 1991. Además del decreto, existen muchos acuerdos entre los trabajadores de extensión y las comunidades, los investigadores y las comunidades, los trabajadores de extensión y el gobierno, y los investigadores y el gobierno, concernientes al manejo comunal en la RCTT.

2) El co-manejo funciona porque se asume que se obtendrán beneficios económicos a largo plazo a través del manejo. Los resultados de un análisis financiero costo/beneficio indicaron que, en el corto plazo (0-5 años), habría costos económicos para los habitantes locales si se establecía un uso más sustentable de la fauna silvestre en la RCTT. Estos costos estuvieron estimados en alrededor del 25% del ingreso económico anual que sería generado si el sistema actual no sustentable se mantenía (Bodmer et al. 1996a). Sin embargo, en el largo plazo (6-30 años), los resultados sugieren que habría beneficios económicos para la población local si se establece un sistema más sustentable en la RCTT. Estos beneficios fueron estimados en alrededor de un 66% más que el ingreso anual, que sería generado si se continuaba con las prácticas no sustentables.

3) El co-manejo funciona porque establece un mecanismo para conservar la fauna silvestre de una manera compatible con el sistema cultural. Puesto que el manejo es la responsabilidad de las comunidades locales, ellas pueden establecer programas de manejo que se adecúan mejor con su sistema cultural.

4) El co-manejo funciona por el apoyo externo de las universidades, instituciones de investigación y ONGs de investigación, quienes suministran información técnica. Aunque los investigadores a veces difieren en sus enfoques sobre la RCTT, la mayoría de ellos están interesados en involucrar la participación local y desarrollar investigación que ayude a la población rural con el manejo comunal.

5) El co-manejo funciona porque el área no es muy grande. Como se mencionó previamente, la RCTT cubre un área de 322,500 ha, situada en los bosques que dividen el valle del Amazonas del valle del Yavarí. La RCTT está dividida en tres zonas de uso de la tierra. Estas incluyen 1) una zona de amortiguamiento de uso de subsistencia de aproximadamente 160,000 ha, 2) un área central completamente protegida de aproximadamente 160,000 ha, y 3) un área de poblaciones permanentes que no tiene delimitaciones definidas.

6) El co-manejo funciona porque el número de miembros de la comunidad no es grande y permite una comunicación efectiva. Hay 32 caseríos en las cuencas de los ríos Tahuayo, Tamshiyacu, Yarapa y alto Yavarí-Mirí, con una población de aproximadamente 6,000 habitantes.

7) El co-manejo funciona porque la comunidad ya tiene un sistema social cohesivo y porque la comunidad puede definir con efectividad sus delimitaciones y membresía. Las comunidades de ribereños de la RCTT están actualmente organizadas alrededor de unidades políticas, frecuentemente con un colegio primario y algún promotor de salud. Las normas para el uso y extracción de los recursos naturales son determinadas por consenso de los habitantes en cada comunidad. Estas normas no se refieren únicamente a las tierras del gobierno reconocidas como de uso comunal, sino también a los recursos de la zona de subsistencia de la RCTT.

8) El co-manejo funciona porque las decisiones técnicas están separadas de las decisiones sobre las cuotas. En la RCTT las decisiones técnicas están influenciadas por la información obtenida de los investigadores y suministrada a las comunidades por los trabajadores de extensión. En contraste, las decisiones sobre las cuotas son hechas por los miembros de la comunidad durante las reuniones comunales. Poco después de la creación de la RCTT, los investigadores estaban preocupados porque las ONGs y las agencias gubernamentales no estaban comunicando adecuadamente los resultados de la investigación a las comunidades locales. Por cierto, los investigadores percibieron que el manejo comunal requería información a partir de estudios objetivos para lograr

las metas para un uso más sustentable de los recursos, incluyendo el análisis socio-económico. Con una mejor comunicación las preocupaciones de los investigadores se está superando.

9) El co-manejo funciona porque existen oportunidades para resolver problemas de forma creativa (sin la presencia del gobierno). Como se mencionó antes, las comunidades han experimentado con diferentes alternativas de manejo, incluyendo el acceso restringido a los terrenos de caza, registros de caza, inspectores de caza, un sistema de impuestos de caza, un sistema de cuota y un programa de cacería dirigido a los animales machos.

Las acciones que se enumeran a continuación han sido desarrolladas como resultado del co-manejo comunal en la RCTT:

- 1) La cooperación entre individuos en la planificación del uso y conservación de la fauna silvestre.
- 2) El compromiso entre los cazadores locales de compartir los costos y beneficios de sus esfuerzos.
- 3) El incremento de motivación para negociar y compartir el acceso a los recursos.
- 4) La creación de una relación de negociación más equitativa entre los cazadores y otros usuarios.
- 5) La promoción de buena voluntad entre los protagonistas para compartir información que lleve a un entendimiento colectivo más completo del recurso.
- 6) La promoción de una mayor confianza entre los protagonistas y un gran sentido de control de parte de los cazadores, así como la motivación para reducir la sobrecaza.
- 7) La promoción de mejorar la habilidad para desarrollar e implementar regímenes de imposición que los cazadores perciban como propios.

Muchos de los cambios arriba mencionados fueron realizados en la RCTT por medio de reuniones y eventos relacionados con el tema. Los funcionarios del gobierno realizaron reuniones en los caseríos en toda el área entre 1988 y 1990, con científicos nacionales y extranjeros a menudo presentes. La importancia de los estudios socio-económicos, las investigaciones científicas y la creación futura de la RCTT, fueron los mayores tópicos de discusión. Mientras los estudios científicos e investigaciones socio-económicas fueron generalmente aceptados, las comunidades fueron cautelosas acerca del involucramiento del gobierno. Esta situación fue parcialmente resuelta con el desarrollo de una "Propuesta Técnica 1991" compilada por el Gobierno Regional de Loreto para la reserva, que requiere que las autoridades gubernamentales provean asistencia a las comunidades para sus sistemas de vigilancia local (Mo-ya et al. 1991).

Una vez que la RCTT fue creada se produjeron muchos debates acerca de quién tendría acceso a la reserva y cuánto se podría extraer. Por ejemplo, después de la creación de la reserva, los trabajos de extensión de ONGs involucraron al gobierno regional y a los habitantes locales, para asegurar que el número de usuarios de la RCTT no se incremente. La gente que vive en los caseríos cerca a la reserva vió a la RCTT como una manera segura de control, pero no estaba segura de la legalidad y su rol en la protección de la misma. Ellos querían una fuerte seguridad del gobierno, algo que ni los trabajadores de extensión de las ONGs pudieron conseguir.

Los trabajadores de extensión de la comunidad llevaron a cabo muchas reuniones formales e informales en los caseríos del alto Tahuayo, para discutir el concepto de la reserva y la extracción de recursos. Estos trabajadores fueron activamente animados con estos acuerdos y los vieron como una medida para hacer la reserva más atractiva, y así demostrar a las comunidades que ellos podían realmente tener la autoridad para manejar la extracción de recursos en el área mediante acuerdos razonables.

Las reuniones sobre la reserva son generalmente asambleas informales de pequeños grupos de personas. Además, los funcionarios gubernamentales del Departamento de Recursos Naturales, Agricultura y Pesquería visitan la zona una o dos veces al año. Estas visitas sirven para informar al gobierno sobre las necesidades y opiniones de la gente, y ayudan a clarificar la preocupación de la gente sobre el uso de los recursos.

El análisis de co-manejo presentado arriba muestra que el co-manejo comunal en la RCTT tiene mucha similitud con el exitoso sistema de co-manejo examinado por Pinkerton (1989). Las precondiciones para desarrollar el co-manejo de fauna silvestre en la RCTT, y los arreglos para su mantenimiento, son generalmente las mismas que las de las pesquerías en el norte del Perú, a pesar de la enorme diferencia entre las condiciones ambientales y la base de recursos. Asimismo, este sistema de co-manejo comunal es una alternativa factible para muchos de los habitantes en el noreste del Perú y debería ser continuada de una manera más general.

Impacto del Co-manejo Comunal

Estudios longitudinales fueron conducidos sobre la caza y poblaciones de mamíferos silvestres en la RCTT para evaluar el impacto del co-manejo comunal. El manejo de la fauna silvestre en la RCTT estableció programas que estuvieron influenciados por las investigaciones de fauna silvestre y actividades de extensión. Como

se mencionó previamente, estos programas desarrollaron prácticas de manejo que restringen el acceso a los terrenos de caza, estableciendo registros de caza, eligiendo inspectores de caza y experimentando con un sistema de impuestos de caza, un sistema de cuota y un programa de cacería dirigido a machos.

Las investigaciones jugaron un rol importante en determinar el avance de la extensión. Por medio de numerosos estudios sobre poblaciones animales que incluyeron análisis de densidad comparativa, análisis de estructura de edad, modelos de cacería y modelos de susceptibilidad, se clarificó que los primates y tapires fueron sobrecazados, y que los artiodáctilos y roedores grandes aparentemente no fueron sobrecazados (ver capítulo 7). La información dada por los trabajadores de extensión transmitió a las comunidades la necesidad de disminuir la cacería de primates y tapires y mantener los niveles actuales de los artiodáctilos y roedores grandes.

La caza fue evaluada en 1991 antes del establecimiento de los programas de manejo de fauna silvestre. La caza fue evaluada nuevamente en 1994 y 1995, cuatro años después de que se iniciaran los programas de manejo comunal de fauna silvestre. El impacto del manejo fue examinado comparando la cacería de artiodáctilos, roedores grandes, primates y tapires pre y post manejo. Las especies fueron puestas en estas categorías por su similitud en historia de vida, afiliación taxonómica y susceptibilidad a la sobrecaza (Bodmer et al. 1996b).

La caza de artiodáctilos mostró una ligera pero no significativa diferencia, entre 1991, 1994 y 1995, medida como el número de animales cazados/100 km² por año ($p=n.s$) (Figura 9.2). Similarmente, la caza de roedores grandes y tapires no mostró diferencias significativas entre 1991, 1994 y 1995 ($p=n.s$). Sin embargo, los cazadores extrajeron significativamente menos primates entre 1991 y 1994 y nuevamente entre 1994 y 1995 ($f\text{-ratio}=9.823$, $p=0.002$) (Figura 9.3).

Para examinar si la disminución en la caza de primates es consecuencia del agotamiento de las poblaciones de primates o de la disminución del esfuerzo de caza de primates, investigamos la abundancia de la caza de mamíferos en 1986 y 1994, y contamos los grupos pequeños avistados/100 km. El año 1986 corresponde a un censo de pre-manejo y 1994 a un censo de post-manejo. La abundancia de primates grandes no cambió significativamente entre 1986 y 1994 ($\chi^2=3.64$, $DF=4$, $p=0.4$). Igualmente, la abundancia de las poblaciones de artiodáctilos no cambió significativamente entre 1986 y 1994 ($p=n.s$) (Figura 9.4). El tamaño de la muestra para tapires y roedores grandes fue demasiado pequeño para el análisis. Por lo tanto, la disminución en la caza de primates entre 1991 y 1995 podría deberse al co-manejo comunal.

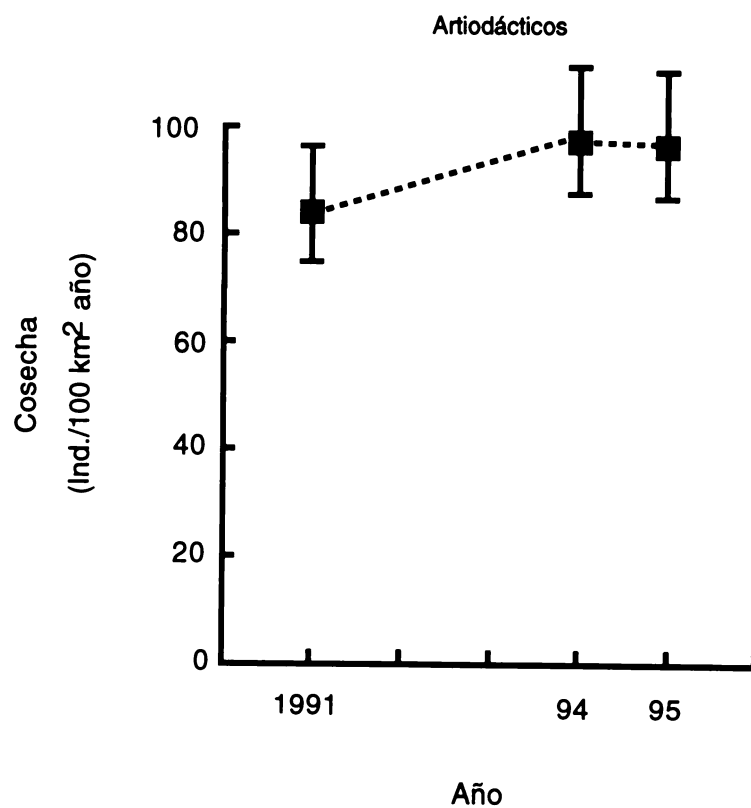


Figura 9.2 Cosecha de artiodáctilos en el sitio del tahuayo/Blanco entre 1991 y 1995

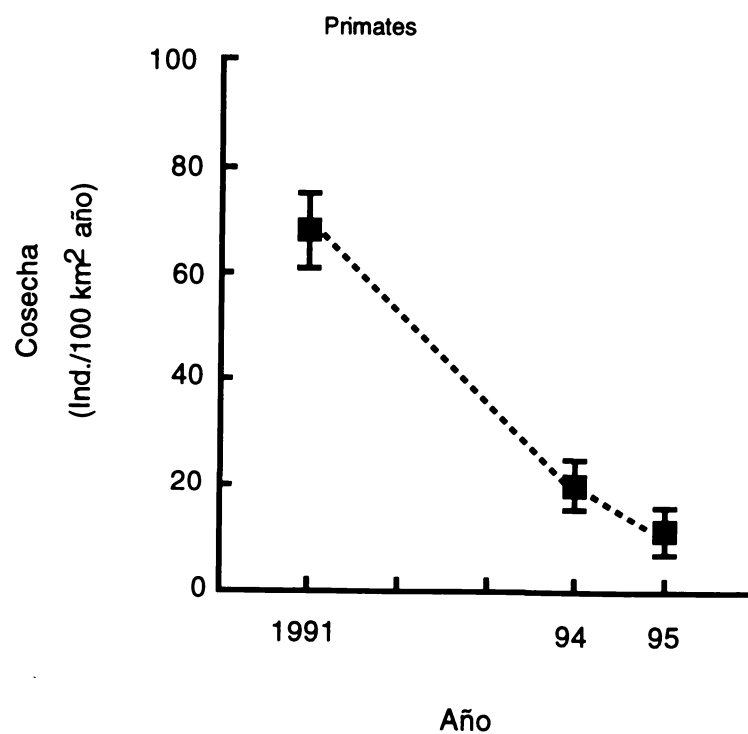


Figura 9.3 Cambios en la cosecha de primates en el sitio del Tahuayo/Blanco entre 1991 y 1995

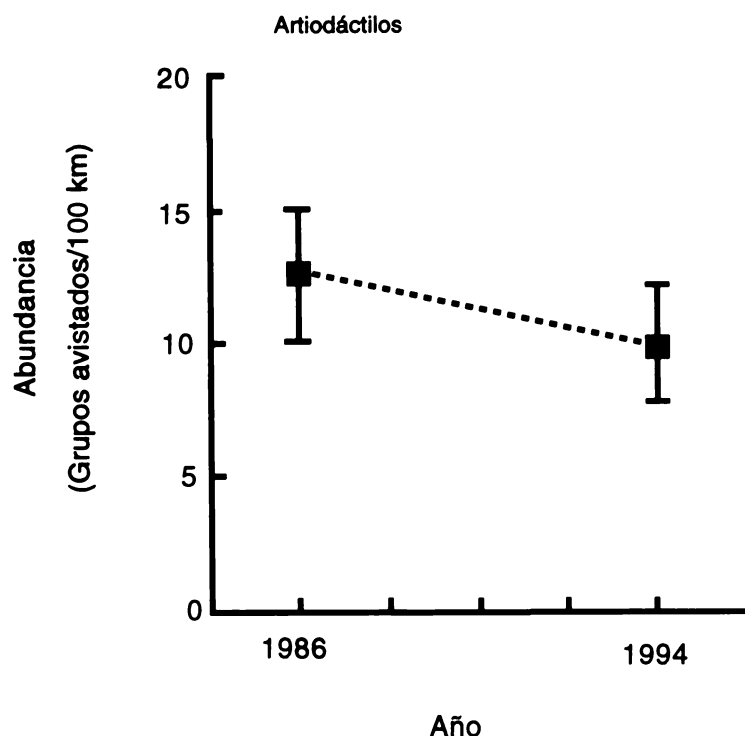


Figura 9.4 Abundancia de artiodáctilos en el sitio del Tahuayo/Blanco entre 1986 y 1994.

El Futuro del Co-manejo Comunal

Los esfuerzos comunales sólo conducirán a una exitosa conservación si las realidades socio-económicas de la población local funcionan dentro del contexto del requerimiento biológico de los ecosistemas. Recientemente se ha prestado mucha atención a las condiciones socio-económicas de la población local y sus necesidades de lograr una mejor calidad de vida, como un prerequisite para el desarrollo sustentable (Robinson 1993). No hay duda de que esto es de vital importancia, especialmente para aclarar la conservación del manejo comunal. De igual importancia es el reconocimiento de que debe incorporarse una mejor información sobre la biología de las especies y los ecosistemas a los esfuerzos de conservación comunal. La conservación comunal indudablemente fallará si los atributos biológicos no son tomados en cuenta adecuadamente (Robinson y Redford 1994).

Las comunidades rurales en todo el trópico han tomado iniciativas para empezar su propio manejo de recursos. Sin embargo, estas comunidades frecuentemente buscan asistencia sobre las dimensiones técnicas del

uso de recursos; por ejemplo, las comunidades a menudo quieren conocer el nivel sustentable de extracción del recurso (observación personal). Actualmente hay escasez de profesionales entrenados que puedan dar una respuesta adecuada a estas comunidades. Un error en el suministro de apoyo técnico sería trágico para la conservación comunal, porque desanimaría los esfuerzos de la población rural. Por el contrario, si la asistencia técnica es hecha adecuadamente, estas comunidades se verán animadas y podrán reforzar la conservación comunal.

Recientemente ha habido un rápido incremento en el número de comunidades que han tomado sus propias iniciativas para manejar y conservar sus hábitats y recursos (Western y Wright 1994). Desafortunadamente, muchas de estas iniciativas se distorsionaron cuando se puso en evidencia que hay conocimientos insuficientes sobre cómo se manejan muchos recursos naturales, dentro de la realidad socio-económica de la población local. Este es uno de los más grandes desafíos de la conservación hoy en día. Por cierto, los esfuerzos de conservación deberían contribuir a adiestrar rápido a los profesionales, quienes podrían dirigir el uso de los recursos y al mismo tiempo respetar las necesidades de los habitantes rurales.

El ejemplo de la RCTT es ilustrativo para el manejo potencial de la fauna silvestre en el noreste del Perú. El co-manejo comunal está funcionando como una estrategia de conservación en la RCTT, y puede funcionar en todo el noreste del Perú. La combinación de las investigaciones biológicas con las responsabilidades de extensión es necesaria para el co-manejo, porque es esencial que estos profesionales den asistencia a la población local sobre las limitaciones biológicas del uso del recurso, respetando plenamente la realidad socio-económica de las comunidades. Debe entrenarse en el noreste del Perú un nuevo tipo de conservacionistas, que pueda entender las limitaciones biológicas de los sistemas naturales y trabajar con las comunidades en el manejo de los recursos naturales. Por medio de los esfuerzos de este nuevo tipo de especialistas en manejo de recursos comunales, las comunidades locales serán capaces de asumir las responsabilidades de designar, implementar y monitorear el manejo de sus áreas naturales. Esto hará que el manejo de fauna silvestre funcione en todo Lore-

to, sin el uso de grandes recursos económicos y, lo más importante, en concordancia con la realidad social de la población rural, mientras se conserva las poblaciones de fauna silvestre.

Conclusión

El co-manejo comunal de la fauna silvestre es una vía para lograr el desarrollo sustentable. Esto permitirá a la gente continuar con el uso de pecaríes, y de otras especies silvestres con fines de comercialización, subsistencia y venta en el mercado. El co-manejo comunal concuerda con la realidad social de la población rural y es una manera realista de conservar las poblaciones de fauna silvestre fuera de las áreas completamente protegidas. Recomendamos que el co-manejo comunal de fauna silvestre se implemente en todo el noreste del Perú, como una medida para conservar las poblaciones animales y lograr un desarrollo sustentable.

Referencias

- Anderson, A.B. (1990). *Alternatives to Deforestation: Steps Toward Sustainable Use of the Amazon Rain Forest*. Columbia University Press.
- Ayres, J.M. (1986). *Uakaris and Amazonian Flooded Forest*. Ph.D. Thesis, University of Cambridge.
- Ayres, J.M. (1993). *As Matas de Várzea do Mamirauá*. MCT-CNPq, Brasília, Brazil.
- Ayres, J.M. y Clutton-Brock, T.H. (1992). River boundaries and species range size in Amazonian primates. *Am. Nat.* 140:531-537.
- Bartecki, U., Heymann, E., Bodmer, R.E., Moya, L., y Fang, T. (1986). Diagnóstico situacional de la Zona de Estudios Quebrada Blanco en el Rio Tahuayo y propuesta para el establecimiento de una Reserva Comunal. Reporte al Ministerio de Agricultura.
- Begon, M., J.L. Harper y C.R. Townsend (1990). *Ecology: Individuals, Populations, and Communities*. Blackwell Scientific Publications, Boston.
- Bendayán, N. (1990). *Influencia Socioeconómica de la Fauna Silvestre en Iquitos, Loreto*. Thesis, Universidad Nacional de la Amazonia Peruana.
- Best, R.C. (1983). Apparent dry-season fasting in the Amazonian manatee. *Biotropica* 15: 61-64.
- Bodmer, R.E. (1989). Frugivory in Amazonian Artiodactyla: Evidence for the evolution of the ruminant stomach. *J. Zool.* 219:457-467.
- Bodmer, R.E. (1990a). Fruit patch size and frugivory in the lowland tapir. *J. Zool.* 222: 121-128.
- Bodmer, R.E. (1990b). Responses of ungulates to seasonal inundations in the Amazon floodplain. *Journal of Tropical Ecology* 6: 191-201.
- Bodmer, R.E. (1991). Strategies of seed dispersal and seed predation in Amazonian ungulates. *Biotropica* 23: 255-261.
- Bodmer, R.E. (1994). Managing wildlife with local communities: the case of the Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo. En Western, D., Wright, M. y S. Strum (eds.) *Natural Connections: Perspectives on Community Based Management*. Island Press, pp. 113-134.
- Bodmer, R.E. (1995a). Priorities for the conservation of mammals in the Peruvian Amazon. *Oryx* 29: 23-28.
- Bodmer, R.E. (1995b). Managing Amazonian wildlife: biological correlates of game choice by detribalized hunters. *Ecological Applications* 5:872-877.
- Bodmer, R.E., T.G. Fang y L. Moya I. (1988). Ungulate management and conservation in the Peruvian Amazon. *Biological Conservation* 45:303-310.
- Bodmer, R.E., T.G. Fang y L. Moya I. (1990a). Fruits of the forest. *Nature* 343: 109.
- Bodmer, R.E., J. Penn, T.G. Fang y L. Moya I. (1990b). Management programmes and protected areas - the case of the Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo, Peru. *Parks* 1: 21-25.
- Bodmer, R.E., N.Y. Bendayán A., L. Moya I. y T.G. Fang (1990c). Manejo de ungulados en la Amazonía Peruana: análisis de la caza de subsistencia y la comercialización local, nacional e internacional. *Boletín de Lima* 70: 49-56.
- Bodmer, R.E., T.G. Fang, L. Moya I. y R. Gill (1994a). Managing wildlife to conserve Amazonian forests: population biology and economic considerations of game hunting. *Biological Conservation* 67: 29-35.
- Bodmer, R.E., P. Puertas, L. Moya y T. Fang (1994b). Estado de las poblaciones del Tapir en la Amazonía Peruana : En el Camino de la Extinción. *Boletín de Lima*. 88: 33-42.
- Bodmer, R.E., J.W. Penn, P.E. Puertas, L. Moya I., y T.G. Fang (1996a). Linking conservation and local people through sustainable use of natural resources: Community-based management in the Peruvian Amazon. En Freese, C. (ed.) *Harvesting Wild Species*. John Hopkins University Press, pp. 315-358.
- Bodmer, R.E., J.F. Eisenberg, y K.H. Redford (1996b). Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology* 11: 460-466.

- Branan, W.V., M.C.M. Werkhoven and R.L. Marchinton. (1985). Food habits of brocket and white-tailed deer in Suriname. *J. Wildl. Manage.* 49: 972-976.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P. y J.L. Laake (1993). *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Chapman & Hall, New York.
- Buss, I.O. (1990). *Elephant Life: Fifteen Years of High Population Density*. Iowa State University Press, Ames.
- Castro, N.R. (1991). *Behavioral Ecology of Two Coexisting Tamarin Species (Saguinus fuscicollis nigrifrons and Saguinus mystax myatax, Callitrichidae, Primates) in Amazonian Peru*. Ph.D. Thesis, Washington University, Saint Louis.
- Caughley, G. (1966). Mortality patterns in mammals. *Ecology* 47: 906-918.
- Caughley, G. (1977). *Analysis of vertebrate populations*. John Wiley & Sons, New York, N.Y. 234 pp.
- Chivers, D.J. y C.M. Hladik (1980). Morphology of the gastrointestinal tract in primates: comparisons with other mammals in relation to diet. *J. Morphol.* 166: 337-386.
- Chivers, D.J. y C.M. Hladik (1984). Diet and gut morphology in Primates. En Chivers, D.J., Wood, B.A. y A. Bilsborough (eds) *Food Acquisition and Processing in Primates*. Plenum Press, New York, pp. 213-230.
- Clutton-Brock, T.H. y S.D. albon (1985). Competition and population regulation in social mammals. En Sibly and Smith (eds) *Behavioural Ecology: Ecological Consequences of Adaptive Behavior*. Blackwell Scientific Pub., Oxford, pp. 557-575.
- Clutton-Brock, T. H., F. E. Guinness y S. D. Albon (1982). Red deer: behavior and ecology of two sexes. The University of Chicago Press, Chicago. 378 pp.
- Cole, L.C. (1954). The population consequences of life history phenomena. *Quarterly Review of Biology* 29: 103-137.
- Corn, J.L. y R.J. Warren (1985). Seasonal variation in nutritional indices of collared peccary in south Texas. *J. Wildl. Manage.* 49: 57-65.
- Coomes, O. T. (1992). Blackwater Rivers, Adaptation, and Environmental Heterogeneity in Amazonia. *American Anthropologist*. 94: 698-701.
- Coomes, O.T. (1992). *Making a Living in the Amazon Rain Forest: Peasants, Land, and Economy in the Tahuayo River Basin of Northeastern Peru*. Ph.D. Thesis, University of Wisconsin-Madison.
- C.O.R.E.P.A.S.A. (1986). *Plan Maestro de la Reserva Nacional Pacaya-Samiria*. Editorial e Imprenta DESA, Loreto, Peru.
- Dourojeanni, M. J. (1990). *Amazonia ¿Que Hacer?* CETA, Iquitos, Peru.
- Dubost, G. (1984). Comparison of the diets of frugivorous forest ruminants of Gabon. *J. Mammal.* 65:298-316.
- Ehrlich, P.R. y Daily, G.C. (1993). Science and the management of natural resources. *Ecological Applications* 3: 558-560.
- Eisenberg, J. F., O'Connell, M.A. y P. V. August (1979). Density, productivity, and distribution of mammals in two Venezuelan habitats. En Eisenberg, J.F. (ed.) *Vertebrate ecology in the northern Neotropics* Smithsonian Institution Press, Washington, D.C. pp. 187-207.
- Eisenberg, J.F. (1980). The density and biomass of tropical mammals. En Soulé, M. y B.A. Wilcox (eds) *Conservation Biology*. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, pp. 35-56.
- Eisenberg, J.F. y G.M. McKay (1974). Comparison of ungulate adaptations in the new world and old world tropical forests with special reference to Ceylon and the rainforests of Central America. En Geist, V. and F. Walther (eds) *The Behaviour of Ungulates and its Relation to Management*. IUCN Publication new series No. 24, Morges, Switzerland, pp. 585-602.
- Estrada, A. y R. Coates-Estrada (1986). Frugivory in howling monkeys (*Alouatta palliata*) at Los Tuxtlas, Mexico: dispersal and fate of seeds. En Estrada, A. y T.H. Fleming (eds) *Frugivores and Seed Dispersal*. Dr W. Junk Pub., Lancaster, pp. 93-104.
- Fenner, M. (1985). *Seed Ecology*. Chapman & Hall, London.
- Foster, R.B. y N.V.L. Brokaw (1982). Structure and history of the vegetation of Barro Colorado Island. En E.G. Leigh, E.G., Rand, A.S. y D.M. Windsor (eds) *The Ecology of a Tropical Forest: Seasonal Rhythms and Long-term Changes*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp.67-81.
- Fowler, C.W. (1981). Density dependence as related to life history strategy. *Ecology* 62: 602-610.
- Fowler, C.W. (1987). A review of density dependence in populations of large mammals. En Genoways, H.H. (ed.) *Current Mammalogy*, Volume 1. Plenum Press, New York, pp. 401-429.
- Fragoso, J.M. (1994). *Large Mammals and the Community Dynamics of an Amazonian Rain Forest*. Ph.D. Dissertation, University of Florida.
- Fragoso, J.M. (1997). Tapir generated seed shadows: scale-dependent patchiness in the Amazon rain forest. *J. Ecology* 85: 519-529.
- Furch, K. (1984). Water chemistry of the Amazon basin: the distribution of chemical elements among

- freshwaters. En Siolo, H. (ed.). *The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin*. Dr. W. Junk Publ., Dordrecht, pp. 167-199.
- Gentry, A. H. (1988). Tree species richness of upper Amazonian forests. *Proc. Nat. Acad. Sci.* 85: 156-159.
- Golley, F.B. (1978). Forest leaf production. En Montgomery, G.G. (ed.) *The Ecology of Arboreal Folivores*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 17-22.
- Gotelli, N.J. (1995). *A Primer of Ecology*. Sinauer Ass., Inc., Sunderland.
- Gottdenker, N. (1996). Reproductive ecology and harvest evaluation of peccaries in the northeastern Peruvian Amazon. M.Sc. Thesis, University of Florida.
- Goulding, M. (1979). *Ecología da pesca do rio Madeira*. INPA, Manaus.
- Greig-Smith, P. (1983). *Quantitative Plant Ecology*, Third Edition. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Grimwood, I.R. (1969). Notes on the distribution and status of some Peruvian mammals. American Committee for International Wild Life Protection and the New York Zoological Society. Special Publication 21.
- Gutiérrez G., T. (1982). Observaciones ecológicas y ensayos en zoológico del sajino (*Tayassu tajacu*). En Moller-Hergt, S. (ed.) *Investigación y Utilización Racional de la Fauna Silvestre del Bosque Tropical Húmedo*. Publication of the Comité Nacional del Programa El Hombre y la Biosfera, Loreto-Peru, pp. 70-118.
- Hart, J.A. (1985). Comparative Dietary Ecology of a Community of Frugivorous Forest Ungulates in Zaire. Ph.D. Thesis, Michigan State University.
- Hellgren, E.C., D.R. Synatzke, P.W. Oldenberg, y F.S. Guthery (1995). Demography of a collared peccary population in South Texas. *Journal of Wildlife Management* 59: 153-163.
- Henry, O. (1994). Saisons de reproduction chez tres Rongeurs et un Ariodactyle en Guyane Française, en fonction des facteurs du milieu et de l'alimentation. *Mammalia* 58: 183-200.
- Holling, C.S. (1993). Investing in research for sustainability. *Ecological Applications* 3: 552-555.
- Hoogland, J. (1981). Nepotism and cooperative breeding in the black-tailed prairie dog (*Scuridae: Cynomys ludovicianus*). En Alexander, R.D. and D.W. Tinkle (eds) *Natural Selection and Social Behaviour*. Chiron Press, New York, pp. 283-310.
- Horn, H.S. (1966). Measurement of overlap in comparative ecological studies. *Am. Nat.* 100: 419-423.
- Hunter, R.F. (1954). The grazing of hill pasture sward types. *J. Br. Grassl. Soc.* 9:195-208.
- Husson, A.M. (1978). *The Mammals of Suriname*. Zoologische Monographien Van Het Rijksmuseum Van Natuurlijke Historie, No. 2.
- Hvidberg-Hansen, H. (1970a). Utilization of the jaguar (*Panthera onca* Linne 1758) in Peru. FAO Forestry and Training Project UNDP/SF No. 116.
- Hvidberg-Hansen, H. (1970b). Utilization of the collared peccary (*Tayassu tajacu* Linne) in Peru. FAO Forestry and Training Project UNDP/SF No. 116.
- Hvidberg-Hansen, H. (1970c). Utilization of the capybara (*Hydrochoerus hydrochaeris* Linne) in Peru. FAO Forestry and Training Project UNDP/SF No. 116.
- Hvidberg-Hansen, H. (1970d). Utilization of the Amazon otter (*Lutra incarnum* Thomas) in Peru. FAO Forestry and Training Project UNDP/SF No. 116.
- Hvidberg-Hansen, H. (1970e). Utilization of the giant otter (*Pteronura brasiliensis* Gmelin) in Peru. FAO Forestry and Training Project UNDP/SF No. 116.
- I.N.E.I. (1995). *Compendio Estadístico 1994-1995*, Departamento Loreto. Instituto Nacional de Estadística e Informática, Lima, Peru
- Irmmler, U. (1975). Ecological studies of the aquatic soil invertebrates in three inundated forests of Central Amazonia. *Amazoniana* 5: 337-409.
- Irmmler, U. (1979). Considerations on structure and function of the "Central-Amazonian Inundation Forest Ecosystem" with particular emphasis on selected soil animals. *Oecologia* 43: 1-18.
- Ivlev, V.S. (1961). *Experimental ecology of the feeding of fishes*. Yale University Press, New Haven.
- Jameson, E.W. (1988). *Vertebrate reproduction*. John Wiley and Sons, New York.
- Janzen, D.H. (1971). Seed predation by animals. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 2: 465-492.
- Janzen, D.H. (1978). Complications in interpreting the chemical defenses of trees against tropical arboreal plant-eating vertebrates. En Montgomery, G.G. (ed.) *The Ecology of Arboreal Folivores*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 73-84.
- Jorgenson, J. P. y K. H. Redford. (1993). Human and big cats as predators in the Neotropics. *Symp. Zool. Soc. Lond.* 65: 367-390.
- Junk, W.J. y Furch, K. (1985). The physical and chemical properties of Amazonian waters and their relationships with the biota. En Prance, G.T. and Lovejoy, T.E. (eds.) *Key Environments: Amazonia*. Pergamon Press, Oxford, pp. 3-17.

- Kahn, F. (1988). Ecology of economically important palms in Peruvian Amazonia. *Economic Botany* 6: 42-49.
- Kahn, F., Mejia, K. y Aline de Castro (1988). Species richness and density of palms in Terre Firme forests of Amazonia. *Biotropica* 20: 266-269.
- Kiltie, R.A. (1981). Stomach contents of rain forest peccaries (Tayassu tajacu and T. pecari). *Biotropica* 13:234-236.
- Kiltie, R.A. (1981). The significance of interlocking canines in rain forest peccaries (Tayassuidae). *J. Mammal.* 62:459-469.
- Kiltie, R.A. (1981). Distribution of palm fruits on a rain forest floor: why white-lipped peccaries forage near objects. *Biotropica* 13: 141-145.
- Kiltie, R.A. (1982). Bite force as a basis for niche differentiation between rain forest peccaries (Tayassu tajacu and T. pecari). *Biotropica* 14:188-195.
- Kiltie, R.A. y J. Terborgh. (1983). Observations on the behavior of rain forest peccaries in Peru: why do white-lipped peccaries form herds? *Z. Tierpsychol.* 62:241-255.
- Kleiman, D. G., J. F. Eisenberg, y E. Maliniak (1979). Reproductive parameters and productivity of caviomorph rodents. En Eisenberg, J.F. (ed.) *Vertebrate ecology in the northern Neotropics*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 173-183.
- Krebs, J.R. y N.B. Davis (1993). *An Introduction to Behavioural Ecology*. Blackwell Scientific Publ., Oxford.
- Laake, J.F., Buckland, S.T., Anderson, D.R. y K.P. Burnham (1994). *Distance Sampling: Abundance Estimation of Biological Populations - Distance User's Guide*. Colorado Cooperative Fish & Wildlife Research Unit, Colorado State University, Fort Collins, CO.
- Leigh, E.G. y N. Smythe (1978). Leaf production, leaf consumption, and the regulation of folivory on Barro Colorado Island. En Montgomery, G.G. (ed.) *The Ecology of Arboreal Folivores*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 33-50.
- Leigh, E.G. y D.M. Windsor (1982). Forest production and regulation of primary consumers on Barro Colorado Island. En Leigh E.G., Rand, A.S. y D.M. Windsor (eds.) *The Ecology of a Tropical Forest: Seasonal Rhythms and Long-term Changes*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp.111-122.
- Levin, S.A. (1993). Science and sustainability. *Ecological Applications* 3: 545-546.
- Leopold, A. (1933). *Game management*. Charles Scribner's Sons, New York.
- Leopold, A. S. (1959). *Wildlife of Mexico: the game birds and mammals*. University of California Press, Los Angeles.
- Lima, D. (1991). *Kin saints and the forest: the study of Amazonian caboclos in the middle Solimões region*. Ph.D. Thesis, University of Cambridge.
- Linton, L.R., R.W. Davies y F.J. Wrona (1981). Resource utilization indices: an assessment. *J. Anim. Ecol.* 50: 283-292.
- Little, P.D. (1994). The link between local participation and improved conservation: A review of issues and experiences. En Western, D., Wright, R.M. and S.C. Strum (eds) *Natural Connections: Perspectives in Community-based Conservation*. Island Press, Washington, D.C., pp. 347-372.
- Lochmiller, R.L. y E.C. Hellgren (1992). Reproduction in collared peccaries. In: *Reproductive Biology of South American Vertebrates*, pp. 313-322. Springer-Verlag, New York.
- Lochmiller, R.L., E.C. Hellgren y W.E. Grant (1986). Reproductive responses to nutritional stress in adult female collared peccaries. *Journal of Wildlife Management* 50: 295-300.
- Longman, K.A. y J. Jenik (1974). *Tropical Forest and its Environment*. Longman, London.
- Lopes A., J.P., H. Albuquerque M., Y. Silva R. y R. Shrimpton (1980). Aspectos nutritivos de alguns frutos da Amazônia. *Acta Amazonica* 10: 755-758.
- Low, W.A. (1970). The influence of aridity on reproduction in the collared peccary (*Dicotyles tajacu*[Linn.]) in Texas. Ph.D. Dissertation, University of British Columbia.
- Malleux, J. (1975). *Mapa Forestal del Peru*. Memoria explicativa. Lima, Peru.
- Maltby, E., P.J. Dugan, y J.C. Lefeuvre (1992). *Conservation and Development: The Sustainable Use of Wetland Resources*. IUCN, Gland, Switzerland.
- Mayer, J.J. y R.M. Wetzel. 1987. *Tayassu pecari*. *Mammalian Species* 293:1-7.
- McCullough, D. R. 1987. The Theory and Management of *Odocoileus* Populations. En Wemmer, C. (ed.) *Biology and Management of the Cervidae*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp 415-429.
- Meggers, B.J. (1984). The indigenous peoples of Amazonia, their cultures, land use patterns and effects on the landscape and biota. En Siolo, H. (ed.) *The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin*. Dr. W. Junk Publ., Dordrecht, pp 627-648.
- Moermond, T.C., J.S. Denslow, D.J. Levey y E. Santana C. (1986). The influence of morphology on fruit choice in Neotropical birds. En Estrada, A. y T.H.

- Fleming (eds) *Frugivores and Seed Dispersal*. Dr W. Junk Pub., Lancaster, pp. 137-146.
- Moya, L., Encarnación, F.C., Velásquez, H.A., Moro, J.A., Penn, J.W., y R.E. Bodmer (1991). *Propuesta Técnica para la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo*, Gobierno Regional de Loreto.
- Nowak, R. M. y J. L. Paradiso. (1983). *Walker's Mammals of the World*, 4th Edition. The John Hopkins University Press, London.
- Opler, P.A. 1978. Interaction of plant life history components as related to arboreal herbivory. En Montgomery, G.G. (ed.) *The Ecology of Arboreal Folivores*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., pp. 23-31.
- Padoch, C. (1987). The economic importance and marketing of forest and fallow products in the Iquitos region. *Adv. Econ. Bot.* 5: 74-89.
- Padoch, C. (1988). People of the Floodplain and forest. En Denslow, J.S. and Padoch, C. (eds.) *People of the Tropical Forest*. University of California Press, Berkeley, pp. 127-141.
- Penn, J. W. (1993). Plan de Trabajo 1993-1994. Amazon Conservation Fund : el Grupo de Apoyo para la Reserva Comunal Tamshiyacu-Tahuayo. Extension work plan submitted to the Dirección Regional de Recursos Naturales y de Medio Ambiente, Región Loreto, Peru.
- Peres, C.A. (1996). Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccary *T. tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forests. *Biological Conservation* 77: 115-123.
- Perry, J.S. (1953). The reproduction of the African elephant, *Loxodonta africana*, *Philos. Trans. Roy. Soc., London, Ser. B., Biol. Sci.* 237: 93-149.
- Peters, C.M., Gentry, A.H. y Mendelsohn, R.O. (1989). Valuation of an Amazonian rainforest. *Nature* 339: 655-656.
- Phillips, O. (1993). The potential for harvesting fruits in tropical rainforests: new data from Amazonian Peru. *Biodiversity & Conservation* 2: 18-38.
- Pianka, E.R. (1973). The structure of lizard communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 4:53-74.
- Pianka, E.R. 1976. Competition and niche theory. En May, R.M. (ed.) *Theoretical Ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 114-141.
- Pimm, S.L. (1991). *The Balance of Nature: Ecological Issues in the Conservation of Species and Communities*. University of Chicago Press, Chicago.
- Pimm, S.L., Jones, H.L. y Diamond, J. (1988). On the risk of extinction. *Am. Nat.* 132: 757-85.
- Pinkerton, E. (1989). Introduction: attaining better fisheries management through co-management - prospects, problems, and propositions. En Pinkerton, E. (ed.) *Co-operative Management of Local Fisheries: New Directions for Improved Management & Community Development*. University of British Columbia Press, Vancouver, pp. 3-33.
- Pires, J.M. y Prance, G.T. (1985). The vegetation types of the Brazilian Amazon. En Prance, G.T. and Lovejoy, T.E. (eds.). *Key Environments: Amazonia*. Pergamon Press, Oxford, pp. 109-145.
- Poffenberger, M. (1994). The resurgence of community forest management in Eastern India. En Western, D., Wright R.M. and S.C. Strum (eds) *Natural Connections: Perspectives in Community-based Conservation*. Island Press, Washington, D.C., pp. 53-79.
- Prance, G.T. (1978). The origin and evolution of the Amazon flora. *Interciencia* 3:207-230.
- Puertas, P. y R.E. Bodmer (1993). Conservation of a high diversity primate assemblage. *Biodiversity and Conservation*. 2: 586-593.
- Redford, K.H. y Robinson, J.G. (1987). The game of choice: patterns of indian and colonist hunting in the Neotropics. *Am. Anthropol.*, 89: 650-667.
- Rettig, R.B., F. Berkes y E. Pinkerton (1989). The future of fisheries co-management: a multi-disciplinary assessment. En Pinkerton, E. (ed.) *Co-operative Management of Local Fisheries: New Directions for Improved Management & Community Development*. University of British Columbia Press, Vancouver, pp. 273-289.
- Richards, P.W. (1952). *The Tropical Rain Forest: An Ecological Study*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Roberts, S.J. (1986). *Veterinary Obstetrics and Genital Diseases (Theriogenology)*. Woodstock.
- Robinson, J.G. y J.F. Eisenberg (1985). Group size and foraging habits of the collared peccary (*Tayassu tajacu*). *J. Mammal.* 66: 153-155.
- Robinson, J. G. y Redford, K.H. (1986). Intrinsic rate of natural increase in Neotropical forest mammals: relationship to phylogeny and diet. *Oecologia* 68:516-520.
- Robinson, J.G. y Redford, K.H. (1991). Sustainable harvest of Neotropical forest mammals. En Robinson, J. y K.H. Redford (eds) *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. University of Chicago Press, Chicago, pp. 415-429.
- Robinson, J.G. y K. Redford (1994). Community-based approaches to wildlife conservation in Neotropical forests. En Western, D., Wright R.M. y S.C. Strum (eds) *Natural Connections: Perspectives in Community-based Conservation*. Island Press, Washington, D.C., pp. 300-322.

- Robinson, N.A. 1993. *Agenda 21: Earth's Action Plan*. Oceana Pub., New York.
- Roosmalen, M.G.M. van. 1985. *Fruits of the Guianan Flora*. Institute of Systematic Botany, Utrecht University, Netherlands.
- Schoener, T.W. 1968. The *Anolis* lizards of Bimmini: resource partitioning in a complex fauna. *Ecology* 49:704-726.
- Shaw, J. H. 1985. *Introduction to Wildlife Management*. McGraw-Hill, London. 316 pp.
- Shively, C.L., F.M. Whiting, R.S. Swingle, W.H. Brown y L.K. Sows. 1985. Some aspects of the nutritional biology of the collared peccary. *J. Wildl. Manage.* 49: 729-732.
- Sibly, R. y P. Calow (1985). Classification of habitats by selection pressure: a synthesis of life cycle and r/k theory. En Sibly, R. and P. Calow (eds) *Behavioural Ecology: Ecological Consequences of Adaptive Behaviour*. Blackwell Scientific Pub., Oxford, pp. 75-90.
- Smith, N.S. y L.K. Sows (1975). Fetal development of the collared peccary. *Journal of Mammalogy* 56: 619-625.
- Smythe, N. (1970). Relationships between fruiting seasons and seed dispersal methods in a Neotropical forest. *Am. Nat.* 104:25-35.
- Smythe, N. (1986). Competition and resource partitioning in the guild of Neotropical terrestrial frugivorous mammals. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17:169-188.
- Soini, P. (1986). Lista preliminar de los reptiles y mamíferos presentes en Cahuana, Rio Pacaya. Informe de Pacaya No. 15.
- Soini, P. (1986). A synecological study of a primate community in the Pacaya-Samiria National Reserve, Peru. *Primate Conservation* 7: 63-71.
- Sowls, L. K. (1984). *The Peccaries*. The University of Arizona Press, Tucson, Arizona.
- Sowls, P. (1997). *Javelinas and Other Peccaries: Their Biology, Management, and Use*. Texas A & M University Press, College Station.
- Stiles, E.W. y D.W. White (1986). Seed deposition patterns: influences of season, nutrients, and vegetation structure. En A. Estrada, A. y T.H. Fleming (eds) *Frugivores and Seed Dispersal*. Dr W. Junk Pub., Lancaster, pp: 45-54.
- Terborgh, J. (1983). *Five New World Primates: A Study in Comparative Ecology*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Terborgh, J. (1986). Community aspects of frugivory in tropical forests. En A. Estrada, A. y T.H. Fleming (eds) *Frugivores and Seed Dispersal*. Dr W. Junk Pub., Lancaster, pp. 371-384.
- Thacker, B.J. (1986). Detection and diagnosis of swine reproductive failure. En Morrow, D.A. (ed.) *Current Therapy in Theriogenology*, Volume 2. Saunders Pub., Philadelphia, pp. 996-1001.
- Townsend, W.R. (1995). *Living on the edge: Sirionó hunting and fishing in lowland Bolivia*. Ph.D. Dissertation, University of Florida.
- Townsend, W.R. (1996). *Nyao Itō: Caza y Pesca de los Sirionó*. Instituto de Ecología, Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia
- Vasquez, R. y Gentry, A.H. (1989). Use and misuse of forest-harvested fruits in the Iquitos area. *Conserv. Biol.* 3, 350-61.
- Uhl, N.W. y J. Dransfield (1987). *Genera Palmarum: A Classification of Palms Based on the Work of Harold E. Moore, Jr.* Allen Press, Inc., Lawrence, KS.
- UICN. (1996). *Plan de Acción y Evaluación Actual de los Pecaríes*. Extraído y traducido de *Pigs, Peccaries and Hippos: Status Survey and Conservation Action Plan (1993)* W.L.R. Oliver (edit). UICN Oficina Regional para América del Sur. Quito, Ecuador.
- Waterman, P.G. (1984). Food acquisition and processing as a function of plant chemistry. En Chivers, D.J., Wood, B.A. y A. Bilsborough (eds) *Food Acquisition and Processing in Primates*. Plenum Press, New York, pp. 177-211.
- Wells, M.P. (1994). A profile and interim assessment of the Annapurna Conservation project area, Nepal. En Western, D., Wright R.M. y S.C. Strum (eds) *Natural Connections: Perspectives in Community-based Conservation*. Island Press, Washington, D.C., pp. 261-281.
- Western, D. y Wright, R.M. (1994). *Natural Connections: Perspectives in Community-based Conservation*. Island Press, Washington, D.C.
- Wilson, D.E., Cole, F. R., Nichols, J.D., Rudran, R. y M.S. Foster (1996). *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Mammals*. Smithsonian Institution Press, Washington.

OTROS LIBROS PUBLICADOS DE LA SERIE "OCCASIONAL PAPERS"

- 1) Species Conservation Priorities in the Tropical Forests of Southeast Asia. Edited by R.A. Mittermeier and W.R. Constant, 1985, 58pp (Out of print)
- 2) Priorités en matière de conservation des espèces à Madagascar. Edited by R.A. Mittermeier, L.H. Rakotovoao, V. Randrianasolo, E.J. Sterling and D. Devitre, 1987, 167pp. (Out of print)
- 3) Biology and Conservation of River Dolphins. Edited by W.F. Perrin, R.K. Brownell, Zhou Kaiya and Liu Jiankang, 1989, 173pp. (Out of print)
- 4) Rodents. A World Survey of Species of Conservation Concern. Edited by W.Z. Lidicker, Jr., 1989, 60pp.
- 5) The Conservation Biology of Tortoises. Edited by I.R. Swingland and M.W. Klemens, 1989, 202pp. (Out of print)
- 6) Biodiversity in Sub-Saharan Africa and its Islands: Conservation, Management, and Sustainable Use. Compiled by Simon N. Stuart and Richard J. Adams, with a contribution from Martin D. Jenkins, 1991, 242pp.
- 7) Polar Bears: Proceedings of the Tenth Working Meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, 1991, 107pp.
- 8) Conservation Biology of Lycaenidae (Butterflies). Edited by T.R. New, 1993, 173pp. (Out of print)
- 9) The Conservation Biology of Molluscs: Proceedings of a Symposium held at the 9th International Malacological Congress, Edinburgh, Scotland, 1986. Edited by Alison Kay. Including a Status Report on Molluscan Diversity, written by Alison Kay, 1995, 81pp.
- 10) Polar Bears: Proceedings of the Eleventh Working Meeting of the IUCN/SSC Polar Bear Specialist Group, January 25-28 1993, Copenhagen, Denmark. Compiled and Edited by Oystein Wiig, Erik W. Born and Gerald W. Garner, 1995, 192pp.
- 11) African Elephant Database 1995. M.Y. Said, R.N. Chunge, G.C. Craig, C.R. Thouless, R.F.W. Barnes and H.T. Dublin, 1995, 225pp.
- 12) Assessing the Sustainability of Uses of Wild Species: Case Studies and Initial Assessment Procedure. Edited by Robert and Christine Prescott-Allen, 1996, 135pp.
- 13) Técnicas para el Manejo del Guanaco [Techniques for the Management of the Guanaco] Edited by Sylvia Puig, Chair of the South American Camelid Specialist Group, 1995, 231 pp.
- 14) Tourist Hunting in Tanzania. edited by N. Leader-Williams, J. A. Kayera and G. L. Overton, 1996, 138pp.
- 15) Community-based Conservation in Tanzania. Edited by N. Leader-Williams, J. A. Kayera and G.L. Overton, 1996, 226pp.
- 16) The Live Bird Trade in Tanzania. Edited by N. Leader-Williams and R.K. Tibanyenda, 1996, 129pp.
- 17) Sturgeon Stocks and Caviar Trade Workshop. Proceedings of a workshop held on 9-10 October 1995 Bonn, Germany by the Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety and the Federal Agency for Nature Conservation. Edited by Vadin J. Birstein, Andreas Bauer and Astrid Kaiser-Pohlmann, 1997, viii + 88pp

La Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN

La Comisión de Supervivencia de Especies (CSE) es una de seis comisiones de voluntarios de la UICN - la Unión Mundial para la Naturaleza, una unión de estados soberanos, agencias de gobierno y organizaciones no-gubernamentales. La UICN tiene tres objetivos conservacionistas básicos: asegurar la conservación de la naturaleza, y en especial de la biodiversidad, como fundamento esencial para el futuro; asegurar que donde los recursos naturales de la Tierra son usados, lo sea de una forma racional, equitativa y sostenible; y guiar el desarrollo de las comunidades humanas hacia modos de vida que son tanto de buena calidad, como compenetrados en armonía con otros componentes de la biosfera.

La misión de la CSE es la de conservar la diversidad biológica por medio del desarrollo y ejecución de programas para salvar, restaurar y manejar racionalmente las especies y sus hábitats. La membresía de la CSE está compuesta por una red de voluntarios conformada por casi 7.000 científicos, investigadores de campo, agentes de gobiernos y líderes de la conservación en todo el mundo y sirven a gobiernos, convenciones internacionales y organizaciones conservacionistas.

La serie de Planes de Acción de la CSE/UICN evalúa la condición actual de las especies y sus hábitats, especificando medidas prioritarias de conservación. Esta serie es una de las fuentes con más autoridad en cuanto a información sobre especies disponible para conservacionistas, administradores de recursos naturales y agentes de gobierno alrededor del mundo.

UICN - Oficina Regional para la América del Sur
Atahualpa 955 y República
Casilla 17 17 626
Quito, Ecuador