

Medición de la abundancia de poblaciones silvestres en las concesiones madereras del África central

R. Nasi y N. van Vliet

Conforme las concesiones madereras del África central han ido abriendo zonas remotas a las actividades cinegéticas, los métodos para el seguimiento y la medición de las poblaciones silvestres han debido ser objeto de examen.

En el África central, la corta selectiva es la actividad extractiva industrial que más superficie forestal abarca: las concesiones madereras ocupan entre el 30 y el 45 por ciento de los bosques (Nasi, Cassagne y Billand, 2006). La presencia de maquinaria pesada y de cuadrillas de taladores repercute en la vida silvestre (Johns, 1997; White, 1994; White y Tutin, 2001) ocasionando perturbaciones y modificaciones directas en la estructura y composición del hábitat. La extracción maderera facilita la entrada en los

bosques remotos, puesto que la apertura de caminos en zonas antes impenetrables permite el acceso a los mercados y es causa del incremento de la densidad de la población. Los asentamientos asociados a las infraestructuras y campos de empresas forestales atraen a un gran número de personas, incluidos los trabajadores y sus familias y comerciantes, en zonas otrora escasamente pobladas (Poulsen *et al.*, 2009). La accesibilidad de los terrenos distantes y el aumento de la población conducen a la intensificación de las actividades cinegéticas.

En el África, aproximadamente la mitad de la cubierta forestal remanente se destina a la explotación maderera. La gestión eficaz de la vida silvestre en las concesiones madereras es por lo tanto un asunto decisivo



Robert Nasi es Director del Programa de investigación forestal del Consorcio del Grupo Consultivo para la Investigación Agrícola Internacional, Árboles y Agroforestería, Centro de Investigación Forestal Internacional, Bogor (Indonesia).

Nathalie van Vliet es Investigadora posdoctoral del Departamento de Geografía y Geología de la Universidad de Copenhague (Dinamarca).

El duíquero azul es una importante fuente de proteínas en el África central. Según la Lista Roja de la IUCN, «conforme la población humana va en aumento y se expande, la distribución y número de individuos de esta especie, abundante y altamente resiliente, registra un cierto declive»



LEIT VANTAN

La caza puede, a su vez, determinar numerosos efectos, no del todo entendidos, susceptibles de alterar la función, estructura y composición general del ecosistema. En muchos casos, tales efectos son relativamente directos y previsibles, en especial para las especies buscadas. Sin embargo, la caza puede también tener repercusiones indirectas, a menudo llamadas en la literatura «efectos en cascada», porque consisten en una sucesión de etapas consecuenciales (p. ej., Wright, 2003). Entre los diversos sistemas dependientes de la presencia de la fauna cuyos procesos se ven potencialmente afectados por la caza están la regeneración vegetal (pérdida de polinizadores y dispersores y de depredadores de semillas), las redes alimentarias (pérdida de los principales depredadores o sus presas) y la diversidad vegetal (modificación de las pautas de herbivoría, aumento de las plagas) (véase Stoner *et al.*, 2007 para un examen). Por consiguiente, la caza, al igual que otras actividades, puede contribuir a la degradación de los bosques. Un efecto potencial extremo es una degradación que culmina en la defaunación casi total¹: las áreas forestales se convierten en «bosques vacíos» (Redford, 1992).

Aunque la repercusión de la explotación forestal y de la caza en la vida silvestre está abundantemente documentada, también está siendo cada vez más reconocido el papel de las concesiones madereras como potenciales «reservorios de vida silvestre», en comparación con las tierras no ordenadas (Meijaard *et al.*, 2006; Clark *et al.*, 2009). Dado que alrededor de la mitad de los bosques remanentes del África se destinan a la explotación maderera, la gestión de la vida silvestre

en las concesiones constituye un asunto crítico, en particular porque la presión de la caza se extiende hacia zonas más apartadas. Como, además de ser una importante fuente de ingresos, la caza, junto con la pesca, los insectos y los gusanos, representa prácticamente la única fuente de proteína para gran parte de la población rural en los trópicos, es necesario gestionar las actividades cinegéticas de manera tal que sigan proporcionando proteína a las poblaciones, sin conducir a la extinción local de las especies más vulnerables (Nasi *et al.*, 2008).

La gestión de las actividades cinegéticas solo puede lograrse si existen métodos apropiados para el seguimiento de las poblaciones silvestres y la degradación forestal y su repercusión sobre la caza. Este artículo presenta algunas de las lecciones aprendidas de intervenciones pasadas y recientes destinadas a evaluar los impactos de la caza en las poblaciones silvestres.

INDICADORES Y MÉTODOS DE MEDICIÓN

Indicadores

La abundancia y la densidad de algunas especies silvestres parecen ser los indicadores directos más comunes, si no los que más fácil es medir con precisión (véase Van Vliet y Nasi, 2008a), de las repercusiones de la caza en la defaunación (véase Azevedo-Ramos, de Carvalho y Nasi, 2005 para un examen

de los indicadores animales y la explotación maderera). En el África central, la abundancia y densidad de grandes mamíferos, primates y ungulados en particular, sirve como indicador de la defaunación forestal. Las especies comúnmente elegidas por su importancia como fuente de proteína e ingresos para los habitantes rurales y urbanos de la cuenca del Congo son los cefalofos (*Cephalophus* spp.) y los potamoqueros (*Potamochoerus porcus*), además de los pequeños monos diurnos.

La extensión y distribución territorial de los caminos ha sido un indicio indirecto particularmente útil para evaluar la defaunación (Laurance *et al.*, 2006; van Vliet y Nasi, 2008b). De hecho, la distribución de los mamíferos dentro de una concesión forestal parece estar mucho más influenciada por la presencia de caminos y por la caza que por los efectos directos de la extracción maderera, tales como la perturbación o la modificación del hábitat (Marshall *et al.*, 2006). La mayoría de los indicadores relativos a la caza se suelen encontrar a menos de 3 km de los caminos de tala, y se ha comprobado que existe una correlación estrecha entre signos de caza y distancia de los caminos. Otros indicadores indirectos utilizados para evaluar la intensidad de la caza en las concesiones madereras son el perfil de extracción de los cazadores, que arroja datos, que se recogen con regularidad, sobre el

¹ En este artículo la palabra «defaunación» describe la magnitud de la merma de la población animal, que va de la disminución numérica o en diversidad a la extirpación faunística casi total.

abatimiento de animales en una muestra de cazadores; el esfuerzo de caza², que es una medición económica del esfuerzo invertido por el cazador; el consumo de carne de caza del hogar, y el volumen de carne de caza comercializada en los mercados cercanos.

Protocolos de la encuesta

Abundancia y densidad de mamíferos

En algunos estudios se ha recurrido a procedimientos de medición *diacrónicos*, es decir a mediciones realizadas en dos momentos distintos en un mismo sitio; la abundancia de mamíferos se mide antes y después de que las actividades madereras hayan tenido lugar y los dos conjuntos de datos se comparan entre sí. Sin embargo, con frecuencia no es posible disponer de datos sobre abundancia de la vida silvestre para el período anterior a la explotación forestal. En tales casos, los investigadores han preferido utilizar métodos *sin crónicos*, consistentes en mediciones que se realizan en un solo momento en sitios diferentes pero relacionados. En virtud de este enfoque, los datos recogidos en sitios vecinos donde la caza ha sido y no practicada se comparan entre sí para evaluar las repercusiones que han derivado de esta actividad.

El protocolo de evaluación de la abundancia de mamíferos más comúnmente utilizado es el transecto lineal, que consiste en la recopilación de datos a lo largo de franjas rectas paralelas.

En las encuestas de las empresas de explotación maderera destinadas a sus inventarios de ordenación, los transectos de vegetación cubren la totalidad de la concesión, y pueden servir para recabar información sobre la vida silvestre y detectar las actividades humanas (p. ej., la caza). En el África central, la inventariación de una superficie de más de 30 millones de hectáreas, llevada a cabo en cumplimiento de las leyes forestales nacionales (Nasi, Cassagne y Billand, 2006), ha permitido constituir una base de datos de valor inestimable que podría ser usada para evaluar la degradación forestal (Mathot y Doucet, 2006; van Vliet y Nasi, 2008b).

Algunos investigadores han recurrido a transectos más cortos y localizados, de una longitud de 1 a 2 km, que buscan en áreas similares en hábitat y representativas de las zonas sin explotar, las zonas recientemente explotadas y las zonas explotadas con anterioridad a un cierto número de años. Generalmente, en los datos obtenidos a partir de los protocolos de transectos lineales se combinan los conteos visuales diurnos, los conteos de excrementos y, en el caso de los primates, los conteos de nidos. Los transectos se recorren a pie durante el día, temprano por la mañana (desde las 6.30 hasta las 10.00 a.m.), a una velocidad media de 1 km por hora, con el fin de maximizar el número de avistamientos directos. Para los cefalofos también se ha utilizado el método de registro del reclamo (van Vliet *et al.*, 2009) y el conteo visual nocturno (Julve Larrubia, 2005).

Para obtener datos sobre densidad de mamíferos por medio de registros de transectos lineales se miden (o estiman) las distancias perpendiculares observadas. Estas se analizan por muestreo, es decir que la medición de la distancia de los objetos que han sido percibidos desde el transecto permite calcular la probabilidad de observarlos (Buckland *et al.*, 1993). Este método requiere un mínimo de 60 avistamientos directos para cada una de las especies estudiadas, lo que puede limitar la eficacia de la indagación dado el comportamiento escurridizo de muchos mamíferos forestales tropicales.

Para las especies tímidas que se desplazan rápidamente el conteo de las pelotillas excrementicias ha demostrado a menudo ser más práctico que los avistamientos directos, puesto que el número de las observaciones es a menudo más alto. Si para cada especie se dispone de datos sobre las tasas de defecación y degradación de excrementos, las observaciones de excrementos también pueden usarse para evaluar la densidad animal por muestreo de la distancia. Si bien el conteo de las pelotillas excrementicias es un método relativamente simple, varios posibles errores se asocian con él. El conteo de los grupos de excrementos es a veces impracticable a causa de las variaciones en las tasas de defecación, el uso de franjas y letrinas por los animales, las

oscilaciones en las pérdidas de pelotillas debido al ataque de escarabajos (van Vliet, Nasi y Lumaret, 2009), la extrema densidad de la vegetación o las dificultades para identificar los excrementos de las diferentes especies de ungulados que viven en una misma zona. Cuando el número de las observaciones es escaso, es posible utilizar como medida de la abundancia el número de observaciones por kilómetro, o índice kilométrico de abundancia (IKA) (Mathot y Doucet, 2006). Este índice simple puede servir para comparar la abundancia de mamíferos entre distintos lugares o a lo largo de un período de seguimiento prolongado.

Como procedimiento sustitutivo de los transectos lineales, algunos estudiosos (p. ej., Forbosh, Sunderland y Eno-Nku, 2007; Hart *et al.*, 2008) han preferido valerse de caminatas censales, o caminatas de reconocimiento, en las que el observador sigue la senda que ofrece la menor resistencia a través de la vegetación. El registro de los avistamientos diurnos directos, pilas excrementicias y nidos puede ser llevado a cabo durante las caminatas. Aunque no se supone que los valores obtenidos sirvan para estimar la densidad animal, los valores pueden sí ser convertidos en IKA.

Otros métodos de encuesta, además del conteo por transectos lineales, son la captura y recaptura de animales con el uso de redes (Dubost, 1980; Koster y Hart, 1988) (se captura, marca y libera a los animales; luego, los animales marcados se vuelven a capturar y se cuentan nuevamente); los encuentros

Pila de excrementos de calafofo. Para algunas especies, puede resultar más práctico realizar un conteo de las pelotillas excrementicias que depender de la información obtenida mediante avistamientos directos



² Por ejemplo, el número de días de caza para un determinado rendimiento, o la cosecha de carne para un determinado esfuerzo de caza (p. ej., Rist *et al.*, 2008).

de caza netos (conteo del número de los animales avistados por superficie inspeccionada) (Noss, 2000); y el cálculo de las densidades a partir del tamaño del área de distribución y la estructura de la población (Feer, 1996). Estos métodos han sido utilizados principalmente para los cefalofos y en zonas relativamente pequeñas porque requieren mucho tiempo y equipos numerosos de expertos adecuadamente capacitados. La captura y recaptura y el muestreo genético no invasivo, por ejemplo por medio de la recolección del pelo y las heces, y las cámaras trampa —aparatos automáticos que capturan imágenes de la vida silvestre— son métodos que actualmente se están ensayando con algunas especies centroafricanas, pero los resultados aún no se han publicado.

Actividades cinegéticas y comerciales

Los estudios que se basan en datos recopilados en las aldeas u hogares se valen de encuestas semiestructuradas regulares (diarias, semanales o mensuales) para determinar los perfiles de abatimiento de animales, el esfuerzo de caza o el consumo de carne de caza del hogar.

Los datos que describen los perfiles de abatimiento comprenden las especies y cantidades cazadas, las técnicas de caza (rifles o trampas), el número de días dedicados a la caza, las cantidades de carne vendidas o consumidas y el precio medio y el peso de cada animal o trozo de animal (e.g. Wilkie *et al.*, 1998; Tieguhong y Zwolinski, 2009).

Como alternativa a la medición de las piezas extraídas también se puede utilizar el esfuerzo de caza. El esfuerzo de caza se cuantifica en unidades de tiempo, por ejemplo el número de horas (Franzen, 2006), días (Peres y Nascimento, 2006) o meses (Noss, Oetting y Cuéllar, 2005) dedicados a la caza. También se puede medir de acuerdo con valores distintos de las unidades de tiempo, por ejemplo según un índice de frecuencia de los encuentros de indicios de caza (Cullen, Bodmer y Valladares-Padua, 2001), el número de cazadores activos en la zona (Naughton-Treves *et al.*, 2003),

los elementos del equipo de caza tales como el número de redes utilizadas o el número de trampas armadas por unidad de tiempo. Existen otras medidas de tipo más territorial, como la distancia que separa el sitio de caza del asentamiento humano (Rao *et al.*, 2005), o el punto de acceso humano más cercano (Hill *et al.*, 1997), o la distancia recorrida por el cazador durante la propia cacería (Sirén, Hambäck y Machoa, 2004).

Al evaluar el consumo de carne de caza del hogar, se registra, de forma detallada, la composición de la comida principal del día (o de las últimas comidas), incluido el precio unitario de la proteína animal (pescado, ganado o carne de caza), las cantidades consumidas y las especies de carne de caza, si las hay (Starkey, 2004; Poulsen *et al.*, 2009).

La mayor parte de los estudios que acopian estadísticas de mercados de carne de caza para la evaluación de la repercusión de la caza en la vida silvestre no se concentra específicamente en las concesiones madereras sino más generalmente en un área de captación regional (Fa *et al.*, 1995; 2004). Esta área se suele calcular de acuerdo con la superficie total que abarcan todos los emplazamientos mencionados por los vendedores como fuentes de carne de caza, y que normalmente rebasan el área de la concesión maderera.

Dos son los principales atributos medidos de la dinámica de mercado: la cantidad y la disponibilidad diarias de cada especie. Estas mediciones se expresan en términos cuantitativos como la abundancia diaria de la especie y la disponibilidad de la especie en el mercado. Los mercados son visitados regularmente (entre una vez al día y una vez a la semana), y una muestra de los comerciantes (o el conjunto de los comerciantes, según el tamaño del mercado) es entrevistada para conocer cuáles son las especies y cantidades vendidas y si la carne es ahumada o fresca.

DISCUSIÓN

Los transectos lineales ofrecen la posibilidad de realizar encuestas sobre múltiples especies, y se han utilizado ampliamente en el contexto de las concesiones madereras. Sin embargo, como técnica de seguimiento regular, este método es costoso y lleva mucho tiempo. Los registros obtenidos a partir de transectos lineales son a menudo demasiado escasos y no permiten hacer un cálculo de densidades. Esto limita la eficacia de las encuestas que se valen de transectos como herramienta para el seguimiento de las tendencias de la población silvestre. También existen impactos ambientales colaterales que derivan del trazado de estas fajas, tales



C. DOLINENGE

Potamoquero. El consumo de carne de caza y la existencia de un mercado para este producto pueden ser indicadores de las repercusiones de las actividades cinegéticas

como la degradación del sotobosque y el uso por los cazadores de los transectos para instalar redes o cazar con rifle.

Por estas razones, algunos investigadores prefieren ahora recurrir a las caminatas censales, o caminatas de reconocimiento. Si bien se trata de un método atractivo cuando las superficies que se necesita estudiar son extensas debido a que las limitaciones logísticas son menores, dicho método exige llevar a cabo nuevas indagaciones para determinar la calidad de los datos que se recogen para las diferentes especies de mamíferos y los tipos de indicios (por ejemplo, excrementos, nidos, observaciones directas). Los métodos más innovadores, tales como la captura y recaptura y el muestreo genético no invasivo (Petit y Valiere, 2006) y las cámaras trampa, podrían abrir nuevas vías para las encuestas sobre mamíferos en superficies extensas. Estos métodos ya se usan en otros contextos para las especies de zonas templadas, y una vez perfeccionados, podrían demostrarse prometedores para las especies tropicales de los bosques del África central.

En lugar de tratar de calcular valores de densidad absolutos (con las salvedades metodológicas que esto implica), convendría más bien estimar las tendencias de abundancia en el tiempo. El IKA representa un método simple pero eficaz para este propósito. Igualmente, el conocimiento de expertos — por ejemplo, la reunión de un cuerpo de opiniones de expertos locales — podría representar una forma de seguimiento de la abundancia de la vida silvestre (van der Hoeven, de Boer y Prins, 2004). A diferencia de los métodos clásicos, el acopio de opiniones de expertos es una técnica barata que asegura que los resultados puedan ser mejor custodiados dentro de la localidad.

Los indicadores indirectos del papel que juega la caza en la defaunación forestal están siendo objeto de una mayor atención, aunque no específicamente en el contexto de la explotación forestal. La literatura ofrece algunas lecciones aprendidas que también son aplicables a las concesiones. En lo que respecta a los estudios de mercado, Fa *et al.* (2004) evaluaron la eficacia de diversos métodos para medir los

volúmenes de carne de caza comercializados y llegaron a las siguientes conclusiones: solo es posible formular inferencias válidas a escala regional a partir de una muestra de mercados amplia; los tiempos y la coordinación del muestreo pueden influir marcadamente en los costos y la calidad de los resultados; y, para la estimación de la riqueza de especies, el muestreo por bloques de días es tan eficaz como el muestreo aleatorio, pero no lo es para el volumen de la canal. Una de las principales limitaciones de los estudios de mercado es que generalmente subestiman la tasa real de explotación porque solo una parte de las extracciones debidas a la caza es vendida en los mercados; el resto se consume en la aldea.

En ese sentido, las entrevistas a cazadores para estimar el perfil de abatimiento de animales pueden ser técnicas más apropiadas porque permiten determinar tanto las cantidades reservadas para el consumo propio como las cantidades vendidas. Las estimaciones del perfil de abatimiento y del esfuerzo de caza son dos métodos que llevan mucho tiempo y solo arrojan resultados exactos cuando existe una cierta confianza entre los entrevistadores y los cazadores entrevistados, lo que limita el alcance de los estudios a un ámbito de escala relativamente pequeña. Otros factores de error relacionados con el esfuerzo de caza son los siguientes: los cálculos del tiempo total pueden estar sistemáticamente sesgados, lo que puede llevar a sobrestimar el esfuerzo efectivo; la cuantificación de la eficacia de las trampas es problemática debido a las variaciones en los índices de comprobación, las variaciones en la composición de los grupos de trampas y la especificidad de las trampas según las especies; y las mediciones económicamente pertinentes de las capturas hechas desde la perspectiva del cazador, porque subestiman el verdadero impacto biológico de la caza (Rist *et al.*, 2008).

CONCLUSIONES

Dadas las restricciones de los diferentes métodos examinados en este artículo, un protocolo de encuesta correctamente diseñado podría implicar el uso de una combinación de métodos para la medición de la abundancia de mamíferos y las actividades cinegéticas y comerciales

dentro de la concesión maderera. Las mediciones instantáneas que derivan de estos indicadores han mostrado sus limitaciones a la hora de determinar los efectos de la explotación forestal y de la caza en la vida silvestre. En cambio, es necesario establecer protocolos de seguimiento para períodos largos aprovechando los esfuerzos combinados de gobiernos, empresas madereras, ONG conservacionistas y organismos de certificación forestal.

Van Vliet y Nasi (2008a) muestran que en las estimaciones (en especial las que tienen por objeto la vida silvestre) la incertidumbre es acumulativa. Los resultados que se obtienen en los diferentes sitios no son comparables entre sí porque para el cálculo de los parámetros se han empleado métodos distintos, cada uno con sus propias fuentes de errores. En ausencia de sistemas de verificación y normalización de los métodos utilizados, las conclusiones relativas a la sostenibilidad de la explotación forestal y las repercusiones de la caza deberían ser tratadas con precaución.

Es preciso llevar a cabo más investigaciones para reducir los costos financieros y humanos de los protocolos de seguimiento. Debe fomentarse el uso de métodos innovadores con el auxilio de tecnologías modernas como el muestreo genético no invasivo y las cámaras trampa. Una prioridad para los próximos años debería ser la uniformización de los protocolos para facilitar las comparaciones entre los sitios observados. Hasta ahora, en la mayoría de los estudios sobre las concesiones madereras del África central se han elaborado protocolos propios para evaluar la caza y las poblaciones silvestres; y en consecuencia se han recogido datos muy dispares que impiden cotejar los resultados entre un sitio y otro o entre varios sitios. Un protocolo estadístico estandarizado a nivel nacional o regional permitiría disponer de resultados generalizados, que se podrían traducir fácilmente en recomendaciones prácticas y en una caza más sostenible. Tales recomendaciones deberían a su vez incorporarse en las leyes nacionales o en los procesos de certificación con la finalidad de asegurar que en la gestión de las concesiones madereras la vida silvestre sea tomada en cuenta adecuadamente. ♦



Bibliografía

- Azevedo-Ramos, C., de Carvalho, O. Jr. y R. Nasi.** 2005. *Animal indicators: a tool to assess biotic integrity after logging tropical forests?* Belém, Brasil, Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia (IPAM).
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P. y Laake, J.L.** 1993. *Distance sampling: estimating abundance of biological populations.* Londres, Chapman and Hall.
- Clark, C.J., Poulsen, J.R., Malonga, R. y Elkan, P.W. Jr.** 2009. Logging concessions can extend the conservation estate for Central African tropical forests. *Conservation Biology*, 23(5): 1281–1293; DOI: 10.1111/j.1523-1739.2009.01243.x.
- Cullen, L. Jr., Bodmer, E.R. y Valladares-Padua, C.** 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brasil. *Oryx*, 35: 137–144. DOI: 10.1046/j.1365-3008.2001.00163.x.
- Dubost, G.** 1980. L'écologie et la vie sociale du Céphalophe bleu (*Cephalophus monticola* Thunberg), petit ruminant forestier africain. *Zeitschrift für Tierpsychologie*, 54: 205–266.
- Fa, J.E., Juste, J., Perez del Val, J. y Castroviejo, J.** 1995. Impact of market hunting on mammal species in Equatorial Guinea. *Conservation Biology*, 9(5): 1107–1115. DOI: 10.1046/j.1523-1739.1995.951107.x.
- Fa, J.E., Johnson, P.J., Dupain, J., Lapuente, J., Koster, P. y Macdonald, D.W.** 2004. Sampling effort and dynamics of bushmeat markets. *Animal Conservation*, 7(4): 409–416. DOI: 10.1017/S136794300400160X.
- Feer, F.** 1996. Les potentialités de l'exploitation durable et de l'élevage du gibier en zone forestière tropicale. En C.M. Hladick, A. Hladik, H. Pagezy, O.F. Linares, G.J.A. Koppert y A. Froment, eds., *L'alimentation en forêt tropicale: interactions bioculturelles et perspectives de développement*, pp. 1039–1061. París, UNESCO.
- Forbeseh, P.F., Sunderland, T.C.H. y Eno-Nku, M.** 2007. Priority setting for conservation in south-west Cameroon based on large mammal surveys. *Oryx*, 41(2): 255–262. DOI: 10.1017/S0030605307001743.
- Franzen, M.** 2006. Evaluating the sustainability of hunting: a comparison of harvest profiles across three Huaorani communities. *Environmental Conservation*, 33(1): 36–45. DOI: 10.1017/S0376892906002712.
- Hart, J.A., Grossmann, F., Vosper, A. y Ilanga, J.** 2008. Human hunting and its impact on bonobos in the Salonga National Park, Democratic Republic of Congo. En T. Furuichi y J. Thompson, eds., *The bonobos: behavior, ecology, and conservation*, pp. 245–271. Developments in Primatology: Progress and Prospects. Nueva York, EE.UU., Springer.
- Hill, K., Padwe, J., Bejyvagi, C., Bepurangi, A., Jakugi, F., Tykuarangi, R. y Tykuarangi, T.** 1997. Impact of hunting on large vertebrates in the Mbaracayu Reserve, Paraguay. *Conservation Biology*, 11(6): 1339–1353. DOI: 10.1046/j.1523-1739.1997.96048.x.
- Johns, A.G.** 1997. *Timber production and biodiversity conservation in tropical rain forests.* Cambridge, Reino Unido, Cambridge University Press.
- Julve Larrubia, C.** 2005. *Mise en place d'une zone d'intérêt cynégétique à gestion communautaire comme outil de gestion de la faune dans une concession forestière au Sud-Est Cameroun.* Faculté universitaire des sciences agronomiques de Gembloux, Bélgica (tesis de graduación).
- Koster S.H. y Hart, J.A.** 1988. Methods of estimating ungulate populations in tropical forests. *African Journal of Ecology*, 26(2): 117–126. DOI: 10.1111/j.1365-2028.1988.tb00962.x.
- Laurance, W.F., Alonso, A., Lee, M. y Campbell, P.** 2006. Challenges for forest conservation in Gabon, Central Africa. *Futures*, 38(4): 454–470. DOI: 10.1016/j.futures.2005.07.012.
- Marshall, A.J., Nardiyono, Engström, L.M., Pamungkas, B., Palapa, J., Meijaard, E. y Stanley, S.A.** 2006. The blowgun is mightier than the chainsaw in determining population density of Bornean orangutans (*Pongo pygmaeus morio*) in the forests of East Kalimantan. *Biological Conservation*, 129(4): 566–578. DOI: 10.1016/j.biocon.2005.11.025.
- Mathot L. y Doucet J.L.** 2006. Méthode d'inventaire faunique pour le zonage des concessions en forêt tropicale. *Bois et Forêts des Tropiques*, 287(1): 59–70.
- Meijaard, E., Sheil, D., Nasi, R. y Stanley, S.A.** 2006. Wildlife conservation in Bornean timber concessions. *Ecology and Society*, 11(1): 47. Disponible en: www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art47/
- Nasi, R., Cassagne, B. y Billand, A.** 2006. Forest management in Central Africa: where are we? *International Forestry Review*, 8(1): 14–20.
- Nasi, R., Brown, D., Wilkie, D., Bennett, E., Tutin, C., van Tol, G. y Christophersen, T.** 2008. *Conservation and use of wildlife-based resources: the bushmeat crisis.* CBD Technical Series No. 33. Montreal, Canadá, Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) y Bogor, Indonesia, Centro de Investigación Forestal Internacional (CIFOR).
- Naughton-Treves, L., Mena, J.L., Treves, A., Alvarez, N. y Radeloff, V.C.** 2003. Wildlife survival beyond park boundaries: the impact of slash-and-burn agriculture and hunting on mammals in Tambopata, Peru. *Conservation Biology*, 17(4): 1106–1117. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2003.02045.x.
- Noss, A.J.** 2000. Cable snares and nets in the Central African Republic. En J.G. Robinson y E.L. Bennett, eds., *Hunting for sustainability in tropical forests*, pp. 282–304. Nueva York, EE.UU., Columbia University Press.
- Noss, A.J., Oetting, I. y Cuéllar, R.L.** 2005. Hunter self-monitoring by the Isoseño-Guaraní in the Bolivian Chaco. *Biodiversity and Conservation*, 14(11): 2679–2693. DOI: 10.1007/s10531-005-8401-2.
- Peres, C.A. y Nascimento, H.S.** 2006. Impact of game hunting by the Kayapó of south-eastern Amazonia: implications for wildlife conservation in tropical forest indigenous reserves. *Biodiversity and Conservation*, 15(8): 2627–2653. DOI: 10.1007/s10531-005-5406-9.
- Petit, E. y Valiere, N.** 2006. Estimating population size with noninvasive capture-mark-recapture data. *Conservation Biology*, 20(4): 1062–1073. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2006.00417.x.
- Poulsen, J.R., Clark, C.J., Mavah, G. y Elkan, P.W.** 2009. Bushmeat supply and consumption in a tropical logging concession in northern Congo. *Conservation Biology*, 23(6): 1597–1608. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2009.01251.x.
- Rao, M., Myint, T., Zaw, T. y Htun, S.** 2005. Hunting patterns in tropical forests adjoining the Hkakaborazi National Park, north Myanmar. *Oryx*, 39: 292–300. DOI: 10.1017/S0030605305000724.

- Redford, K.H.** 1992. The empty forest. *BioScience*, 42(6): 412–422. DOI: 10.2307/1311860.
- Rist J., Rowcliffe, M., Cowlishaw, G. y Milner-Gulland, E.J.** 2008. Evaluating measures of hunting effort in a bushmeat system. *Biological Conservation*, 141(8): 2086–2099. DOI: 10.1016/j.biocon.2008.06.005.
- Sirén, A., Hambäck, P. y Machoa, J.** 2004. Including spatial heterogeneity and animal dispersal when evaluating hunting: a model analysis and an empirical assessment in an Amazonian community. *Conservation Biology*, 18(5): 1315–1329. DOI: 10.1111/j.1523-1739.2004.00024.x.
- Starkey, M.** 2004. Commerce and subsistence: the hunting, sale and consumption of bushmeat in Gabon. Fitzwilliam College, University of Cambridge, Cambridge, Reino Unido (tesis doctoral).
- Stoner, K.E., Vulinec, K., Wright, S.J., y Peres, C.A.** 2007. Hunting and plant community dynamics in tropical forests: a synthesis and future directions. *Biotropica*, 39(3): 385–392. DOI: 10.1111/j.1744-7429.2007.00291.x.
- Tieguhong, J.C. y Zwolinski, J.** 2009. Supplies of bushmeat for livelihoods in logging towns in the Congo Basin. *Journal of Horticulture and Forestry*, 1(5): 065–080 (también disponible en: www.acadjourn.org/JHF/PDF/Pdf2009/July/Tieguhong%20and%20%20Zwolinski.pdf).
- Van der Hoeven, C.A., de Boer, W.F. y Prins, H.H.T.** 2004. Pooling local expert opinions for estimating mammal densities in tropical rainforests. *Journal for Nature Conservation*, 12(4): 193–204. DOI: 10.1016/j.jnc.2004.06.003.
- Van Vliet, N. y Nasi, R.** 2008a. Why do models fail to assess properly the sustainability of duiker (*Cephalophus* spp.) hunting in Central Africa? *Oryx*, 42: 392–399, DOI: 10.1017/S0030605308000288.
- Van Vliet, N. y Nasi, R.** 2008b. Mammal distribution in a Central African logging concession area. *Biodiversity and Conservation*, 17(5): 1241–1249. DOI: 10.1007/s10531-007-9300-5.
- Van Vliet, N., Nasi, R. y Lumaret, J.P.** 2009. Factors influencing duiker dung decay in north-east Gabon: are dung beetles hiding duikers? *African Journal of Ecology*, 47(1): 40–47. DOI: 10.1111/j.1365-2028.2007.00913.x.
- Van Vliet, N., Kaniowska, E., Bourgarel, M., Fargeot, C. y Nasi R.** 2009. Answering the call! Adapting a traditional hunting practice to monitor duiker populations. *African Journal of Ecology*, 47(3): 393–399. DOI: 10.1111/j.1365-2028.2008.00999.x.
- White, L.J.T.** 1994. The effects of commercial mechanised selective logging on a transect in lowland rainforest in the Lopé Reserve, Gabon. *Journal of Tropical Ecology*, 10: 313–322. DOI: 10.1017/S0266467400007987.
- White, L.J.T. y Tutin, C.** 2001. Why chimpanzees and gorillas respond differently to logging: a cautionary tale from Gabon. En W. Webber, L.J.T. White, A. Vedder y L. Naughton-Treves, eds., *African rain forest ecology and conservation: an interdisciplinary perspective*, pp. 449–462. New Haven, EE.UU., Yale University Press.
- Wilkie, D.S., Curran, B., Tshombe, R. y Morelli, G.A.** 1998. Modeling the sustainability of subsistence farming and hunting in the Ituri Forest of Zaïre. *Conservation Biology*, 12(1): 137–147. DOI: 10.1111/j.1523-1739.1998.96156.x.
- Wright, S.J.** 2003. The myriad consequences of hunting for vertebrates and plants in tropical forests. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6(1–2): 73–86. DOI: 10.1078/1433-8319-00043. ◆