

Mesure de l'abondance des populations d'animaux sauvages dans les concessions forestières d'Afrique centrale

R. Nasi et N. van Vliet

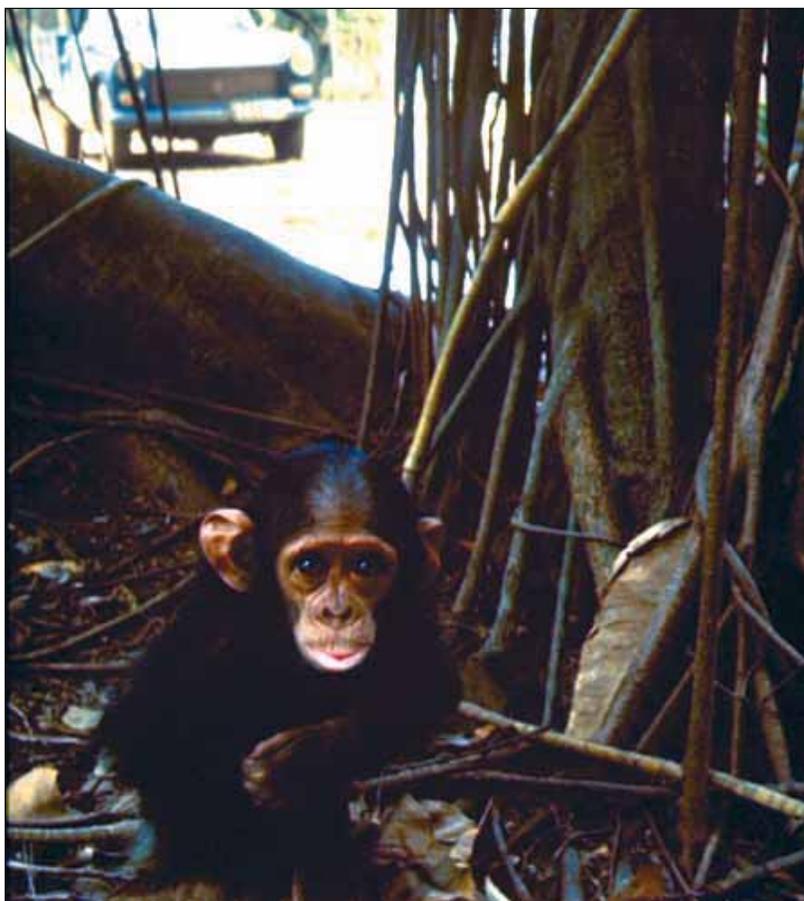
Alors que les concessions de bois en Afrique centrale ouvrent les zones reculées aux activités de chasse, les méthodes de suivi et de mesure des populations de faune sauvage doivent être examinées.

En Afrique centrale, la coupe sélective est l'industrie d'extraction qui implique les superficies les plus importantes, les concessions forestières occupant entre 30 et 45 pour cent des forêts (Nasi, Cassagne et Billand, 2006). La présence d'engins lourds et d'équipes d'abattage a des effets sur la faune sauvage (Johns, 1997; White, 1994; White et Tutin, 2001) car ils provoquent des perturbations et des modifications directes de l'habitat. Le bûchonnage encourage l'accès aux forêts reculées, ouvrant des routes dans des zones auparavant

enclavées, fournissant un contact avec les marchés et accroissant la densité de la population. Les colonies liées aux sociétés, infrastructures et campements forestiers attirent un grand nombre de personnes, notamment les travailleurs, leurs familles et les commerçants, dans des zones auparavant faiblement peuplées (Poulsen *et al.*, 2009). L'accès aux zones éloignées et l'augmentation de la population accroissent les activités de chasse.

La chasse peut à son tour déclencher de nombreux effets, toutefois encore

En Afrique, à peu près la moitié du couvert forestier restant est affectée à l'exploitation de bois. La gestion efficace de la faune sauvage dans les concessions forestières est par conséquent une question essentielle



Robert Nasi est Directeur, Programme de recherche sur les forêts, les arbres et l'agroforesterie du Groupe consultatif pour la recherche agricole internationale (CGRAI), Centre pour la recherche forestière internationale (CIFOR), Bogor, Indonésie.
Nathalie van Vliet est Chercheur post-doctorant, Département de géographie et de géologie, Université de Copenhague, Danemark.

Le céphalophe bleu est une importante source de protéines en Afrique centrale. D'après la liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), «à mesure que la population humaine s'accroît et s'étend, la distribution et le nombre d'individus de cette espèce, abondante et très résiliente, enregistre un certain déclin»



largement incompris, qui sont susceptibles d'altérer le fonctionnement, la structure et la composition de l'ensemble de l'écosystème. Dans de nombreux cas, ces effets sont relativement simples et faciles à prévoir, en particulier pour les espèces directement visées par les activités de chasse. Cependant, il se peut que la chasse ait aussi des effets indirects, souvent désignés dans la documentation comme «effets en cascade», dans la mesure où plusieurs étapes d'effets consécutifs de cette pratique peuvent se succéder (voir par exemple Wright, 2003). Parmi les divers systèmes dépendant de la présence de la faune et dont les processus peuvent être affectés par la chasse, on trouve notamment la régénération des plantes (perte de pollinisateurs, d'agents de dispersion des semences et de prédateurs des semences), les réseaux trophiques (pertes des prédateurs essentiels ou de leurs proies) et la diversité végétale (changement des modèles d'herbivorie, augmentation des ravageurs) (voir Stoner *et al.*, 2007, pour un passage en revue). À l'instar d'autres activités d'extraction, la chasse est donc susceptible de contribuer à la dégradation des forêts. L'un des effets potentiels extrêmes consisterait en une dégradation menant à un état de défaunation¹ presque totale, dans lequel les forêts deviendraient des «forêts vides» (Redford, 1992).

Si l'impact des activités de coupe et de chasse sur la faune sauvage est bien documenté, le rôle des concessions forestières en tant que «réservoirs de faune sauvage» potentiels, en comparaison des territoires intacts, est lui aussi de plus en plus reconnu (Meijaard *et al.*, 2006; Clark *et al.*, 2009). Alors qu'environ la moitié de la couverture forestière restante

de l'Afrique est affectée à l'exploitation forestière, la gestion de la faune sauvage dans les concessions est devenue critique, en particulier lorsque les activités de chasse font pression dans des zones de plus en plus reculées. Dans la mesure où le gibier est à peu près la seule source de protéines – avec le poisson, les insectes et les vers – pour une large part de la population rurale des tropiques, de même qu'une source essentielle de revenu, les activités de chasse doivent être gérées de sorte qu'elles continuent à fournir des protéines et des revenus à ces dernières, sans pour autant conduire à l'extinction des espèces les plus vulnérables (Nasi *et al.*, 2008).

On ne peut parvenir à gérer les activités de chasse que si des méthodes appropriées de suivi des populations d'animaux sauvages et de la dégradation des forêts en tant qu'impact de la chasse sont disponibles. Cet article présente quelques-unes des leçons tirées de l'expérience passée et d'efforts récents visant à évaluer l'impact de la chasse sur les populations fauniques.

INDICATEURS ET MÉTHODES DE MESURE

Indicateurs

L'abondance et la densité de certaines espèces animales sauvages apparaissent comme les indicateurs directs les plus courants, si ce n'est les plus faciles à utiliser pour mesurer avec quelque précision (voir van Vliet et Nasi, 2008a) la défaunation

en tant qu'impact de la chasse (voir Azevedo-Ramos, de Carvalho et Nasi, 2005, pour un examen des indicateurs de la faune et de l'exploitation forestière). En Afrique centrale, l'abondance et la densité des grands mammifères sont utilisées comme indicateurs de la défaunation des forêts, en particulier celles des primates et des ongulés. Les espèces habituellement choisies, eu égard à leur importance en tant que source de protéines et de revenus pour les populations rurales et urbaines, sont les céphalophes (*Cephalophus* spp.) et les potamochères (*Potamochoerus porcus*), de même que les singes diurnes.

L'étendue et la distribution spatiale des routes ont été particulièrement utiles pour évaluer la défaunation de manière indirecte (Laurance *et al.*, 2006; van Vliet et Nasi, 2008b). En effet, la répartition des mammifères dans une forêt semble bien plus influencée par les routes et la chasse que par les effets directs de l'exploitation tels que perturbations et modifications de l'habitat (Marshall *et al.*, 2006). La plupart des signes indiquant des activités de chasse sont situés à moins de 3 km des routes forestières, et il existe une étroite corrélation entre les indicateurs relatifs à la chasse et la distance des routes. Parmi les autres indicateurs indirects utilisés pour évaluer l'intensité de la chasse dans les concessions forestières, citons entre autres: les profils de capture des chasseurs, pour lesquels des données relatives

¹ Dans cet article, le terme «défaunation» indique un déclin significatif de la population animale, allant d'une diminution numérique ou d'une réduction de la diversité jusqu'à l'extirpation presque totale de la faune.

aux prélèvements de la chasse sont collectées régulièrement pour un échantillon de chasseurs; l'effort de chasse², qui consiste en une mesure économique de l'effort investi par le chasseur; la consommation de viande de brousse des ménages; et la quantité de gibier commercialisée sur les marchés environnants.

Protocoles d'enquête

Abondance et densité des mammifères

Certaines études ont eu recours à des approches *diachroniques*, à savoir des approches qui supposent de prendre des mesures sur un même site à deux moments différents; l'abondance de mammifères est mesurée avant et après qu'ont eu lieu des activités de coupe, puis les deux séries de données sont comparées. Cependant, dans la plupart des cas, les données relatives à la quantité d'animaux sauvages avant les activités d'exploitation n'étaient pas disponibles. Les chercheurs ont alors favorisé des approches *synchroniques*, à savoir des approches consistant à prendre au même moment des mesures sur des sites différents mais reliés. Ces approches prévoient de comparer les données recueillies sur des sites voisins, dont certains sont soumis à la chasse et d'autres non, en vue d'évaluer l'impact de la chasse.

La méthode la plus couramment utilisée pour estimer l'abondance de mammifères consiste dans les transects linéaires, où les données sont recueillies le long de transects en lignes droites parallèles.

Dans les enquêtes menées par les sociétés d'exploitation forestière pour établir leurs inventaires, les transects de végétation couvrent la concession tout entière et peuvent être utilisés pour étudier la faune sauvage et relever les activités humaines (par exemple, la chasse). En Afrique centrale, l'inventaire qui a été mené sur 30 millions d'hectares en vue de se conformer aux lois forestières nationales (Nasi, Cassagne et Billand, 2006) représente assurément une banque de données inestimable, susceptible d'être utilisée pour évaluer la dégradation des forêts (Mathot et Doucet, 2006; van Vliet et Nasi, 2008b).

Les études effectuées par certains chercheurs utilisent des transects plus petits et plus localisés de 1 à 2 km, et privilégient des sites similaires en termes d'habitat, représentatifs de différents types de zones: zones non exploitées, zones récemment exploitées et zones déjà exploitées depuis un nombre d'années données. Les informations recueillies lors d'enquêtes suivant des transects linéaires conjuguent en général des comptages visuels diurnes, des comptages d'excréments et, dans le cas des primates, des comptages de nids. On parcourt les transects de jour, tôt le matin (entre 6 h 30 et 10 h du matin), à une vitesse moyenne de 1 km par heure, en vue de maximiser les repérages directs. Pour les céphalophes, on a aussi eu recours à la méthode de la gradation du compas forestier (van Vliet *et al.*, 2009) et aux comptages visuels nocturnes (Julve Larrubia, 2005).

Pour obtenir des données sur les densités de mammifères à partir des transects linéaires, on mesure (ou estime) les distances perpendiculaires observées. Ces distances sont analysées au moyen d'un échantillonnage des distances, c'est-à-dire que la mesure de la distance des objets observés à partir de la ligne-transect permet de calculer la probabilité de les observer (Buckland *et al.*, 1993). Cette méthode requiert un nombre minimum de 60 observations directes pour chaque espèce étudiée, ce qui peut constituer une contrainte non négligeable, eu égard au comportement fuyant de nombreux mammifères des forêts tropicales.

Pour les espèces timides et fuyantes, le comptage des boulettes d'excréments s'est souvent révélé plus pratique que les repérages directs, dans la mesure où le nombre d'observations de celles-ci est souvent bien plus élevé. Si l'on dispose pour chaque espèce de données sur les taux de défécation et les taux de dégradation des excréments, les observations d'excréments peuvent aussi être utilisées pour évaluer la densité animale grâce à un échantillonnage des distances. Si le comptage des boulettes d'excréments est une méthode relativement simple, de nombreuses erreurs potentielles lui sont associées. Parfois, certains comptages de groupes d'excréments sont impraticables pour des raisons diverses: taux de défécation variables, utilisation des transects

et des latrines par les animaux, pertes variables d'excréments attaqués par les bousiers (van Vliet, Nasi et Lumaret, 2009), végétation extrêmement dense ou difficultés d'identification des excréments des diverses espèces d'ongulés vivant dans une même zone. Lorsque le nombre d'observations est trop faible, le nombre d'observations par kilomètre, ou indice kilométrique d'abondance (IKA), peut être utilisé pour mesurer l'abondance d'animaux (Mathot et Doucet, 2006). Cet indice simple peut être utilisé pour comparer l'abondance de mammifères entre divers sites ou le long d'une période de suivi sur le long terme.

Au lieu de transects linéaires, certains chercheurs (par exemple, Forboseh, Sunderland et Eno-Nku, 2007; Hart *et al.*, 2008) ont préféré des recensements ou reconnaissances pédestres, dans lesquels l'observateur suit le chemin de moindre résistance à travers la végétation. Ces reconnaissances pédestres peuvent servir à enregistrer les observations diurnes directes d'animaux, les piles d'excréments et les nids. Les données obtenues ne sont pas censées permettre d'estimer les densités mais peuvent facilement être converties en IKA.

À côté des comptages de transects linéaires, il existe d'autres méthodes d'enquête: la capture et la recapture d'animaux au moyen de filets (Dubost, 1980; Koster et Hart, 1988) – suivant cette méthode, les animaux sont capturés, marqués et relâchés; puis, on recapture les animaux et on les compte –; le comptage des rencontres de chasse nettes – à savoir le nombre d'animaux

Piles d'excréments de céphalophes.
Pour certaines espèces, compter les boulettes d'excréments peut s'avérer plus pratique que de s'appuyer sur des observations directes



² Par exemple, le nombre de jours de chasse pour un rendement donné, ou le gibier récolté pour un effort de chasse donné (voir Rist *et al.*, 2008).

vus par zone examinée – (Noss, 2000); et le calcul des densités, à partir de la taille de la surface de distribution et de la structure de la population (Feer, 1996). Ces méthodes ont principalement été utilisées pour les céphalophes et des zones relativement petites car elles prennent beaucoup de temps et requièrent en général la présence d'équipes importantes et bien formées. Les approches de capture-recapture utilisant des méthodes d'échantillonnage génétique non envahissantes – par exemple au moyen de poils ou de fèces – et les pièges photographiques – à savoir des appareils automatisés prenant des photos d'animaux sauvages sans intervention humaine – sont actuellement en train d'être testés pour certaines espèces d'Afrique centrale, mais les résultats ne sont pas encore publiés.

Chasse et activités marchandes

Les études s'appuyant sur des données recueillies au niveau des villages ou des ménages utilisent des entretiens semi-structurés réguliers (quotidiens, hebdomadaires ou mensuels) qui visent à évaluer les profils des prélèvements, l'effort de chasse et la consommation de gibier des ménages.

Les données collectées pour établir les profils des prélèvements comprennent la désignation des espèces chassées et leur quantité, les techniques de chasse (fusils ou pièges), le nombre de jours consacrés à la chasse, les quantités de viande de brousse vendue ou consommée et le prix et le poids moyen de chaque animal ou pièce de gibier (par exemple, Wilkie *et al.*, 1998; Tieguhong et Zwolinski, 2009).

En alternative à la mesure des prélèvements de la chasse, il est possible d'utiliser la mesure de l'effort de chasse. Ce dernier peut être quantifié en unités de temps telles que le nombre d'heures (Franzen, 2006), de jours (Peres et Nascimento, 2006) ou de mois (Noss, Oetting et Cuéllar, 2005) consacrés à la chasse. L'effort de chasse peut aussi être mesuré autrement qu'en unités de temps, par exemple selon un indice basé sur la fréquence de la rencontre de signes de

présence de chasseurs (Cullen, Bodmer et Valladares-Padua, 2001), ou selon le nombre de chasseurs opérant dans une zone donnée (Naughton-Treves *et al.*, 2003), ou bien en pièces de matériel d'équipement de chasse, telles que le nombre de filets ou de pièges utilisés par unité de temps. D'autres mesures s'appuient davantage sur l'espace, comme la distance entre les sites de chasse et les lieux d'habitation (Rao *et al.*, 2005) ou le point d'accès humain le plus proche (Hill *et al.*, 1997), ou encore la distance parcourue par le chasseur pendant la chasse elle-même (Sirén, Hambäck et Machoa, 2004).

Lors de l'évaluation de la consommation de gibier par les ménages, on recueille des informations détaillées relatives à la composition du repas principal de la journée (ou des derniers repas), comprenant notamment le prix à l'unité des protéines animales (poisson, viande et gibier), les quantités consommées et, le cas échéant, les espèces de gibier (Starkey, 2004; Poulsen *et al.*, 2009).

La plupart des études utilisant des données recueillies sur les marchés de viande de brousse pour évaluer l'impact des activités de chasse sur la faune sauvage ne se concentrent pas spécifiquement sur les concessions forestières, mais plus généralement sur une zone

de prélèvements à une échelle régionale (Fa *et al.*, 1995; 2004). La zone de chasse est souvent calculée selon la surface totale couverte par tous les sites mentionnés comme étant sources de viande de brousse par les commerçants de gibier, laquelle s'étend habituellement au-delà de la zone de concession forestière. Deux attributs principaux de la dynamique du marché sont mesurés: la quantité et la disponibilité quotidiennes de chaque espèce. Ces mesures s'expriment quantitativement comme l'abondance quotidienne d'une espèce et la disponibilité de chaque espèce sur le marché. Les marchés sont visités régulièrement (de tous les jours à une fois par semaine), et un échantillon de commerçants (ou la totalité d'entre eux, selon la taille du marché) est interrogé pour savoir quelles espèces et quelles quantités ont été vendues, et si la viande commercialisée était fraîche ou fumée.

DISCUSSION

Les transects linéaires offrent la possibilité de mener des enquêtes portant sur de multiples espèces et ont largement été utilisés dans le contexte des concessions forestières. Cependant, dans le cadre d'un suivi régulier, les transects linéaires sont coûteux et requièrent qu'on leur consacre beaucoup de temps.



Potamochoère. La consommation et le marché de la viande de brousse peut être un indicateur de l'impact de la chasse

C. BOUIN/ENRAGE

Les données qui en sont issues sont souvent trop peu abondantes pour permettre de calculer des estimations de densité. Cette contrainte limite l'efficacité des enquêtes employant les transects comme outils de suivi des tendances des populations de faune sauvage. Ces tracés entraînent aussi des impacts environnementaux collatéraux, tels que la dégradation du sous étage et l'utilisation des transects de la part des chasseurs pour y établir leurs filets ou chasser au fusil.

Pour ces raisons, certains chercheurs privilégient aujourd'hui les recensements ou reconnaissances pédestres. S'il s'agit là d'une approche attractive lorsque l'on doit étudier de grandes superficies, dans la mesure où les contraintes logistiques sont moins nombreuses, des recherches complémentaires sont toutefois nécessaires pour évaluer la qualité des données issues de ces reconnaissances pédestres, pour diverses espèces animales et divers types de signes (notamment excréments, nids et observations directes). Des méthodes plus novatrices, telles que les approches de capture-recapture où l'on effectue des échantillonnages non envahissants (Petit et Valiere, 2006) et les pièges photographiques sont susceptibles d'ouvrir des voies nouvelles et efficaces pour mener des enquêtes sur les mammifères sur de vastes surfaces. Ces méthodes sont déjà utilisées dans d'autres contextes pour les espèces tempérées. Au fur et à mesure de leur développement, elles pourraient se révéler prometteuses dans leur application aux espèces tropicales des forêts d'Afrique centrale.

Plutôt que d'essayer d'estimer les valeurs absolues des densités (et les mises en garde méthodologiques afférentes), l'objectif devrait être d'estimer les tendances de l'abondance faunique dans le temps. L'IKA fournit une méthode simple mais efficace à cet égard. De même, les approches consistant à regrouper un ensemble d'avis d'experts locaux sont une manière d'effectuer le suivi de l'abondance faunique (van der Hoeven, de Boer et Prins, 2004). Contrairement aux méthodes classiques, le regroupement d'avis d'experts locaux n'est pas coûteux et garantit une meilleure appropriation locale des résultats.

Les indicateurs indirects du rôle de la chasse dans la défaunation des forêts sont

en train de recevoir une attention croissante, quoique non spécifiquement dans le contexte de l'exploitation forestière. La documentation existante présente un certain nombre de leçons s'appliquant aussi aux concessions forestières. Pour les études de marché, Fa *et al.* (2004) ont évalué l'efficacité d'un certain nombre de méthodes visant à mesurer le volume de viande de brousse commercialisée, parvenant aux conclusions suivantes: des déductions utiles au niveau régional ne peuvent se faire qu'à partir d'un vaste échantillon de marchés; les temps et la coordination des échantillonnages peuvent avoir une influence considérable sur les coûts et la qualité des résultats; enfin, l'échantillonnage par groupes de jours est aussi efficace que l'échantillonnage aléatoire pour l'estimation de la richesse des espèces, mais pas pour celle du volume des carcasses. L'une des limites principales des études de marché est qu'elles sous-estiment en général le taux réel de prélèvement car seule une part des prises de chasse est vendue sur les marchés, le reste étant consommé au niveau des villages.

En ce sens, les interviews de chasseurs visant à estimer les profils des prélèvements peuvent s'avérer plus appropriées, car elles permettent de déterminer aussi bien les quantités gardées pour la consommation que les quantités vendues. Les estimations des profils de capture et de l'effort de chasse requièrent toutes deux du temps et ne peuvent fournir de résultats précis que lorsqu'il existe un certain niveau de confiance entre les enquêteurs et les chasseurs interrogés, limitant par là même l'étendue des études à une échelle relativement petite. Il existe d'autres biais relatifs à l'effort de chasse, notamment les points suivants: les estimations de temps peuvent être biaisées de façon systématique, ce qui peut se traduire par une surestimation de l'effort significatif; la quantification de l'effort de piégeage est problématique du fait de la variabilité des taux de vérification des pièges, de la composition des groupes de piège et de la spécificité des pièges par espèces; enfin, les mesures de prélèvement significatives sur le plan économique du point de vue du chasseur sous-estiment l'impact biologique réel de la chasse (Rist *et al.*, 2008).

CONCLUSIONS

Eu égard aux limites des différentes méthodes présentées dans cet article, une enquête bien conçue devrait envisager une combinaison d'approches, comportant aussi bien des mesures de l'abondance de mammifères que des mesures des activités de chasse et de commercialisation de gibier dans les concessions forestières. Les mesures instantanées de ces indicateurs ont montré leurs limites dans la détermination des effets de l'exploitation forestière et de la chasse sur la faune sauvage. En alternative, des protocoles de suivi à long terme doivent être établis grâce aux efforts conjoints des gouvernements, des sociétés forestières, des organisations non gouvernementales (ONG) chargées de la conservation et des organismes de certification forestière.

Van Vliet et Nasi (2008a) montrent comment les estimations (en particulier celles concernant la faune sauvage) donnent lieu à des incertitudes cumulatives. Les résultats obtenus sur différents sites ne sont pas comparables entre eux parce que des méthodes distinctes ont été employées pour le calcul des paramètres, et que chacune d'entre elles a ses propres sources d'erreur. En l'absence de systèmes de vérification et d'uniformisation des méthodes utilisées, les conclusions relatives à la durabilité de l'exploitation forestière et à l'impact de la chasse devraient être traitées avec précaution.

Des recherches plus approfondies sont nécessaires en vue de diminuer les coûts humains et financiers des systèmes de suivi. Le développement de méthodes novatrices associées à de nouvelles technologies, comme les approches génétiques non envahissantes et le piégeage photographique, doit être encouragé. La priorité dans les années à venir devrait consister à élaborer des protocoles normalisés permettant des comparaisons entre sites. Jusqu'à présent, la plupart des études menées dans diverses concessions forestières d'Afrique centrale ont développé leurs propres protocoles pour l'évaluation de la chasse dans les populations de faune sauvage forestière. Il en résulte de grandes dissemblances entre les données obtenues, aussi ne dispose-t-on pas de résultats comparables entre sites et

à l'intérieur de ces derniers. L'existence de protocoles plus uniformisés au niveau national ou régional fournirait des résultats généralisés susceptibles d'être facilement traduits en recommandations concrètes pour des pratiques de chasse plus durables. Ces recommandations pourraient, à leur tour, s'inscrire dans des législations ou des processus de certification nationaux visant à garantir que la faune sauvage est prise en compte de manière adéquate dans la gestion des exploitations forestières. ♦



Références

- Azevedo-Ramos, C., de Carvalho, O. Jr. et R. Nasi.** 2005. *Animal indicators: a tool to assess biotic integrity after logging tropical forests?* Belém, Brésil, Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazonia (IPAM).
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P. et Laake, J.L.** 1993. *Distance sampling: estimating abundance of biological populations.* Londres, Chapman and Hall.
- Clark, C.J., Poulsen, J.R., Malonga, R. et 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. et Valladares-Padua, C.** 2001. Ecological consequences of hunting in Atlantic forest patches, São Paulo, Brésil. *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 (*Céphalophus monticola* Thunberg), petit ruminant forestier africain. *Zeitschrift für Tierpsychologie*, 54: 205–266.
- Fa, J.E., Juste, J., Perez del Val, J. et 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. et 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. In C.M. Hladick, A. Hladik, H. Pagezy, O.F. Linares, G.J.A. Koppert et A. Froment, édés., *L'alimentation en forêt tropicale: interactions bioculturelles et perspectives de développement*, pp. 1039–1061. Paris, Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture.
- Forbeseh, P.F., Sunderland, T.C.H. et 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. et Ilanga, J.** 2008. Human hunting and its impact on bonobos in the Salonga National Park, Democratic Republic of Congo. In T. Furuichi et J. Thompson, édés., *The bonobos: behavior, ecology, and conservation*, pp. 245–271. Developments in Primatology: Progress and Prospects. New York, États-Unis d'Amérique, Springer.
- Hill, K., Padwe, J., Bejyvagi, C., Bepurangi, A., Jakugi, F., Tykuarangi, R. et 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, Royaume-Uni, 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, Belgique (thèse universitaire).
- Koster S.H. et 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. et 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. et 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. et 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. et Stanley, S.A.** 2006. Wildlife conservation in Bornean timber concessions. *Ecology and Society*, 11(1): 47. Disponible sur: www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art47/
- Nasi, R., Cassagne, B. et 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. et Christophersen, T.** 2008. *Conservation and use of wildlife-based resources: the bushmeat crisis.* CBD Technical Series No. 33. Montréal, Canada, Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique (CDB) et Bogor, Indonésie, Centre pour la recherche forestière internationale (CIFOR).
- Naughton-Treves, L., Mena, J.L., Treves, A., Alvarez, N. et 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. In J.G. Robinson et E.L. Bennett, édés., *Hunting for sustainability in tropical forests*, pp. 282–304. New York, États-Unis d'Amérique, Columbia University Press.
- Noss, A.J., Oetting, I. et Cuéllar, R.L.** 2005. Hunter self-monitoring by the Ioseño-Guaraní in the Bolivian Chaco. *Biodiversity and Conservation*, 14(11): 2679–2693. DOI: 10.1007/s10531-005-8401-2.
- Peres, C.A. et 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. et 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. et 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. et 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., Cowlshaw, G. et 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. et 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, Royaume-Uni (thèse de doctorat).
- Stoner, K.E., Vulinec, K., Wright, S.J., et 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. et Zwolinski, J.** 2009. Supplies of bushmeat for livelihoods in logging towns in the Congo Basin. *Journal of Horticulture and Forestry*, 1(5): 065–080 (Disponible aussi sur: www.acadjourn.org/JHF/PDF/Pdf2009/July/Tieguhong%20and%20%20Zwolinski.pdf).
- Van der Hoeven, C.A., de Boer, W.F. et 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. et 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. et 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. et 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. et 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. et Tutin, C.** 2001. Why chimpanzees and gorillas respond differently to logging: a cautionary tale from Gabon. In W. Webber, L.J.T. White, A. Vedder et L. Naughton-Treves, eds., *African rain forest ecology and conservation: an interdisciplinary perspective*, pp. 449–462. New Haven, États-Unis d'Amérique, Yale University Press.
- Wilkie, D.S., Curran, B., Tshombe, R. et 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. ♦