

L'incertitude dans l'estimation de durabilité de la chasse : le cas du hocco en Guyane

Colin Niel¹, Cécile Richard-Hansen, Laure Debeir

¹ Bureau des parcs nationaux et des réserves naturelles MEEDDAT/DNP 75007 Paris

CONTEXTE DE L'ÉTUDE

Dans beaucoup de forêts tropicales, la chasse de subsistance est toujours une composante importante de l'alimentation humaine. Si, par le passé, cette activité avait vraisemblablement peu d'impacts sur les populations animales, actuellement, les abus de la chasse sont reconnus responsables de très nombreux cas d'éradication ou de sévères déplétions locales de populations animales (Redford, 1992 ; Robinson & Bennet, 2000). La durabilité des pratiques doit donc pouvoir être évaluée malgré une réalité généralisée sous ces latitudes de manque de connaissances de base sur la dynamique de population de la plupart des espèces concernées, même parmi les plus communes. Dans ce contexte, Robinson & Redford (1991) ont proposé les premiers un modèle simple pour diagnostiquer les cas de chasse non durable, à partir de données incomplètes, s'appuyant sur une estimation du taux d'accroissement des espèces proposée par Cole (1954). Ce modèle est repris par de très nombreux auteurs sur la chasse en zone tropicale depuis des années (Robinson & Bennet, 2000 ; Bodmer & Robinson, 2004), mais des études plus récentes commencent à montrer ses limites : Milner-Gulland & Akçakaya (2001) recommandent de considérer des modèles plus réalistes inspirés de la littérature sur la pêche (Wade, 1998 ; Taylor *et al.*, 2000), et Niel & Lebreton (2005) ont proposé une méthode nouvelle pour estimer les taux de multiplication des espèces plus précisément à partir de données démographiques fragmentaires. Cependant, ces réflexions avancées n'ont jamais encore été appliquées à la chasse en milieu tropical.

Selon nous, le principal problème du modèle de Robinson & Redford (1991) est de ne pas prendre en compte la part d'incertitude importante qui est inévitablement associée à ces données « incomplètes » (Milner-Gulland & Akçakaya, 2001). En conséquence, chaque paramètre du modèle est choisi de manière relativement arbitraire par le modélisateur, sur la base d'études spécifiques parfois, mais plus souvent d'extrapolations de connaissances sur des espèces voisines, ou de simples avis d'expert. Ce choix d'une valeur « plausible » ou « conservatrice » selon les cas cache l'incertitude réelle aux gestionnaires et décideurs, au lieu de la prendre explicitement en compte comme une information dans la prise de décision (Bradshaw & Borchers, 2000).

L'incertitude est pourtant bien abordée dans d'autres domaines de la recherche sur la gestion de la faune sauvage avec des méthodes qui apparaissent très prometteuses dans le domaine de la chasse en milieu tropical.

La chasse au hocco (*Crax alector*) en Guyane Française est ici considérée comme un exemple pour lequel des décisions de gestion doivent être prises, en dépit de données biologiques de base extrêmement réduites. Ce gros oiseau frugivore de la famille des Cracidés, considérée comme l'un des groupes les plus menacés de la zone néotropicale (Strahl *et al.* 1997), peut

être chassé pratiquement sans restrictions dans le département, et la commercialisation de ses produits issus de la chasse vient très récemment seulement d'être interdite (AP N° 1672/2D/2B/ENV du 23 Juillet 2007). Malgré le manque de données, les concertations locales issues des orientations régionales de gestion de la faune sauvage et de ses

habitats (ORGFH) avaient en effet toutes conclu à une alerte sur le niveau de ses populations en Guyane. Une première approche de la durabilité des pratiques de chasse avait été effectuée par l'application du modèle de Robinson & Redford (1991) par Richard-Hansen *et al.* (2004), mais aucune étude ne prend en compte l'incertitude des données utilisées.

L'objectif des présents travaux est de proposer une méthode pour estimer un indice de durabilité de la chasse prenant en compte explicitement l'incertitude des données pour les espèces tropicales chassées, en utilisant le hocco comme étude de cas.

Méthodes

Site d'étude

Les données terrain proviennent d'une étude globale sur les pratiques de chasse dans le village de Saül, situé au centre de la Guyane et relativement isolé. À l'époque où les données ont été prises, la population humaine permanente était évaluée à une cinquantaine de personnes d'origine variée (Créoles, métropolitains, H'mong et Bushi nengue). La chasse était alors pratiquée régulièrement et « traditionnellement » pour constituer un apport carné plus varié à l'alimentation, mais ne constituait pas à proprement parler une chasse de subsistance.

Indices de durabilité

Notre approche démographique pour évaluer la durabilité est inspiré du « *US National Marine Fisheries Services* », NMFS (Wade, 1998 ; Taylor *et al.*, 2000). Le prélèvement biologique potentiel (*Potential Biological Removal* PBR), correspondant au prélèvement maximum qui peut théoriquement être effectué sans mettre en danger la population, est calculé comme suit :

$$PBR = 1/2F_R (\lambda_{max} - 1) D \quad (1)$$

avec λ_{max} le taux de multiplication annuel maximum de l'espèce considérée, D la densité de population et F_R un facteur de sécurité, compris entre 0 et 1.

Le taux de multiplication annuel maximum λ_{max} correspond au taux de multiplication annuel que peut atteindre une population de l'espèce considérée en l'absence de facteur limitant l'accroissement de la population,

et en particulier avec une faible densité de population. La méthode DIM [*Demographic Invariant Method*, (Niel & Lebreton, 2005)] a été mise au point sur des populations d'oiseaux pour estimer λ_{max} à partir de la probabilité de survie annuelle d'oiseaux adultes s et de l'âge de première reproduction α selon la formule suivante :

$$\lambda_{max} \approx \frac{(s\alpha - s + \alpha + 1) + \sqrt{(s - s\alpha - \alpha - 1)^2 - 4s\alpha^2}}{2\alpha} \quad (2)$$

Bien que n'utilisant que deux paramètres, cette méthode fournit des estimations de λ_{max} plus réalistes que la formule de Cole (1954), qui a une forte tendance à le surestimer (Slade *et al.*, 1998), ce qui est très problématique en termes de conservation.

Le facteur de sécurité F_R est utilisé dans le modèle NMFS pour s'assurer de plus de sécurité et de conservatisme, et prendre en compte l'incertitude. Globalement, Taylor *et al.* (2000) recommandent de le fixer à 0,1 pour les espèces en danger et à 0,5 pour les espèces menacées. Contrairement au modèle NMFS, notre modèle incorpore déjà l'incertitude. Cependant, l'incertitude prise en compte est uniquement celle sur les valeurs des paramètres, et nous avons donc décidé de conserver ce facteur F_R pour prendre en compte d'autres sources d'incertitude, comme celle sur la réponse démographique de la population au prélèvement (mortalité additive ou compensatrice). La valeur de F_R a été fixée à 0,5.

Le taux de prélèvement annuel (*Harvest*) H est :

$$H = O/A \quad (3)$$

avec O le prélèvement (*Offtake*), c'est-à-dire le nombre de hocco tués par an, et A la superficie de l'aire de chasse.

L'indice de durabilité (*Sustainability index*) SI est la différence PBR-H, comparée à la valeur zéro. Comme le soulignent Slade *et al.* (1998) et Niel & Lebreton (2005), il est important de noter que ce modèle simple permet de prédire si le taux de prélèvement n'est pas durable, dans le cas où le prélèvement effectif

H est supérieur au prélèvement potentiel PBR ($SI < 0$), mais pas l'inverse.

Incertitude et décomposition de variance

L'incertitude dans chacun des 5 paramètres d'entrée (D, α , s, O et A) est représentée par une distribution correspondant à notre connaissance sur ces paramètres. Cette méthode peut être appliquée avec n'importe quel type de distribution quand certaines valeurs sont considérées comme plus plausibles que d'autres (voir par exemple Slooten *et al.*, 2000). Cependant, dans notre cas, nous avons utilisé une distribution uniforme (Parysow & Tazik, 2002), car l'incertitude était si importante qu'aucune valeur ne semblait devoir être favorisée facilement. Dans une distribution uniforme, les limites fixent l'étendue des valeurs possibles pour le paramètre, et toutes les valeurs entre les deux extrêmes ont la même probabilité. La variance de la distribution caractérise le degré d'incertitude. Les distributions de l'incertitude des paramètres de sortie du modèle λ_{max} , PBR, H et SI ont été obtenues par le logiciel R avec 1 000 000 itérations de calcul, dans lesquelles des valeurs indépendantes de chaque paramètre d'entrée étaient choisies aléatoirement dans la distribution uniforme les caractérisant. Les moyennes et variances de λ_{max} , PBR, H et SI ont été calculées à partir de ces résultats.

Une analyse par décomposition de variance a ensuite été effectuée. Les contributions proportionnelles C (θ/R) de la variance (i.e. de l'incertitude) de chaque paramètre d'entrée θ (D, α , s, O ou A) à la variance d'un paramètre résultant R (λ_{max} , PBR, H ou SI) ont été estimées par la méthode Delta (Seber, 1982), proche de celles d'Eberhardt & O'Shea (1995) et de Runge *et al.* (2004) :

$$C(\theta/R) = \frac{V(\theta)}{V(R)} \left| \frac{\partial R}{\partial \theta} \right|^2 \quad (4)$$

avec V la variance de chaque paramètre. Les dérivées partielles ont été calculées simplement à partir des équations (1), (2) et (3), avec les valeurs moyennes des distributions des paramètres.



Hocono en Guyane

Estimation des paramètres démographiques

Les distributions des paramètres α (âge première reproduction) et s (probabilité de survie annuelle à l'âge adulte) ont été construites à partir de données bibliographiques sur l'espèce ou les espèces voisines.

Estimation de la densité

Les densités ont été estimées par la méthode de « *Distance sampling* » (Buckland *et al.*, 1993). Des transects ont été effectués autour du village, dans la zone de chasse, et à différentes saisons. Trois comptages différents ont été effectués en 2002, cumulant respectivement 99, 142 et 169 km d'échantillonnage. Les distances perpendiculaires étaient mesurées grâce à un télémètre laser. La largeur effective de comptage (*Effective Strip Width*, ESW) a été calculée à partir de données sur l'espèce provenant de cette zone et d'autres en Guyane, après vérification que les distributions n'étaient pas différentes (test de Kruskal Wallis) et que la variance inter-site était inférieure à la variance intra-site (Buckland *et al.*, 1993 ; Peres, 1997 ; Gonzalez-Solis *et al.*,

2001). Trois estimations différentes de densité moyenne ont été ainsi obtenues, avec le taux de rencontre de chaque session de comptage mais le même ESW global (Richard-Hansen & Niel, 2005). À partir de ces résultats, une distribution uniforme a été construite de la plus faible à la plus élevée des valeurs moyennes, supposée contenir toutes les valeurs plausibles de densité du hocono dans la zone.

Estimation du prélèvement par la chasse et de la zone de chasse

Le nombre d'animaux chassés est connu d'après une enquête exhaustive auprès des

chasseurs locaux pendant une année entière. La plupart des chasseurs collaborent efficacement, cependant, nous avons considéré qu'environ 50 % d'animaux en plus étaient susceptibles d'être tués par quelques chasseurs moins scrupuleux ou de passage, et nous avons donc construit une distribution uniforme pour O entre la valeur obtenue lors des enquêtes, considérée comme un minimum, et cette valeur augmentée d'un facteur 0,5.

La zone de chasse a été déterminée d'après l'enquête, qui faisait apparaître l'utilisation des sentiers autour du village et un éloignement occasionnel d'un kilomètre au maximum de ces sentiers. Considérant un diamètre de domaine vital du hocono estimé à 0,5 km, les limites inférieures et supérieures de la superficie impactée ont été évaluées pour construire la distribution uniforme en intégrant une zone tampon de 0,25 à 1,25 km (1 km de marche plus le rayon du domaine vital) autour de l'aire englobant le système de sentiers aux alentours du village.

Résultats

Le tableau 1 présente les valeurs minimales et maximales obtenues pour l'estimation des paramètres d'entrée du modèle, qui constituent les bornes des distributions uniformes utilisées. L'âge de première reproduction a été estimé entre 2 et 3 ans, à partir de la bibliographie existante (Begazo & Bodmer, 1998). Concernant la survie, une seule estimation a pu

Tableau 1 : Limites supérieures et inférieures pour la distribution uniforme des paramètres d'entrée du modèle. D : densité (individus/km²), α : âge de première reproduction (ans), s : probabilité de survie annuelle à l'âge adulte) ; O : offtake (animaux/an/km²) ; A : superficie de l'aire de chasse (km²).

	Limite inf.	Limite sup.	Moyenne	Variance
D	0,5	1,29	0,895	0,0520
α	2,0	3,0	2,5	0,0833
s	0,7	0,9	0,8	0,0033
O	5,0	8,0	6,5	0,7500
A	35,0	83,0	59,0	192

être trouvée, relative aux Cracidés en général, et sans informations sur la méthode utilisée pour ce résultat. Ainsi, selon Silva & Stahl (1991) « dans les zones non chassées, la survie naturelle serait de 0,8 à tous les âges ». Nous avons donc utilisé un large intervalle de distribution de probabilité pour s entre 0,7 et 0,9. En ce qui concerne les densités, les trois sessions de comptages autour de Saül ont fourni trois estimations de densités moyennes de hocco (0,5, 1,2 et 1,29 individus/km²), apportant là

encore un large intervalle pour la distribution uniforme des valeurs plausibles.

D'après les résultats de l'enquête chasse et des estimations d'erreurs (cf. § méthodes), entre 5 et 8 hoccas ont été tués dans l'année, sur une superficie estimée de 35 à 83 km².

La distribution des valeurs plausibles pour le taux de multiplication annuel maximum, obtenue à partir de 1 000 000 itérations de

calcul du modèle (figure 1) présente une variance raisonnablement basse (tableau 2), étant donné l'incertitude très forte sur les paramètres démographiques de base.

Dans plus de 98 % des 1 000 000 d'essais, le taux de prélèvement est apparu supérieur au *Potential Biological Removal* (figure 2), signifiant donc une sur-exploitation de la population. La valeur moyenne pour l'indice de durabilité SI est -0,0659 (tableau 2).

La décomposition de variance (figure 3) montre que la variance de la probabilité de survie adulte s a l'effet le plus important sur l'incertitude du paramètre λ_{max} .

Dans l'incertitude de l'estimation du PBR, c'est la variance du paramètre D (densité de population) qui a le plus grand impact, bien devant les données démographiques s et α .

Dans l'estimation du taux de prélèvement H , la variance dans la superficie A de la zone représente 3 fois la variance du prélèvement, et l'incertitude de l'estimation de cette superficie explique aussi 60 % de l'incertitude de l'indice de durabilité SI.

Figure 1 : Distribution des valeurs plausibles pour le taux d'accroissement maximum λ_{max} .

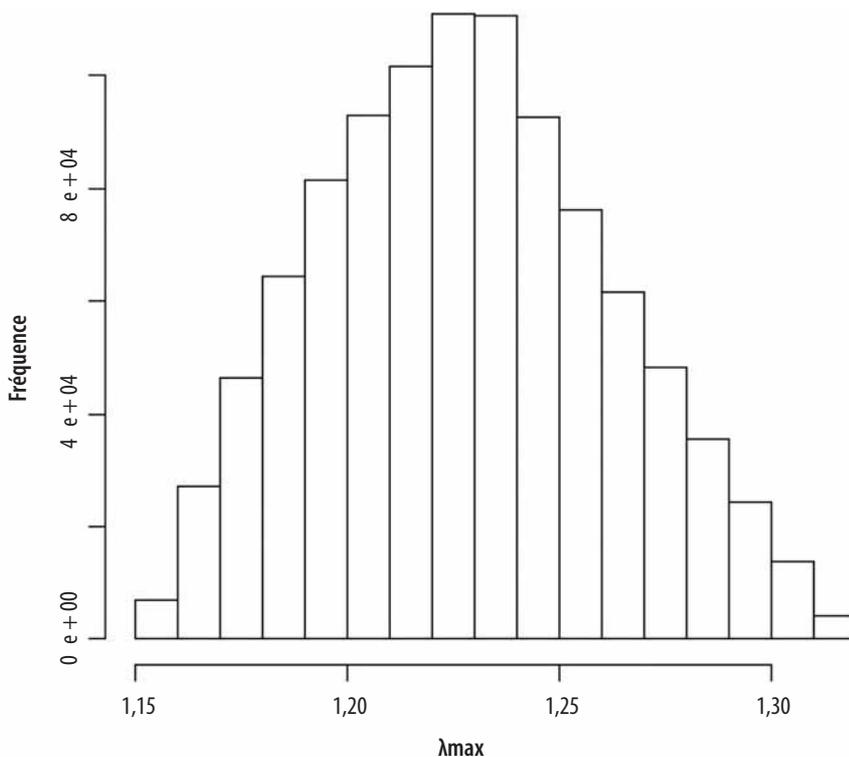


Tableau 2 : Moyenne et variance des paramètres résultants issus du modèle. Les *Potential Biological Removal* (PBR) et *Harvest* (H) sont exprimés en nombre d'individus par an et par km².

	Moyenne	Variance
Taux de multiplication annuel maximum λ_{max}	1,228133	0,001159
Prélèvement biologique potentiel PBR (<i>Potential Biological Removal</i>)	0,051044	0,000231
Taux de prélèvement H (<i>Harvest</i>)	0,116984	0,001132
Indice de Durabilité SI (<i>Sustainability Index</i>)	-0,065939	0,001363

Discussion

La méthode présentée ici permet de calculer un indice de durabilité de l'exploitation d'une population qui prend en compte de manière explicite l'incertitude et le manque de données de base dans le modèle démographique simplifié utilisé. Une telle approche devrait selon nous pouvoir être appliquée à d'autres espèces voir généralisée dans les travaux sur la chasse en zone tropicale.

Malgré le peu de données disponibles, ces résultats montrent que la chasse au hocco telle qu'elle est pratiquée aux environs de Saül a toutes les « chances » de ne pas être durable. Ce résultat vient conforter les décisions prises récemment sur la base de « dires d'expert » pour en interdire la chasse à usage

commercial, pratique susceptible d'impacter fortement les populations.

La méthode DIM (*Demographic Invariant Method*) utilisée a donné une estimation du

taux de multiplication annuel maximum inférieure à celle précédemment obtenue dans la bibliographie sur les Cracidés, qui semble plus proche de la réalité étant donné la taille importante de cette espèce. Ces résultats

confirment donc le risque de surévaluation de ce paramètre en appliquant la méthode de Cole et plaident pour un usage plus généralisé de cette méthode d'estimation. Dans ce cadre, il est à souligner que la méthode DIM ne nécessite pour être appliquée que deux paramètres, mais parmi lesquels on compte la probabilité de survie annuelle à l'âge adulte. On ne saurait donc trop recommander, dans les études démographiques sur les espèces chassées en zone tropicale, d'intégrer le recueil de données pour permettre l'estimation de ce paramètre essentiel mais difficilement accessible.

Enfin, les analyses de décomposition de variance sont particulièrement éclairantes. Elles permettent de constater que le paramètre de survie annuelle adulte influence fortement l'incertitude dans l'estimation du taux de multiplication annuel maximum, mais que par contre, ce paramètre ainsi que l'autre paramètre démographique α ne contribuent que très peu à l'incertitude sur le résultat final, c'est-à-dire l'indice de durabilité SI, bien plus fortement influencé par l'incertitude sur la superficie chassée, le taux de prélèvement et la densité. Ce résultat permet de définir des priorités en matière de collecte d'informations dans le but d'affiner les conclusions : si les paramètres démographiques, et notamment la survie apparaissent essentiels pour étudier le fonctionnement de la population, l'effort de recherche en termes de conservation apparaît devoir être porté de manière prioritaire sur l'estimation des trois autres paramètres déterminants.

Figure 2 : Distribution des valeurs plausibles pour l'indice de durabilité SI.

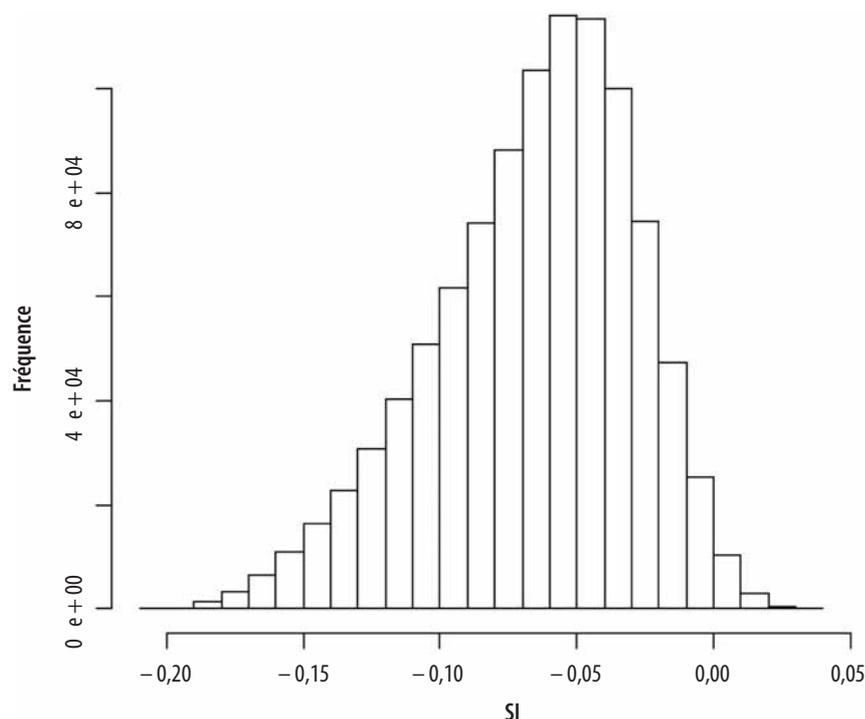
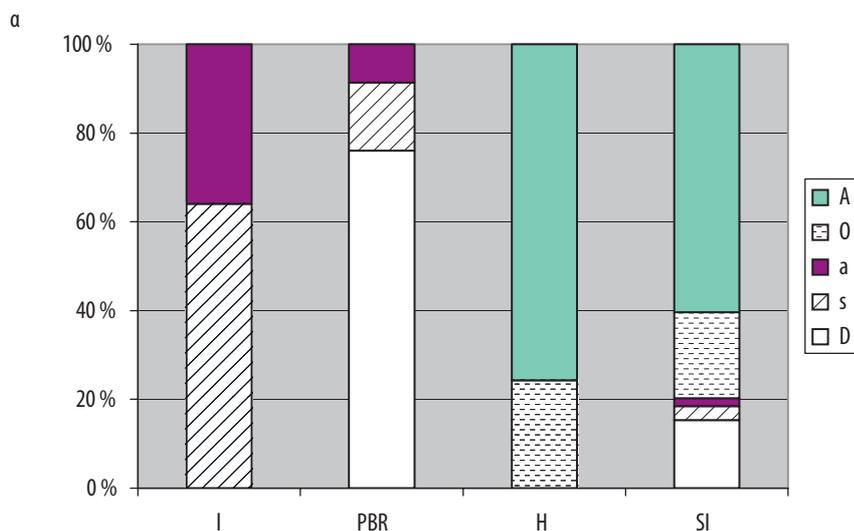


Figure 3 : Décomposition de variance pour λ_{max} (I), Prélèvement potentiel maximum (PBR), Taux de prélèvement (H) et Indice de durabilité (SI). Contributions relatives des variances des paramètres superficie (A), prélèvement (O), âge de première reproduction (a), survie adulte (s) et densité (D).



Remerciements

Nous tenons tout particulièrement à remercier les personnes qui ont participé à la collecte des données sans qui cet article n'aurait pu voir le jour, et tout particulièrement Kamran Khazraie qui a effectué la grande majorité des comptages par *line transect*, ainsi que les chasseurs ayant collaboré activement à l'enquête. Un grand merci également aux acteurs et experts des ORGFH qui ont permis d'éclairer la situation du hocco et d'autres espèces chassées

en Guyane avec des données encore plus incomplètes que les nôtres.

BIBLIOGRAPHIE

- Begazo A.J. & R.E. Bodmer (1998) – Use and conservation of Cracidae (Aves: Galliformes) in the Peruvian Amazon. *Oryx* 32(4): 301-309.
- Bodmer R.E. & J.G. Robinson (2004) – Evaluating the sustainability of hunting in the neotropics. *In: People in Nature. Wildlife Conservation in South and Central America.* K. Silvius, R. Bodmer and J. Fragoso.(Eds.) New York, Columbia University Press: 299-323.
- Bradshaw G.A. & J.G. Borchers (2000) – Uncertainty as information: Narrowing the science-policy gap. *Cons. Ecol.* 4(1): 7.
- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P. & J.L. Laake (1993) – Distance sampling: estimating abundance of biological populations. London., Chapman & Hall.
- Cole L.C. (1954) – The populational consequences of life history phenomena. *Quarterly Review of Biology* 29: 103-137.
- Eberhardt L.L. & T.J. O’Shea (1995) – Integration of manatee life-history data and population modeling. *Population biology of the Florida manatee.* T.J. O’Shea, B.B. Ackerman & H.F. Percival, U.S. Department of the Interior, National Biological Service, Information and Technology Report: 269-279.
- Gonzalez-Solis J., Guix J.C., Mateos E. & L.Llorens (2001) – Population density of primates in a large forest fragment of the Brazilian Atlantic rainforest. *Biodiv. Cons.* 10: 1267-1282.
- Milner-Gulland E.J. & H.R. Akçakaya (2001) – Sustainability indices for exploited populations. *TREE* 16(12): 686-692.
- Niel C. & J.D. Lebreton (2005) – Using demographic invariants to detect overharvested bird populations from incomplete data. *Cons. Biol.* 19(3): 826-835.
- Parysow P. & D.J. Tazik (2002) – Assessing the effect of estimation error on population viability analysis: an example using the black-capped vireo. *Ecol. Model.* 155(2-3): 217-229.
- Peres C.A. (1997) – Primate community structure at twenty western Amazonian flooded and unflooded forests. *J. Trop. Ecol.* 13: 381-405.
- Redford K. (1992) – The empty forest. *BioScience* 42(6): 412-422.
- Richard-Hansen C., Khazraie K., Mauffrey J.F. & P. Gaucher (2004) – Pratiques de chasse dans un village isolé du centre de la Guyane: Evaluation de l’impact sur les populations animales. 6^e Symposium International sur l’utilisation de la Faune Sauvage., 6-9 juillet, Paris.
- Richard-Hansen C. & C. Niel (2005) – Estimer les faibles densités d’espèces chassées en Guyane avec peu d’observations : Proposition de calcul d’une « largeur effective de comptage » (*Effective Strip Width*, ou ESW) spécifique. *Rapport scientifique ONCFS 2004* : 22-27.
- Robinson J.G. & E.L. Bennet, Eds. (2000). *Hunting for sustainability in tropical forests.* New York, Columbia University Press.
- Robinson J.G. & K.H. Redford (1991) – Sustainable harvest of neotropical forest mammals. *In Neotropical wildlife use and conservation.* J.G. Robinson & K.H. Redford (eds). Chicago, University of Chicago Press.: 415-429.
- Runge M.C., Langtimm C.A. & W.L. Kendall (2004) – A stage-based model of Manatee population dynamics. *Marine Mammal Science* 20 (3): 361-385.
- Seber G.A.F. (1982) – The estimation of animal abundance and related parameters. New York, Mac Millan.
- Silva J.L. & P. Stahl (1991) – Human impact on populations of chachalacas, Guans, and Curassows (Galliformes: Cracidae) in Venezuela. *In Neotropical wildlife use and conservation.* J.G. Robinson & K.H. Redford (eds). Chicago, University of Chicago Press.: 37-52.
- Slade N.A., Gomulkiewicz R. & H.M. Alexander (1998) – Alternatives to Robinson and redford’s method of assessing overharvest from incomplete demographic data. *Cons. Biol.* 12(1): 148-155.
- Slooten E., Fletcher D. & B.L. Taylor (2000) – Accounting for uncertainty in risk assessment: case study of Hector’s Dolphin mortality due to gillnet entanglement. *Cons. Biol.* 14(5): 1264-1270.
- Strahl S.D., Beaujon S., Brooks D.M., Begazo A.J., Sedaghatkish G. & F. Olmos, Eds. (1997) – The Cracidae. *Their Biology and Conservation*, Hancock House Publishers Ltd.
- Taylor B.L., Wade P.R., De Master D.P. & J. Barlow (2000) – Incorporating uncertainty into Management models for marine mammals. *Cons. Biol.* 14(5): 1243-1252.
- Wade P.R. (1998) – Calculating limits to the allowable human-caused mortality of Cetaceans and Pinnipeds. *Marine Mammal Science* 14(1): 1-37.

ABSTRACT

Uncertainty in estimation of hunting sustainability: the case of black curassow in French Guiana*Colin Niel, Cécile Richard-Hansen & Laure Debeir*

- Hunting in tropical environments still holds great traditional importance, and is often still a means of subsistence. The sustainability of practices should however be capable of being tested, despite a considerable lack of basic biological data in most cases. This article suggests an analysis of hunting sustainability which takes explicitly into account the uncertainty related to the important variance of demographic data, based on the study of a particular case of the hunting of black curassow (*Crax alector*), a large frugivore bird of the Guiana forest. Important management stakes call for relatively quick decision taking, without waiting for the long studies required for accurate demographic analyses. A new method is applied to this tropical species to estimate the annual growth rate in a more conservative way. In addition to the first result indicating the non-sustainability of hunting as it is currently practiced in the study village, the results of the variance decomposition analysis allow to identify the sources of variability that have the greatest impact on the final uncertainty of the result, and hence to identify the priority efforts to be invested for future studies.