



## Impacts des perturbations anthropiques sur les grandes espèces de faune en Guyane



© Benoit de Thoisy



avec la collaboration de:



Ce rapport doit être cité:

B. de Thoisy & C. Richard-Hansen. 2006. Impacts des perturbations anthropiques sur les grandes espèces de faune en Guyane. Rapport Kwata / WWF France, Cayenne.

Travail réalisé avec la collaboration de l'Office National des Forêts et de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage.

Photo de couverture: piste de Couнами

## INTRODUCTION

Parmi les menaces sur la faune sauvage forestière dans les milieux tropicaux continentaux, la fragmentation des habitats, l'exploitation forestière non maîtrisée et la chasse ont des impacts majeurs, largement reconnus. De nombreux travaux ont été réalisés dans les forêts tropicales et équatoriales. Les impacts de la chasse ont été étudiés au Paraguay (Hill et al., 1997), au Pérou (Bodmer et al., 1997), au Panama (Wright et al., 2000), au Costa Rica (Carillo et al., 2000), au Brésil (Peres, 1996; Lopes et al., 2000; Peres, 2000), en Guyane (de Thoisy & Renoux, 2004; de Thoisy et al., 2005). Les effets de la fragmentation ont fait l'objet de travaux au Mexique (Estrada & Coates-Estrada, 1996), au Brésil (Rylands & Keuroghlian, 1988; Gascon et al., 1999; Peres, 2001; Michalski & Peres, 2005, Pardini et al., 2005), et en Guyane (Granjon et al., 1996; Cosson et al., 1999). Les impacts de l'exploitation forestière ont été étudiés également (Thiollay, 1997; Whitman et al., 1998), ainsi que la capacité de restauration de populations animales (Andrade & Rubio-Torgler, 1994; Dunn, 2004), plus spécialement en Amérique du sud par exemple des populations de singes le long d'un gradient de régénération forestière (Sorensen & Fedigan, 2000).

Bien que les singes fassent de loin partie des groupes les plus documentés, les communautés animales sont également relativement bien décrites en milieu amazonien intact (Hauggasen & Peres, 2005a & 2005b). Mais les relations entre ces communautés et les caractéristiques du milieu (type de végétation, types de perturbations) ont été peu étudiées sur la région du Plateau des Guyanes. Les inventaires ont toutefois été nombreux, avec des travaux sur les communautés de singes au Guyana (Sussman & Philips-Conroy, 1995; Lehman, 2000; Urbani, 2006), et en Guyane (Simmen et al., 2001; Youlatos, 2004). Mais les impacts des activités humaines sur les communautés animales y ont encore été peu étudiés. Bien que l'état du bloc forestier soit meilleur sur le plateau des Guyanes que dans la plupart des zones tropicales, ces menaces existent en Guyane et dans les pays voisins. De nombreux sites, soumis à des pressions anthropiques variables, ont depuis 6 ans été inventoriés sur la moitié nord de la Guyane, la diversité et l'abondance des grandes espèces animales ont ainsi été évaluées et corrélées à plusieurs facteurs du milieu. Il

est apparu que les impacts de la chasse prédominaient sur les autres sources de perturbation (de Thoisy et al., 2005), et notamment sur l'exploitation forestière, dont l'impact est réduit en Guyane. Ces deux perturbations sont cependant fortement liées, les ouvertures créées par l'exploitation devenant des moyens d'accès privilégiés pour les chasseurs. Par ailleurs, il avait été montré que les prélèvements de faune effectués par les chasseurs sur le nord de la Guyane peuvent être au delà des seuils généralement recommandés (Grenand 2003; de Thoisy et al., 2005).

Dans le prolongement de ce premier travail focalisé sur les facteurs conditionnant la variation des densités de singes, l'objectif global du présent projet est de contribuer, par des analyses statistiques plus complètes de ces données, à une meilleure prise en compte de la biodiversité dans les aménagements des forêts du nord de la Guyane, et notamment de la chasse comme impact secondaire de l'exploitation forestière. L'approche proposée dans ce travail se focalisera sur la macrofaune, pour trois raisons principales: (i) sa relative facilité à être inventoriée de manière fiable et reproductible, (ii) sa sensibilité aux diverses perturbations, et (iii) sa valeur "pédagogique" et charismatique facilitant la sensibilisation du public et des acteurs responsables de l'aménagement du territoire.

Ces analyses devraient permettre de mieux évaluer la capacité de réponse des espèces forestières aux pressions anthropiques, ainsi que leurs besoins à prendre en compte pour la gestion de leurs habitats. Ces recommandations s'appuieront également sur les résultats d'autres travaux ayant abordé les mêmes thématiques: mise en évidence de l'importance du maintien de zones intactes, indemnes de pression de prélèvements, et des concepts de zones "source" et de zones "puits" (Novaro et al., 2000); mise en avant des rôles des corridors forestiers dans la dynamique des espèces par le maintien des flux de populations (Puth & Wilson, 2001), de l'importance du maintien de sites non accessibles par la chasse pour les espèces les plus sensibles (Peres & Lake, 2003).

# METHODES

## 1 - Méthodes d'inventaires

Parmi les nombreuses méthodes d'échantillonnage disponibles pour inventorier la macrofaune en forêt tropicale (Silveira et al., 2003), l'inventaire par transects linéaires (de Thoisy, 2000) a été privilégié. Ce choix s'est appuyé sur la multiplicité des sites ayant déjà été inventoriés avec cette méthode, et de la possibilité avec cette méthode d'évaluer l'abondance de nombreuses espèces sensibles à de nombreux types de perturbations humaines en forêt. Cette méthode est fondée sur la détermination d'indices d'abondance et de diversité, et ne représente pas un inventaire exhaustif de la faune présente sur la zone d'étude. La diversité peut être exprimée par la diversité observée directement, et/ou par la diversité extrapolée à partir des données observées et de leurs répartitions au fur et à mesure de l'effort d'échantillonnage. L'abondance peut être estimée pour les espèces les plus couramment rencontrées, et s'exprime par un nombre d'observations rapporté à une distance parcourue.

L'effort à déployer sur le terrain pour avoir des estimations fiables des diversités et des abondances a été récemment étudié (de Thoisy et al., sous presse): la courbe d'accumulation d'espèces montre en effet classiquement un plateau (Figure 1).

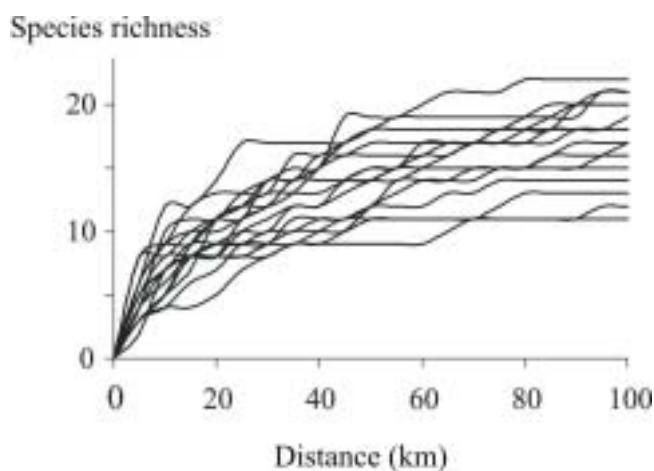
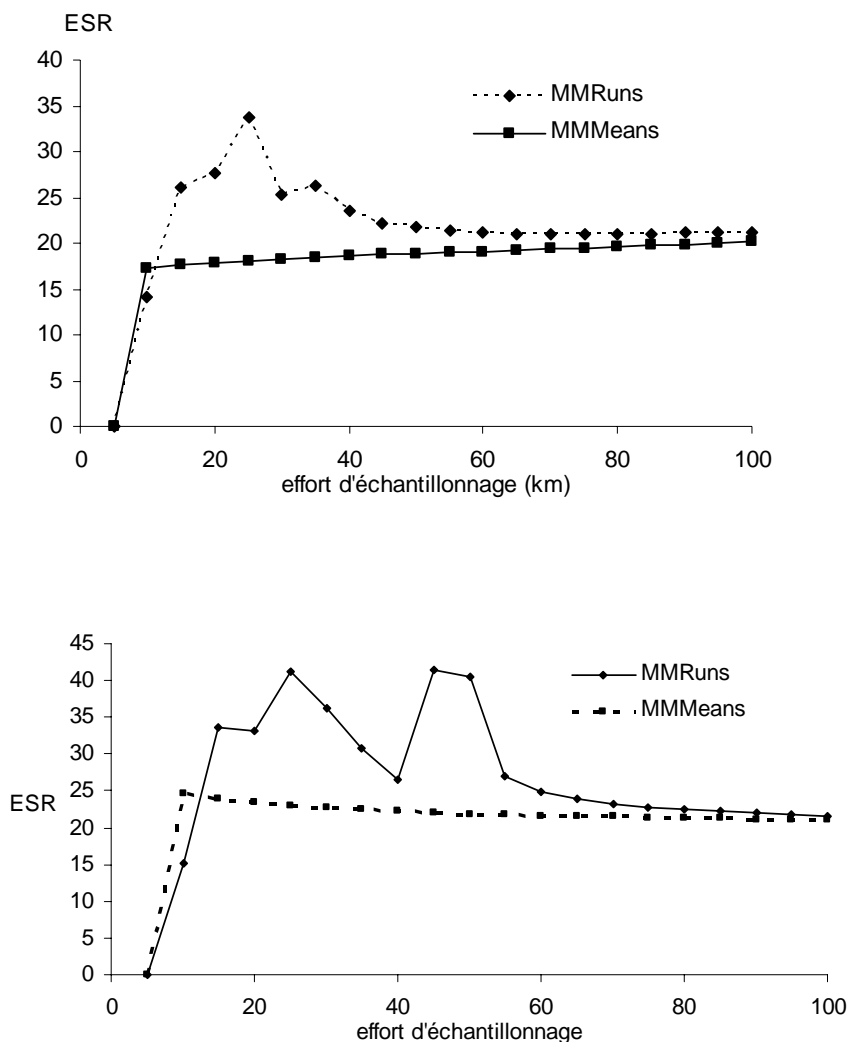


Figure 1. Courbes d'accumulation du nombre d'espèces en fonction de l'effort d'échantillonnage, sur 17 sites (d'après de Thoisy et al., sous presse).

Pour confirmer cette stabilisation, la diversité totale ("diversité attendue") a été extrapolée à partir de la diversité observée à l'aide de la fonction asymptotique de Michaelis-Menten (Colwell & Coddington 1984), en utilisant le logiciel EstimateS v.7.5. (<http://purl.oclc.org/estimates>). Deux estimateurs de richesse spécifique ont été utilisés, MMRuns et MMMeans (Colwell et al., 2004; Colwell, 2005). La richesse extrapolée (ESR) a été calculée avec ces deux estimateurs tous les 5 kilomètres d'effort d'échantillonnage, et comparée à la richesse extrapolée après 100 Km d'échantillonnage (RE<sub>100</sub>): cela a permis de définir une distance minimale *i* à parcourir afin d'avoir une estimation fiable RE<sub>*i*</sub> de la diversité, dès lors que: RE<sub>*i*</sub> = RE<sub>100</sub> +/- une espèce (Figures 2).



Figures 2. Richesse estimée (ESR) calculée avec deux estimateurs différents, MMMeans et MMRuns (d'après Colwell et al., 2004). Graphe sur deux sites (d'après de Thoisy et al., sous presse).

Un effort de 90 km montre ainsi une stabilisation de la richesse, pour tous les sites et quelles que soient les richesses observées. Cet effort minimal ne dépend pas de la richesse totale, et pas du degré de perturbation. Il est donc possible d'utiliser la diversité observée obtenue après un effort de 90 km par site comme indicateur de la richesse faunistique.

Cette même étude a montré en revanche des différences notoires entre les efforts minimaux à déployer pour estimer les abondances des différentes espèces. Pour cela, un coefficient de corrélation  $r$  a été calculé entre les abondances observées après un effort  $i$  et les abondances après l'effort de 100 km: les abondances ont été considérées comme stabilisées dès lors que  $r=0,9$ . Cela signifie alors que plus de 80% ( $r^2 > 0,81$ ) de la variabilité de l'abondance à 100 km est expliquée après un effort de  $i$  km. L'estimation de l'abondance des espèces ayant des domaines vitaux de taille relativement réduite nécessite un effort de 40 à 60 km. Pour les espèces à domaine vital plus grand, un effort plus important est nécessaire, de 90 à 100 km. A l'opposé, ces efforts ne dépendent pas de l'abondance des espèces: l'abondance d'une espèce donnée, qu'elle soit importante par exemple en zone intacte et faible en zone perturbée, pourra être estimée avec le même effort et la même fiabilité dans les deux cas.

**Il apparaît ainsi qu'un effort de transect de 100 km, quels que soient les niveaux et le type de perturbation, permet d'obtenir des indices fiables de la diversité animale et de l'abondance des grandes espèces.**

## **2 – Zones étudiées**

Un échantillon de 24 sites est étudié dans ce travail; ces sites sont répartis pour l'essentiel sur les forêts aménagées de l'ONF (inventaires Association Kwata), et dans des zones plus au sud (inventaires ONCFS) ainsi que sur la réserve de la Trinité (inventaires ONF) (Figure 3). Sur le site de Counami (cadre rouge au centre), les 4 zones d'inventaire ont été suivies avant, pendant et après exploitation forestière: les sites présentaient des caractéristiques différentes à chacune des

périodes d'étude, et sont considérés comme distincts. Au total, 24 sites mais 34 inventaires distincts sont donc intégrés dans cette analyse.

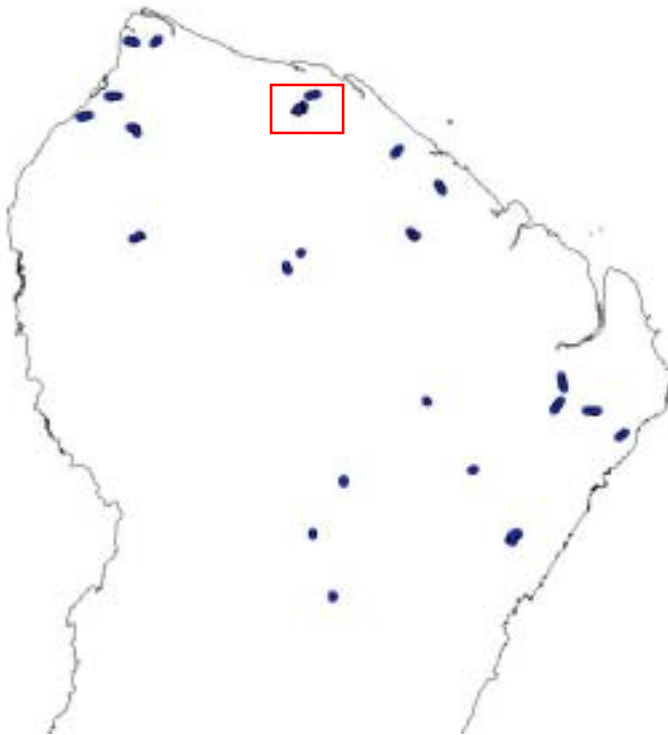


Figure 3. Localisation des zones inventoriées.

Sur chacun de ces sites, plusieurs paramètres descriptifs ont été utilisés.

(i) *le type de végétation*, qui peut influencer les peuplements animaux du fait des variations de productivité végétale. Deux types de données sont utilisés:

- les formations forestières proposées dans l'Atlas de la Guyane (Barret, 2001). Ces formations forestières ont été regroupées en classes, afin de disposer d'un échantillon suffisant d'inventaires dans chaque type:

1 = végétation de l'intérieur, avec peu ou pas de relief, à couverture forestière homogène, fortement à moyennement découpée par des petites vallées.

2 = végétation de l'intérieur, avec peu ou pas de relief, à couverture forestière homogène, peu ou pas découpée par des petites vallées.

3 = végétation de l'intérieur, avec peu ou pas de relief, à couverture forestière non homogène

4 = végétation de l'intérieur, avec peu ou pas de relief, à couverture forestière basse ou fragmentée

5 = végétation de l'intérieur, à fort relief, à couverture forestière homogène

6 = végétation du littoral, forêt de la plaine côtière ancienne.



- les formations proposées par les données de télédétection, et plus particulièrement les données temporelles obtenues par le capteur Vegetation du satellite SPOT-4 (Gond et al., 2006). Quatre classes de végétation sont représentées sur les zones d'étude :

- la forêt à canopée discontinue sur sol à tendance hydromorphe (classe 18) où l'on observe effectivement un positionnement typique lié à une hydromorphie marquée.
- la forêt à canopée continue hyper humide (classe 19) qui a une répartition zonale principalement sur la façade maritime du plateau.
- la forêt à canopée continue dense et humide (classe 20) qui a une répartition zonale dans les zones pluvieuses de l'intérieur du plateau.
- la forêt à canopée continue sub-humide (classe 21) qui a une répartition zonale dans les espaces les moins pluvieux et soumis à un relatif assèchement dû à la continentalité du plateau.

(ii) *le degré de perturbation anthropique*. La première méthode pour évaluer ces niveaux de pressions anthropiques sur les milieux s'est fondée sur la carte des impacts humains (Obstancias & Joubert, 2006). Les indices d'impacts ayant dans ce dernier travail été calculés avec des données de l'année 2005 (présence de pistes, de foyers d'occupation humaine, ...), les notes de certains sites inventoriés antérieurement ont été recalculées avec les informations contemporaines aux inventaires (Tableau 1).

L'analyse de l'impact potentiel des activités anthropiques a aussi été faite facteur par facteur, afin de hiérarchiser l'impact des menaces. Deux types de facteurs sont pris en compte:

- (i) les pressions directes: exploitation forestière (pas d'exploitation, exploitation ancienne: plus de 10 avant les inventaires, exploitation récente de durée courte (< 1 an), exploitation récente de durée longue (>1 an)) et chasse avérée (pression nulle, faible, modérée, ou forte),
- (ii) les menaces: proximité avec des accès (exprimée par la distance entre le point d'accès le plus proche -piste ou crique navigable- et la zone d'inventaire) et le degré d'isolement avec les autres massifs forestiers (fragmentation).

Tableau 1. Sites inventoriés et caractéristiques des milieux (perturbations, végétation).

sites	chasse	exploitation	accès	fragmentation	impact	végétation Atlas	végétation télédétection
Lucifer	0	0	0	0	0	5	19
Cr. Maurice	2	0	2	1	17	5	19
Charvein	3	0	3	3	16	6	21
Coswine	1	0	3	0	14	6	19
Matiti	3	1	3	3	9	1	21
Patagaïe	3	1	3	3	17	6	19
Counami A, 1998	1	0	2	1	4	1	19
Counami A, 2000	2	0	3	2	8	1	19
Counami A, 2001	3	2	3	2	12	1	19
Counami A, 2003	3	3	3	2	17	1	19
Counami B, 1998	1	0	2	1	4	1	18
Counami B, 2000	2	0	3	2	4	1	18
Counami B, 2001	3	0	3	2	8	1	18
Counami B, 2003	3	1	3	2	17	1	18
Counami T, 1998	0	0	1	0	0	1	18
Counami T, 2000	0	0	1	1	0	1	18
Counami T, 2001	1	0	1	1	8	1	18
Counami T, 2003	1	0	1	1	17	1	18
RNT	0	0	1	0	0	1	19
CSG	2	1	2	3	13	1	19
RN2	1	0	3	1	4	1	19
RN3	3	0	3	2	24	1	19
Apatou	3	0	3	2	14	2	21
Balaté	3	1	3	2	18	2	21
RN1	1	0	2	1	4	1	18
Balata	2	0	2	1	8	4	19
Trinité Leblond	1	0	0	0	27	1	19
Trinité Aimara	0	0	0	0	0	1	19
Croissant	0	0	0	0	0	1	19
Armontabo	0	0	0	0	0	1	19
Nouragues	0	0	0	0	0	3	19
Piton Baron	0	0	0	0	4	5	19
Matecho	0	0	0	0	0	5	19
Limonade	0	0	0	0	0	4	20

*Exploitation forestière:*

0 = pas d'exploitation

1 = ancienne

2 = exploitation récente, de durée courte

3 = exploitation récente, de durée longue

*Accès:*

0 = site à plus de 10 km d'un accès

1 = site entre 5 et 10 km d'un accès

2 = site entre 2 et 5 km

3 = site à moins de 2 km

*Fragmentation:*

0 = milieu non fragmenté

1 = passage d'une piste forestière à proximité

2 = passage de plusieurs pistes à proximité

3 = milieu totalement isolé

*Chasse:*

0 = pas de chasse

1 = pression de chasse faible

1 = pression de chasse modérée

3 = pression de chasse forte

### **3 - Analyses statistiques**

- Les relations entre la richesse des communautés d'espèces (appréhendée par l'indice de diversité = nombre d'espèces observées) et les variables du milieu ont été étudiées par une analyse de variance (ANOVA) et une analyse multivariée (Analyse des Correspondances Multiples) avec le logiciel Xlstat-pro v.7.1.
- Les relations entre les abondances des espèces et les variables environnementales ont été étudiées par une analyse de variance (ANOVA) et une analyse multivariée (Analyse en Composantes Principales) (logiciel Xlstat-Pro v.7.1.).

# RESULTATS

## 1 - Corrélations entre la diversité des espèces et les caractéristiques des milieux

### 1.1. *Types de végétation et diversité spécifique*

Afin de tester un lien entre les types de végétation et la richesse spécifique, les zones fortement impactées (indice d'impact humain > 10) ont été dans un premier temps exclues de l'analyse. Il n'apparaît alors pas de relation statistique significative entre les types de végétation (qu'ils soient déterminés par télédétection ou qu'ils suivent la classification de l'Atlas de Guyane) et la richesse de la communauté de mammifères (ANOVA,  $p=0,7$ ) ou de singes uniquement (ANOVA,  $p=0,07$ ). Ces résultats vont dans le sens de communautés d'espèces plutôt homogènes sur l'ensemble du massif forestier guyanais, tout au moins pour les grandes espèces étudiées ici, non inféodées à des microhabitats très particuliers. Ces conclusions sont cependant à pondérer du fait de la faiblesse des échantillonnages effectués dans cette classe de végétation, et d'une manière générale dans tous les sites non perturbés.

### 1.2. *Perturbations d'origine anthropique et diversité spécifique*

Les analyses de variance identifient nettement les perturbations anthropiques comme étant liées à une baisse de la diversité (communauté de singes:  $p=0,004$ ; ensemble de la communauté des espèces inventoriées :  $p=0,04$ ). Parmi les facteurs de perturbation, la chasse est celui ayant le poids le plus important ( $p=0,006$  pour les singes, et  $p=0,01$  pour l'ensemble de la faune). L'analyse multivariée montre ces relations entre diversité et caractéristiques des milieux, par la proximité sur le schéma des différents caractères descriptifs (Figure 4).

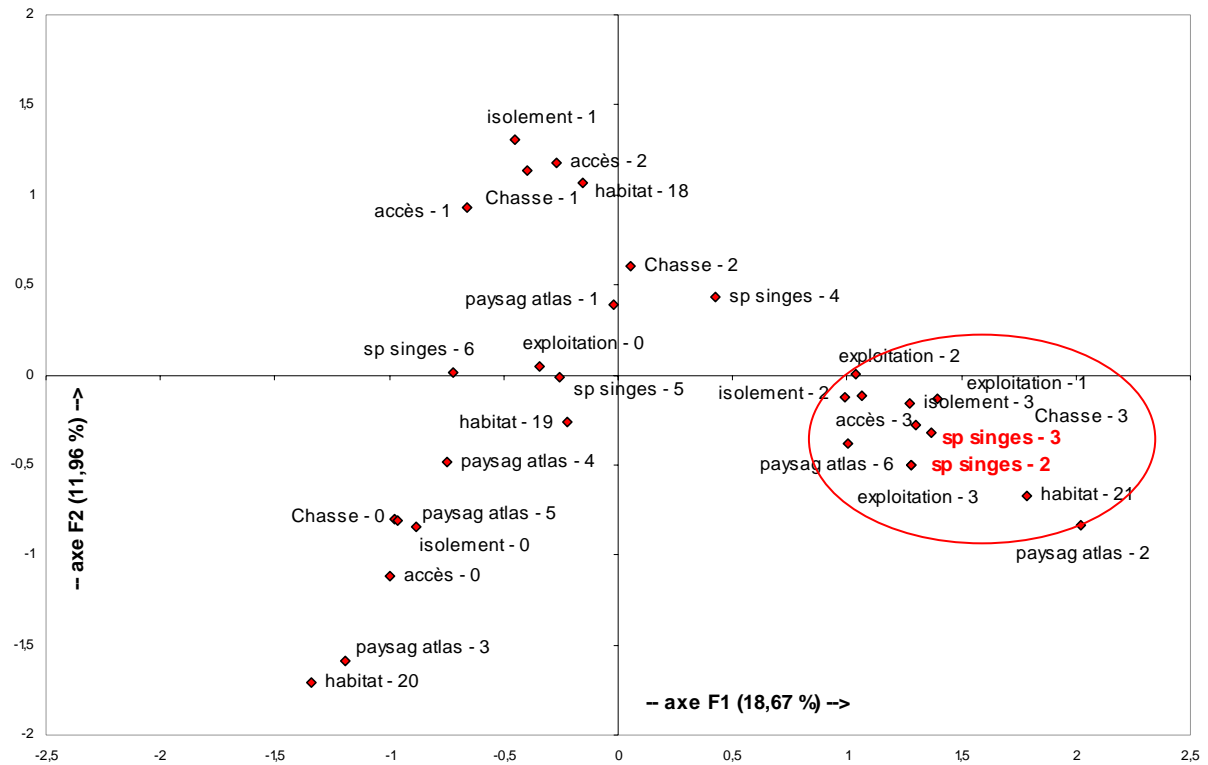


Figure 4. Analyse en Composantes Multiples montrant les relations entre les différents facteurs descriptifs des milieux et la diversité des singes. Les sites à faible diversité en singes sont ceux subissant de fortes pressions de perturbation, la proximité des classes "21" et "Atlas 3" est liée au fait que l'exploitation forestière, et donc la pression de chasse, touche principalement ces types de forêt.

### 1.3. Utilisation des indicateurs faunistiques et de l'indice de l'impact humain

(i) A la fois pour la communauté totale et pour la communauté de singes, la richesse est négativement corrélée à l'impact global défini dans l'étude de l'impact humain ( $p < 0,0001$  dans les deux cas). Pour ces espèces, l'indice de l'impact humain peut ainsi être considéré comme un bon indicateur des principales menaces pesant sur la diversité de la grande faune (Figures 5).

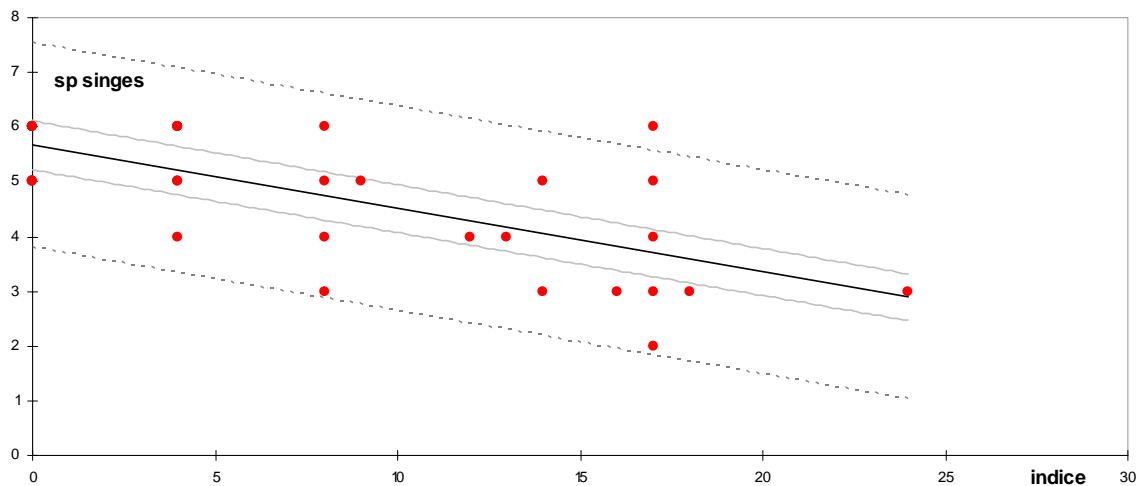
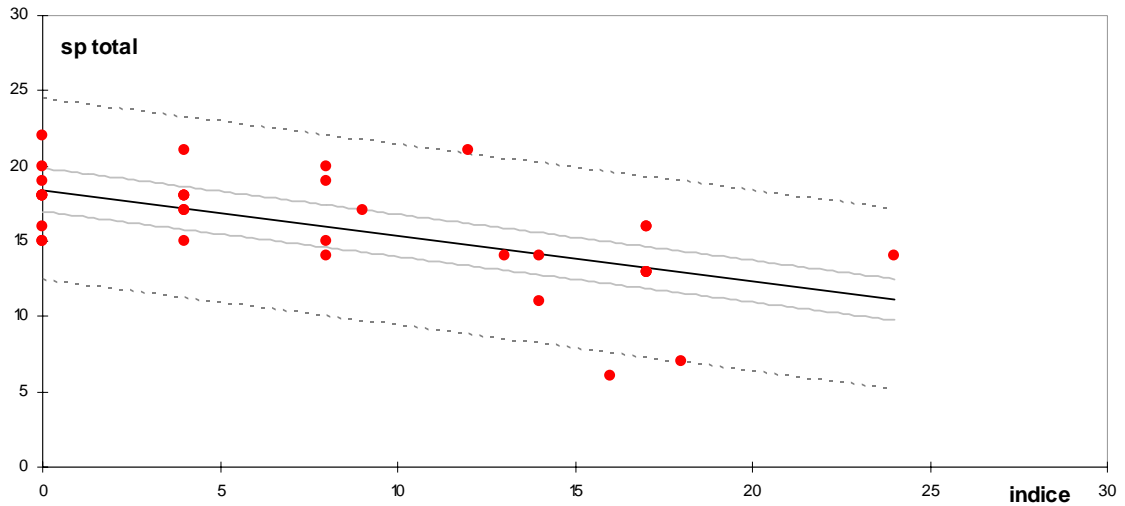


Figure 5. Corrélations entre la richesse des communautés animales (haut) / la richesse de la communauté de singes (bas) et l'indice de l'impact humain (Obstancias & Joubert, 2006).

En rouge: les sites (caractérisés par deux variables, leur indice écologique et leur richesse en espèces). Droite noire: liaison statistique entre ces deux variables. Droites grises pleines: intervalle de confiance à 95% représentant la valeur moyenne de la variable à expliquer pour des valeurs données des variables explicatives. Droites grises pointillées: intervalle de confiance à 95% représentant la valeur moyenne de la variable prédite à expliquer pour des valeurs données des variables explicatives.

Pour ces espèces, l'indice de l'impact humain peut ainsi être considéré comme un bon indicateur des principales menaces pesant sur la diversité de la grande faune.

(ii) Les singes sont classiquement considérés comme de bonnes espèces indicatrices: la diversité des espèces présentes dans une zone forestière est en Guyane également bien corrélée à la diversité totale des espèces observées (régression linéaire, test de Fisher:  $p < 0.0001$ ) (Figure 6).

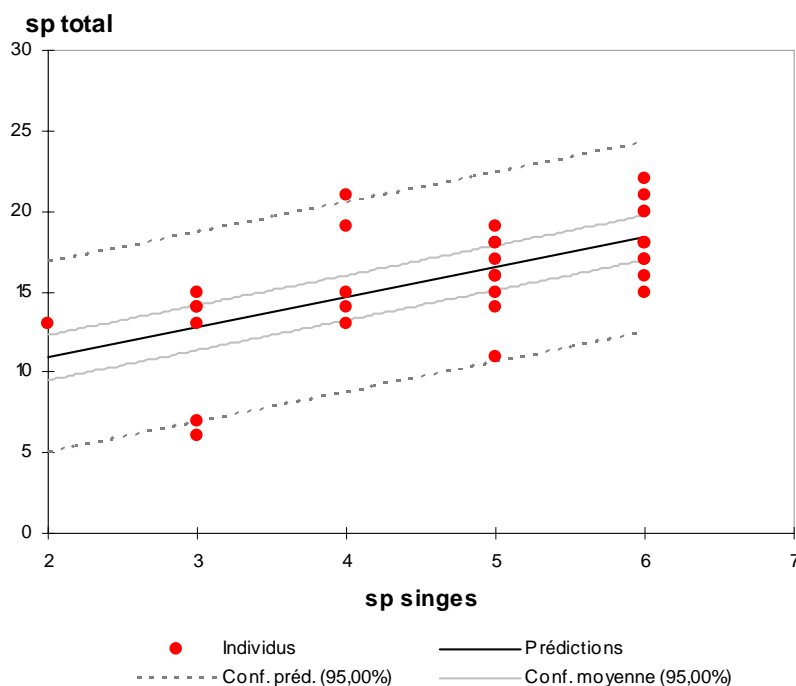


Figure 6. Corrélation entre la richesse des communautés animales et la richesse de la communauté de singes. En rouge: les sites (caractérisés par deux variables, leur indice écologique et leur richesse en espèces). Droite noire: liaison statistique entre ces deux variables. Droites grises pleines: intervalle de confiance à 95% représentant la valeur moyenne de la variable à expliquer pour des valeurs données des variables explicatives. Droites grises pointillées: intervalle de confiance à 95% représentant la valeur moyenne de la variable prédite à expliquer pour des valeurs données des variables explicatives.

## 2 - Corrélations entre l'abondance des grandes espèces et les caractéristiques des milieux.

### 2.1. Abondance des singes et types de végétation

Comme pour la diversité, les types de végétation ont été corrélés avec les données d'abondance de singes, en ne considérant que les zones peu ou pas impactées (indice de l'impact humain < 10).

Pour 4 espèces, le saki à face pâle, les deux capucins et le singe hurleur, aucune liaison n'est mise en évidence entre abondances et type de végétation. A contrario, les tamarins sont significativement plus abondants dans le classe 18 de végétation définie par télédétection (forêt à canopée discontinue sur sol à tendance hydromorphe) ( $p=0,008$ ) et surtout dans la classe 21 (forêt à canopée continue sub-humide) ( $p < 0,0001$ ). Cette dernière conclusion est cependant à pondérer du fait de la faiblesse de l'échantillon considéré. Enfin, les abondances de l'atèle sont inférieures dans les formations végétales de l'intérieur avec peu ou pas de relief, avec une couverture forestière homogène, fortement à moyennement découpée par des petites vallées (végétation de l'Atlas de type "1",  $p=0,03$ ) et avec une couverture forestière basse ou fragmentée (type "4",  $p=0,06$ ).

### *Abondances des singes et perturbation des milieux*

L'analyse multivariée montre les relations significatives (test de Barlett,  $\chi^2_{\text{obs}} = 188$ ,  $\chi^2_{\text{critique}} = 61,6$ ,  $p < 0,0001$ ) entre les facteurs de perturbation et l'abondance des singes (Figure 7, tableau 2). Il apparaît tout d'abord que les abondances de certaines espèces sont corrélées.



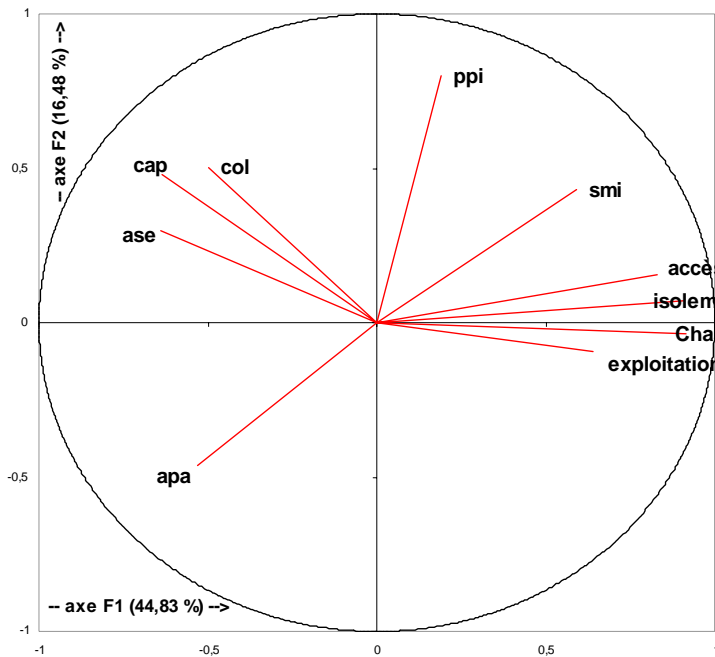


Figure 7. Analyse en Composantes Principales: relations entre l'abondance des espèces de primates et les critères de description du milieu.

apa = atèle  
ase = hurleur  
cap = capucin brun  
col = capucin à tête blanche  
ppi = saki à face pâle  
smi = tamarin

Chaque variable quantitative étudiée (abondance des espèces et degrés de perturbation) est représentée par l'une des droites rouges, et ont des valeurs croissantes à partir du point central. L'axe F1 explique près de la moitié (44,8%) de la variabilité des variables étudiées, avec une précision correspondant à la longueur de la droite rouge: tous les facteurs de perturbation, dont dans une mesure un peu moindre le facteur "exploitation", peuvent être reliés de manière linéaire et avec une très bonne précision à cet axe F1. Cet axe F1 permet aussi d'expliquer une part importante de la variabilité des abondances de plusieurs espèces de singes, situées sur la gauche du schéma, dont les valeurs les plus fortes sont à l'opposé de celles des facteurs de perturbation: pour ces espèces, l'abondance est ainsi inversement proportionnelle aux degrés de perturbations. A l'opposé, l'abondance du tamarin est proportionnelle aux facteurs de perturbation.

Tableau 2. Résultats des tests de corrélation de Pearson entre abondances des espèces et gradients de perturbations des milieux. Noms des espèces: cf. légende figure 7.

	ppi	cap	smi	ase	col	apa
ppi	1	0,069	<b>0,483</b>	-0,055	0,225	-0,294
cap	0,069	1	-0,203	<b>0,548</b>	<b>0,493</b>	0,036
smi	<b>0,483</b>	-0,203	1	-0,195	-0,288	<b>-0,353</b>
ase	-0,055	<b>0,548</b>	-0,195	1	<b>0,386</b>	0,211
col	0,225	<b>0,493</b>	-0,288	<b>0,386</b>	1	0,148
apa	-0,294	0,036	<b>-0,353</b>	0,211	0,148	1
chasse	0,050	<b>-0,491</b>	<b>0,366</b>	<b>-0,558</b>	<b>-0,342</b>	<b>-0,455</b>
exploitation	-0,047	-0,321	<b>0,459</b>	-0,323	-0,309	-0,230
accès	0,188	<b>-0,393</b>	<b>0,342</b>	<b>-0,365</b>	-0,230	<b>-0,499</b>
isolement	0,187	<b>-0,560</b>	<b>0,517</b>	<b>-0,472</b>	-0,299	<b>-0,407</b>

Les valeurs en gras indiquent une liaison significative au seuil de 0,05 (erreur maximale de 5%) entre l'abondance d'une espèce (intitulé de chaque colonne) et soit une autre espèce (6 premières lignes), soit un degré de tel ou tel perturbation (4 dernières lignes). Plus ces valeurs sont fortes (en positif: liaison proportionnelle, ou en négatif: liaison inversement proportionnelle), plus les deux variables sont liées.

Les analyses complémentaires de variance n'identifient elles que la chasse comme liée à la diminution des abondances (singe hurleur:  $p=0,007$ ; atèle:  $p = 0,05$ ; capucin brun  $p=0,03$ ), du fait probablement de la variabilité observée au sein des sites ayant les mêmes caractéristiques de perturbation, et la très forte liaison entre tous les facteurs de perturbation.

## 2.2. Perturbation des milieux et autres espèces

L'analyse multivariée montre des relations significatives (test de Barlett,  $\chi^2_{\text{obs}} = 151$ ,  $\chi^2_{\text{critique}} = 41$ ,  $p < 0,0001$ ) entre les facteurs de perturbation et l'abondance de trois des grands oiseaux frugivores (Figure 8, tableau 3).

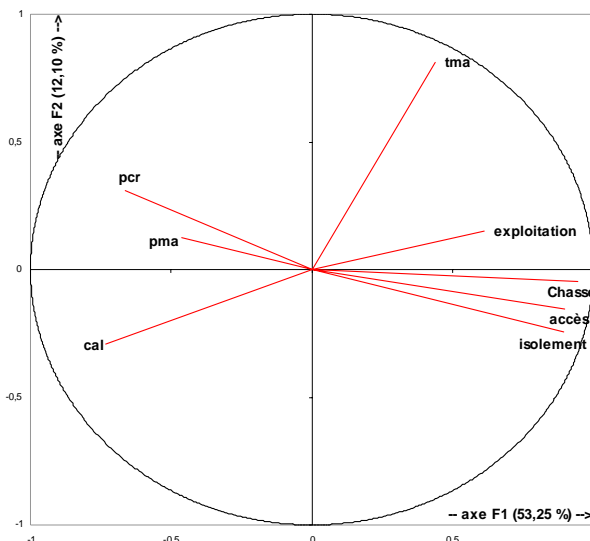


Figure 8. Analyse en Composantes Principales: relations entre l'abondance des espèces de grands oiseaux frugivores et les critères de perturbation du milieu.

cal = hocco  
pma = marail  
pcr = agami  
tma = grand tinamou

Tableau 3. Résultats des tests de corrélation de Pearson entre abondances des espèces et gradients de perturbations des milieux. En gras, valeurs significatives au seuil  $\alpha=0,050$ . Noms des espèces: cf. légende de la figure 8.

	Chasse	exploitation	accès	isolement
Chasse	1	<b>0,541</b>	<b>0,870</b>	<b>0,889</b>
exploitation	<b>0,541</b>	1	<b>0,414</b>	<b>0,493</b>
accès	<b>0,870</b>	<b>0,414</b>	1	<b>0,809</b>
isolement	<b>0,889</b>	<b>0,493</b>	<b>0,809</b>	1
pma	<b>-0,350</b>	-0,321	-0,303	-0,336
tma	<b>0,357</b>	0,292	0,280	0,174
pcr	<b>-0,550</b>	-0,260	<b>-0,615</b>	<b>-0,571</b>
cal	<b>-0,675</b>	-0,302	<b>-0,622</b>	<b>-0,604</b>

Comme pour les singes, les analyses de variance ne mettent en avant de manière significative que le rôle de la chasse sur l'abondance du hocco ( $p < 0,0001$ ), de l'agami ( $p = 0,02$ ), et du marail ( $p = 0,05$ ). L'abondance du grand tinamou, espèce gibier bien moins prisée, a tendance plutôt à augmenter dans les zones perturbées ( $p = 0,03$ ), du fait de la diminution des trois espèces précédentes, avec lesquelles il peut être en compétition pour l'accès aux ressources alimentaires.

L'analyse multivariée ne montre pas de relation significative entre les facteurs de perturbation et l'abondance des grands rongeurs (acouchy et agoutis) et des ongulés (pécari, cervidés). L'analyse de variance montre elle un lien significatif positif entre exploitation forestière et l'abondance de la biche *Mazama americana* ( $p = 0,04$ ) et du pécaric à collier *Tayassu tajacu* ( $p = 0,04$ ), lié aux fortes abondances de ces deux espèces sur le site de Counami en 2003, avec alors un facteur d'impact d'exploitation forestière de 3 (exploitation récente de durée longue) et un indice d'impact humain global fort (17).

### **Utilisation de l'indice de l'impact humain**

Comme pour la diversité spécifique, l'indice de l'impact humain permet de résumer les impacts des perturbations sur l'abondance des espèces. L'indice est négativement corrélé à l'abondance du capucin brun (régression linéaire,  $p = 0,001$ ), du singe hurleur ( $p = 0,001$ ) et de l'atèle ( $p = 0,01$ ). L'abondance du tamarin a une tendance à augmenter dans les zones impactées ( $p = 0,08$ ). Les abondances du saki à face pâle et du saïmiri ne sont pas liées à cet indice.

L'abondance des oiseaux frugivores est également inversement proportionnelle à cet indice (régression linéaire: marail  $p = 0,02$ ; agami  $p = 0,001$ ; hocco  $p < 0,0001$ ) et proportionnelle à cet indice dans le cas du grand tinamou ( $p = 0,005$ ), qui doit profiter

dans les forêts perturbées de l'absence des grandes espèces compétitrices. Comme avec les facteurs chasse, exploitation, isolement et accessibilité, aucune liaison n'apparaît entre l'abondance des ongulés, des rongeurs, et l'indice de l'impact humain.

### 3. Activités forestières et impact sur la faune

L'augmentation de l'indice de perturbation est corrélée de manière linéaire à la baisse de la diversité faunistique (figure 5), du fait de la multiplicité des perturbations qu'il résume. Les effets de l'exploitation forestière, activité qui peut davantage se gérer, peuvent cependant tenter d'être précisés. Seules des pistes de réflexion peuvent cependant être proposées, car seuls deux sites inventoriés étaient soumis à des exploitations forestières récentes de durée courte (niveau 2) et récente de durée longue (niveau 3): les comparaisons entre les effets différentiels doivent être prudentes.

En se focalisant sur les communautés de singes, il apparaît une nette diminution de la richesse entre cette classe 2 et cette classe 3, après la diminution entre les forêts non exploitées et celles anciennement exploitées (ANOVA, diminution significative entre les niveaux 0 et 1:  $p=0,01$ ; absence de diminution entre les niveaux 1 et 2, et de nouveau baisse entre 2 et 3,  $p=0,007$ ) (figure 9). Cette configuration en pallier n'est pas observée avec la diversité totale.

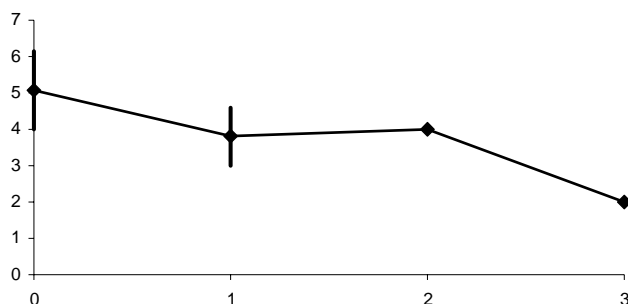


Figure 9. Evolution de la diversité de la communauté de singes avec le niveau d'exploitation forestière.

L'observation de la densité des espèces les plus sensibles, parmi les grands singes et les grands oiseaux frugivores, ne montre pas ce schéma d'évolution en pallier, et les analyses de variance ne montrent pas de diminution significative des abondances entre les niveaux 2 et 3.

#### **4. Résumé des principaux résultats mis en avant et facteurs ayant le plus d'influence sur la perte de la diversité**

- En excluant les facteurs anthropiques de perturbation, la diversité des espèces n'est pas liée de manière significative aux grands types de végétation.
- Quels que soient les milieux, la diversité de singes est bien corrélée à la diversité globale.
- La diversité des espèces diminue de manière significative dans les zones perturbées, et de manière plus nette en se focalisant sur la communauté de singes.
- L'abondance des grandes espèces de singes et des oiseaux frugivores diminue de manière significative avec un gradient des différentes perturbations, ainsi qu'avec l'indice de l'impact humain qui apparaît donc bien résumer les menaces pesant sur la grande faune.

## RECOMMANDATIONS

Des mesures législatives sont avant tout à prendre sur les menaces directes pesant sur la faune: établissement de quotas de prélèvement, de périodes de chasse. Ces mesures sont en cours de réflexion avec les Orientations Régionales pour la Gestion de la Faune et des Habitats. Des actions complémentaires doivent également être entreprises sur les habitats, cette étude permet de proposer plusieurs pistes d'action:

1. Cette étude sur la faune, qui a considéré les grandes espèces comme indicatrices de perturbation vont dans le sens de la **protection de grandes surfaces**. L'étude des rôles de refuges potentiels de zones non perturbées à proximité de zones aménagées doit aussi être envisagée.

2. Il n'est pas possible, à partir de cette étude, d'établir de manière claire les différents impacts entre les pressions directes (chasse) et les pressions sur les habitats (isolement, exploitation). Les analyses montrent en effet clairement les liaisons statistiques entre les types de perturbation (cf. Figures 7 et 8), **les pistes servant de points d'entrée privilégiés dans les massifs forestiers**. Cette distribution des aires de chasse autour des accès forestiers a déjà été montrée (Figure 10). Ces accès aisés facilitent aussi le risque de surchasse: les zones de chasse dans lesquelles les seuils de prélèvements tolérables ont été dépassés sont généralement celles qui sont distribuées autour des pistes (de Thoisy & Renoux 2004; de Thoisy et al., 2005).

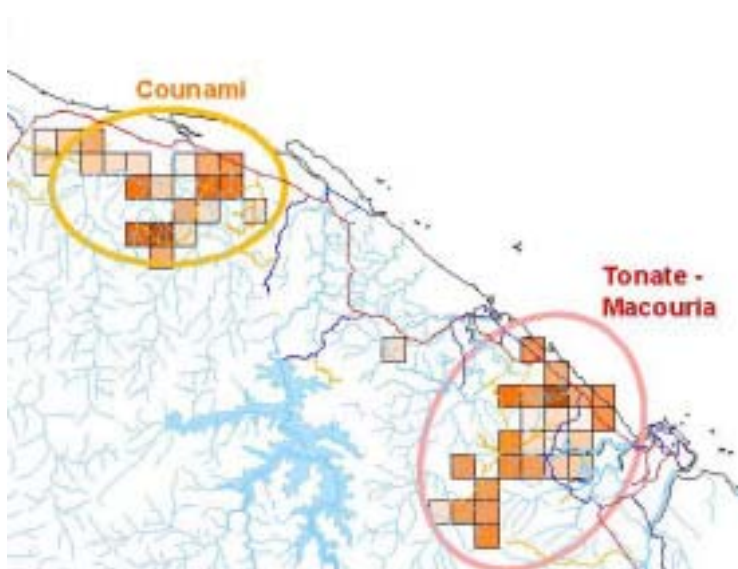


Figure 10. Distribution des zones de chasse (carrés de couleur) le long des pistes forestières (tracés orange), chez les communautés Palikur de Macouria et créole / Hmong de Counami. Données F. Renoux, dans Grenand 2003.

**La conception du réseau de pistes doit ainsi être optimisée pour limiter les surfaces accessibles aux chasseurs.** Le réseau de pistes doit aussi pouvoir être mis en place en prenant en compte les accès fluviaux. Ceux-ci, même s'ils sont nettement moins utilisés actuellement par les chasseurs que les voies terrestres, permettent cependant aussi d'accéder à de grandes surfaces forestières.

**3. Le tracé des pistes doit aussi limiter la fragmentation des milieux.** La présente étude ne permet pas à ce sujet de proposer des surfaces minimales à préserver. Les seules données disponibles à l'heure actuelle sont celles de l'étude Counami (de Thoisy, 2003). Trois zones ont été inventoriées pendant 5 ans avec la même technique; deux ont été directement perturbées; la troisième, entourée de zones perturbées mais sans impact direct, a servi de témoin. Les densités et les diversités sur cette zone étaient au début de l'étude fortes, et ont diminué de manière significative après 4 ans (Figure 11). La zone intacte, couvrant environ 8 000 hectares, n'a ainsi pas permis le maintien de la faune.

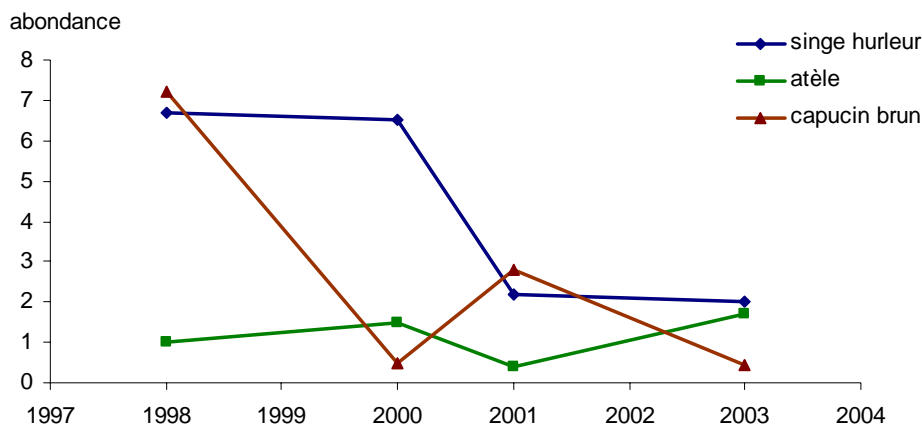


Figure 11. Évolution des abondances des trois grandes espèces de singes sur la zone centrale ("zone T") de Counami.

Les schémas d'exploitation forestière doivent ainsi pouvoir prendre en compte le fait que des habitats non touchés directement puissent aussi être impactés. En l'absence de données chiffrées sur les tailles de corridors entre les zones, sur les surfaces de fragments forestiers à préserver, il a été proposé que les pistes soient schématisées

non pas de manière linéaire, mais comme des surfaces potentiellement impactées (de Thoisy et al., 2001). La connaissance des habitudes de chasse sur la zone de Counami avait permis de montrer que l'essentiel des prélèvements se faisait à moins de 2 km d'un accès motorisé (Renoux, dans Grenand 2003). Ainsi, le fait de remplacer les pistes de Counami et les cours d'eau également utilisés par les chasseurs par des surfaces potentiellement menacées de 2 km de part et d'autre, permet de voir que la zone centrale est en effet isolée, et de comprendre les patrons d'évolution de la faune observés lors du suivi (Figure 12).

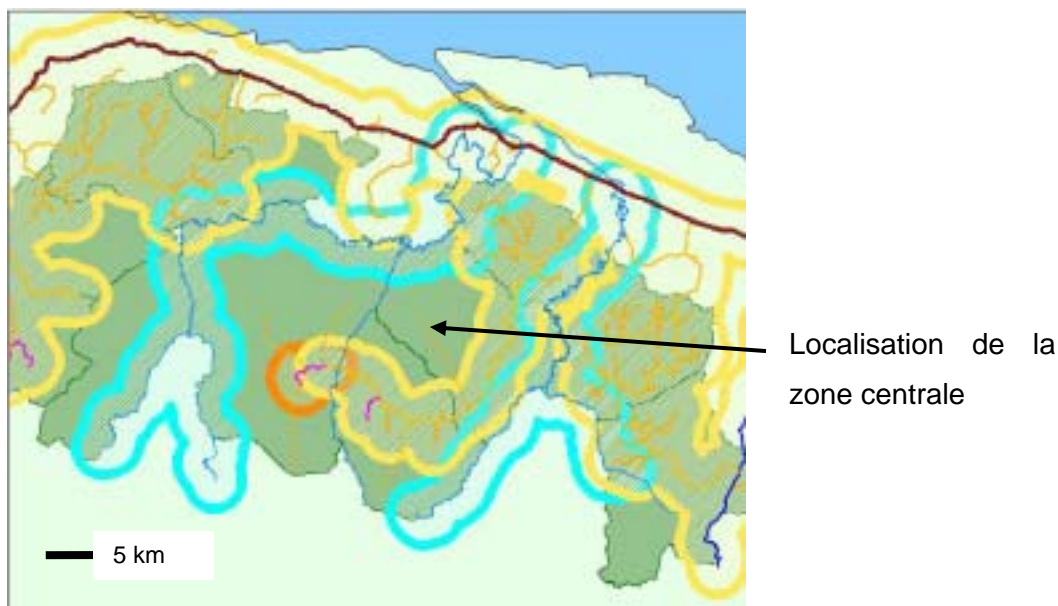


Figure 12. Forêt de Counami, en visualisant toutes les zones à moins de 2 km d'un accès, les rendant potentiellement chassées. Les zones entourées de orange sont les surfaces rendues accessibles par l'ouverture des pistes forestières, les zones entourées de bleu sont celles naturellement accessibles par les accès fluviaux (d'après de Thoisy et al., 2001).

La recommandation est alors d'anticiper ces effets secondaires potentiels. Il est suggéré que toutes les zones à proximité (< 2 km) des accès naturels (fleuves, rivières) et induits (pistes) ne soient pas considérées comme corridors potentiels, même si elles ne sont pas touchées directement par l'exploitation forestière.

Dans le cas du massif forestier de Régina – St Georges, la très grande surface à aménager, bien supérieure à celle des autres forêts, permet de concevoir une



planification plus en adéquation avec les besoins de la grande faune et l'anticipation des menaces.

A titre de premier exemple, les deux cartes de la zone haute de la figure 13 montrent les effets attendus sur la perturbation des habitats, dans un schéma d'aménagement "classique", avec un réseau de pistes tel qu'il était suggéré par les plans de gestion préliminaires. Le réseau de pistes se construit au départ de Régina et de St Georges, et sert d'appui à tout l'aménagement. Dans le schéma 2, illustré en partie inférieure, le réseau de pistes se construit en deux temps, et les pistes sont condamnées après leur usage forestier. Ce schéma intègre à la fois un réseau de pistes optimisé, le maintien de corridors larges, la fermeture des pistes après exploitation, et les capacités de restauration de la faune. Au regard des connaissances actuelles, à la fois sur les capacités de régénération ou de retour des espèces vers les zones anciennement exploitées, et sur les habitudes de chasse, ce second schéma serait moins perturbateur sur les communautés animales. Si au total, une même surface forestière est rendue disponible à l'extraction de bois dans les deux cas, dans le cas du schéma n°2, les zones vertes, c'est à dire situées à plus de 2 km d'un accès motorisé, et donc à priori moins sujettes à une forte pression de chasse) restent en effet nettement plus importantes à toutes les phases de l'aménagement. (B. de Thoisy, C. Latreille, P. Joubert, données pers.). Par ailleurs, les possibilités de restauration des communautés animales sont possibles dans les forêts anciennement exploitées, si ces connexions avec les zones intactes ont été maintenues, et si la pression de chasse est contrôlée (Andrade & Rubio-Torgler, 1994; Sorensen & Fedigan, 2000; Dunn, 2004).

4. Bien qu'il soit difficile d'étudier les effets précis des différents niveaux d'exploitation forestière, du fait de l'insuffisance des sites inventoriés, l'indicateur "richesse de la diversité de singes" suggère de limiter **dans le temps l'extraction de bois sur une zone donnée**, plutôt que de prolonger cette phase d'exploitation. De même, tout au moins tant que les zones d'exploitation forestière restent ouvertes à la chasse et même facilitent cette activité, il est suggéré de concentrer l'exploitation forestière dans l'espace, plutôt que de la disperser: les impacts ne sont en effet pas contrôlés.

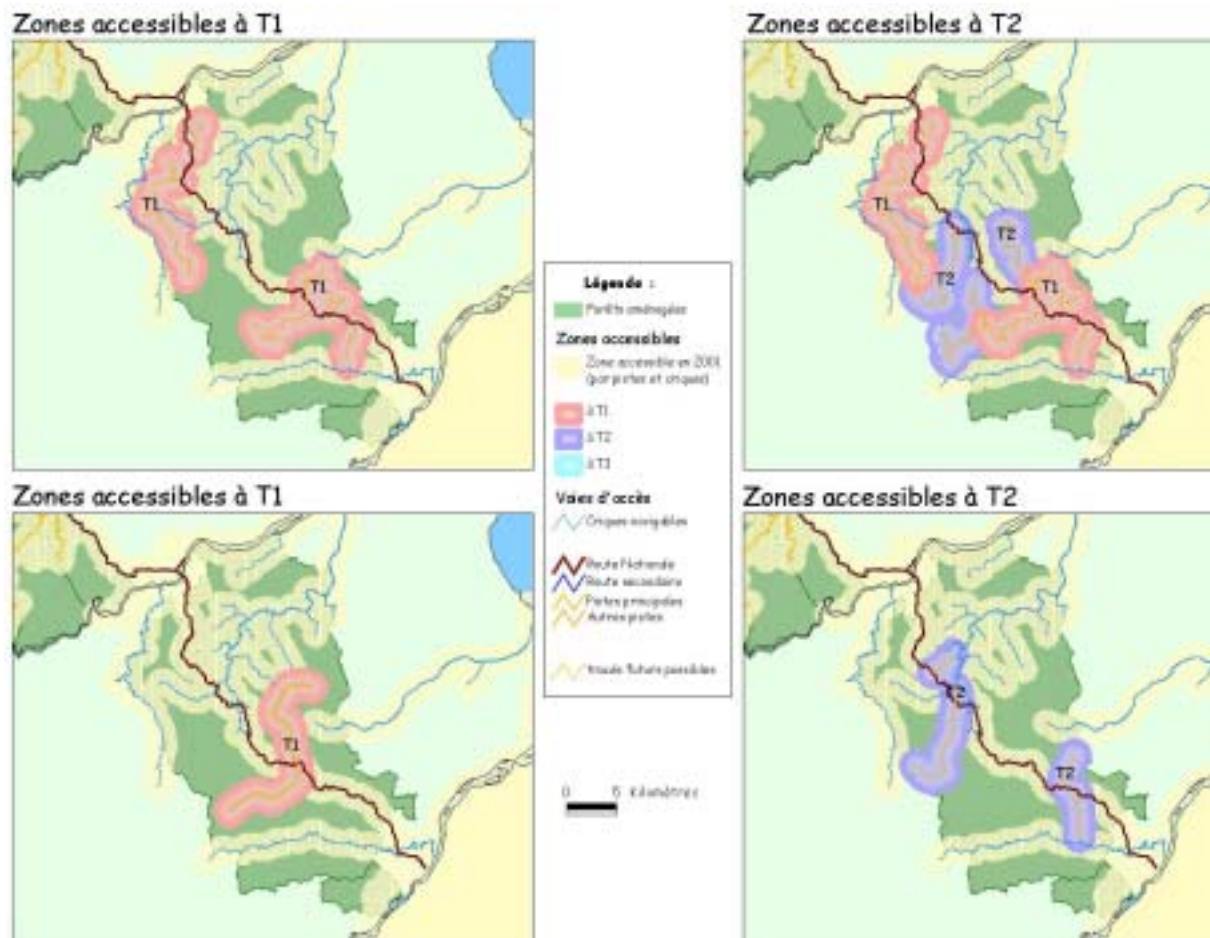


Figure 13. Aménagements du massif forestier de Régina – St Georges et perturbations attendues des milieux. En blanc: zones déjà potentiellement perturbées (accès naturels pour les chasseurs et route nationale). En rose, zones rendues accessibles et donc potentiellement chassées à la période T1; en bleu, zones accessibles à la période T2. Carte P. Joubert, ONF Guyane.

## 5. Compléments d'échantillonnage

Cette étude montre aussi certaines limites dans ses conclusions du fait du manque de données particulières. Il est notamment important de compléter la connaissance des peuplements animaux dans les sites non chassés, pour mieux appréhender les facteurs naturels de variabilité. Aussi, des inventaires dans des zones exploitées mais non chassées, ou anciennement exploitées mais non chassées, seront nécessaires pour comprendre le rôle de ces zones dans le maintien de la faune.

## RÉFÉRENCES

Andrade G.I., Rubio-Torgler H.O. 1994. Sustainable use of the tropical rainforest: evidence from the avifauna in a shifting-cultivation habitat mosaic in the Colombian Amazon. *Conservation Biology* 8: 545-554.

Barret J. (ed.). 2001. *Atlas illustré de la Guyane*. IRD éditions, France.

Bodmer R.E., Eisenberg J.F., Redford K.H. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of amazonian mammals. *Conservation Biology* 11: 460-466.

Carillo E., Wong G., Cuarón A.D. 2000. Monitoring mammal populations in Costa Rican protected areas under different hunting restrictions. *Conservation Biology* 14: 1580-1591.

Colwell R.K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. Persistent URL <[purl.oclc.org/estimates](http://purl.oclc.org/estimates)>

Colwell R.K., Coddington J.A. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society (series B)* 345: 101-118.

Colwell R.K., Mao C.X., Chang J. 2004. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology* 85: 2717-2727.

Cosson J.F., Ringuet S., Claessens O., de Massary J.C., Dalecky A., Villiers J.F., Granjon L., Pons J.M. 1999. Ecological changes in recent land-bridge islands in French Guiana, with emphasis on vertebrates communities. *Biological Conservation* 91: 213-222.

Dunn R.R. 2004. Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology* 18: 302-309.

Estrada A., Coates-Estrada R. 1996. Tropical rainforest fragmentation and wild populations of primates at Los Tuxtlas, Mexico. *International Journal of Primatology* 17: 759-783.

Gascon C., Lovejoy T.E., Bierregaard R.O., Malcolm J.R., Stouffer P.C., Vasconcelos H.L., Laurance J.R., Zimmerman B., Tocher M., Borges S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation* 91: 223-229.

Gond V., Bernard J., Bruneaux O., Demenois J., Engel J., Gaucher P., Ingrassia F., Linares S., Lokonadinpouille F., Nasi R., Pekel J.F., Sabatier D., Thierron V., de Thoisy B. 2005. Analyse multi-échelles de la perception des écosystèmes forestiers guyanais et des impacts humains à partir de la télédétection spatiale pour la mise au point d'outils d'aide à l'aménagement du territoire. Congrès Ecosystèmes Forestiers des Caraïbes, Fort de France.

Granjon L., Cosson J.F., Judas J., Ringuet S. 1996. Influence of tropical rainforest fragmentation on mammal communities in French Guiana: short-term effects. *Acta Oecologica* 17: 673-684.

Grenand P. (ed) 2003. La chasse en Guyane aujourd'hui: vers une gestion durable ? Rapport MEDD / Silvolab.

Haugaasen T., Peres C.A. 2005a. Primate assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. *American Journal of Primatology* 67: 243-258.

Haugaasen T., Peres C.A. 2005b. Mammal assemblage structure in Amazonian flooded and unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology* 21: 133-145.

Hill K., Padwe J., Bejyvagi C., Bepurangi A., Jakugi F., Tykuarangi R., Tykuarangi T. 1997. Impact of hunting on large vertebrates in the Mbaracayu reserve, Paraguay. *Conservation Biology* 11: 1339-1353.

Lehman S.M. 2000. Primate community structure in Guyana: a biogeographic analysis. *International Journal of Primatology* 21: 333-351.

Lopes M.A., Ferrari S.E. 2000. Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in Eastern Brazilian Amazonia. *Conservation Biology* 14: 1658-1665.

Michalski F., Peres C.A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of Southern Amazonia. *Biological Conservation* 124: 383-396.

Novaro A.J., Redford K.H., Bodmer R.E. 2000. Effect of hunting in source-sink systems in the Neotropics. *Conservation Biology* 14: 713-721.

Norconk M.A., Sussman R.W., Phillips-Conroy J. 1996. Primates of Guyanan shield forests. Venezuela and the Guianas. Dans : *Adaptive radiations of Neotropical primates*. M.A. Norconk, A.L. Rosenberg & P.A. Garber (eds), Plenum Press, New York. Pp 69-83.

Obstancias J., Joubert P. 2006. Etude des facteurs socio-économiques et culturels en Guyane. Développement d'une vision et d'un plan d'action pour la conservation de la biodiversité du complexe d'écorégions des Guyanes. Rapport ONF-WWF Guianas.

Pardini R., Marques de Souza S., Braga-Neto R., Metzger J.P. 2005. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation* 12: 253-266

Peres C.A. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology* 14: 240-253.

Peres C.A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology* 15: 1490-1505.

Peres C.A., Lake I.R. 2003. Extent of nontimber resource extraction in tropical forests: accessibility to game vertebrates by hunters in the Amazon basin. *Conservation Biology* 17: 521-535.

Puth L.M., Wilson K.A. 2001. Boundaries and corridors as a continuum of ecological flow control: lessons from rivers and streams. *Conservation Biology* 15: 21-30

Rylands A.B., Keuroghlian A. 1988. Primate populations in continuous and forest fragments in Central Amazonia. *Acta Amazonica* 18: 291-307.

Silveira L., Jacomo A.T.A, Diniz-Filho J.A.F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114: 351-355.

Simmen B., Julliot C., Bayart F., Pagès-Feuillade. 2001. Diet and population densities of a primate community in relation to fruit supplies. Dans *Nouragues. Dynamics and plant-animal interactions in a neotropical forest*. Bongers et al. (eds): Kluwer Academic Publishers, Netherlands.

Sorensen T.C., Fedigan L.M. 2000. Distribution of three monkey species along a gradient of regenerating tropical dry forest. *Biological Conservation* 92: 227-240.

Sussman R., Phillips-Conroy J.E. Survey of the distribution and density of primates of Guyana. *International Journal of Primatology* 16: 761-791.

Thiollay J.M. 1997. Disturbance, selective logging and bird diversity: a neotropical forest study. *Biodiversity and Conservation* 6: 1155-1173.

de Thoisy B. 2000. Line-transects: sampling application to a rainforest in French Guiana. *Mammalia* 64:101-112.

de Thoisy B., Dewynter M., Joubert P., Latreille C. 2001. Hunting and logging: GIS as a tool for forest management. V° Congreso sobre el Manejo de la fauna silvestre en Latin America y Amazonia. Cartagena, Colombia.

de Thoisy B., Renoux F. 2004. Status of the lowland tapir in French Guiana: hunting pressure and threats on habitats. Second International Tapir Symposium, TSG/SSC, Panama.

de Thoisy B., Renoux F., Julliot C. 2005. Hunting in northern French Guiana: practices and impacts on primate communities. *Oryx* 39: 1-9.

de Thoisy B., Brosse S., Dubois M. 2007. Assessment of large Neotropical mammals and birds richness and abundance using line-transects: which is the minimal sampling effort? *Animal Conservation*, soumis

Urbani B. 2006. A survey of primate populations in northeastern venezuelan Guayana. *Primate Conservation* 20: 47-52.

Voss R.S., Lunde D.P., Simmons N.B. 2001. The mammals of Paracou, French Guiana: a neotropical lowland rainforest fauna. Part 2: nonvolant species. *Bulletin of the American Museum of Natural History, New York* 263:1-236.

Whitman A.A., Hagan J.M., Brokaw N.V.L. 1998. Effects of selective logging on birds in Northern Belize. *Biotropica* 30: 449-457.

Wright S.J., Zeballos H., Domínguez I., Gallardo M.M., Moreno M.C., Ibáñez R. 2000. Poachers alter mammal abundance, seed dispersal, and seed predation in a neotropical forest. *Conservation Biology* 14: 227-239.

Youlatos D. 2004. Multivariate analysis of organismal and habitat parameters in two neotropical primate communities. *American Journal of Physical Anthropology* 123: 181-194.