

Photo © Jabruson, 2013. Tous droits réservés. [www.jabruson.photoshelter.com](http://www.jabruson.photoshelter.com). Un groupe de gorilles dans une zone déboisée. Les gorilles n'aiment pas traverser de vastes surfaces de forêts défrichées.



## CHAPITRE 3



### Impacts écologiques des activités d'extraction sur la population de grands singes

#### Introduction

Ce chapitre explore les menaces importantes que font peser les activités des industries d'extraction sur les grands singes et leur habitat. Tous les grands singes sont protégés par des lois nationales et internationales dans les zones où ils sont présents. Il est par conséquent interdit de tuer, capturer ou faire le commerce de grands singes vivants ou de leurs organes. Il est crucial de comprendre où et comment les industries d'extraction affectent les grands singes et leurs habitats à chaque phase d'un projet. Au sein des projets d'extraction minière, de pétrole ou de gaz (chapitre 5), ces phases incluent l'exploration et l'évaluation, les études techniques préalables et analyses

alternatives, les études techniques finales et la sélection du site, la construction et la mise en service, les phases d'opérations, de fermeture et post-fermeture. Chaque phase de chaque activité d'extraction est susceptible d'affecter les populations de grands singes locales, bien que la portée et la gravité de ce phénomène puisse varier. En règle générale, l'activité humaine n'est pas sans conséquence sur le comportement et la physiologie du monde animal (Griffiths et van Schaik, 1993; Kinnaird et O'Brien, 1996; Woodford, Butynski et Karesh, 2002; Blom *et al.*, 2004a; Wikelski et Cooke, 2006; Rabanal *et al.*, 2010; Ruesto *et al.*, 2010; Chan et Blumstein, 2011). La réaction de chaque espèce aux perturbations de son milieu varie cependant en fonction de ses dispositions biologiques, ainsi que du type et de l'étendue des perturbations. Ainsi, des espèces aux besoins très spécifiques subissent parfois un impact très négatif, comme le démontrent des recherches sur l'effet de l'exploitation forestière sur les oiseaux insectivores terrestres et glaneurs d'écorce ou chauve-souris, alors que d'autres espèces aux besoins plus génériques sont moins affectées (Putz *et al.*, 2001; Peters, Malcolm, et Zimmerman, 2006).

La liste des conséquences potentielles des industries d'extraction sur les populations de grands singes est longue et variée : (1) La perte d'habitat due aux coupes rases ou exploitations minières à ciel ouvert à grande échelle donnera lieu à l'extinction totale ou au déplacement des populations de grands singes. (2) Les perturbations et dégradations des habitats dues à l'abattage sélectif ou aux opérations minières souterraines ou à moindre échelle auront certainement des conséquences sur le domaine vital et l'utilisation des ressources par les grands singes locaux, qui pourraient à leur tour entraîner d'autres effets nocifs. Des changements dans la disponibilité de leurs ressources pourraient, par

exemple, modifier leur schéma d'activité et leur bilan énergétique. Ces perturbations peuvent varier, mais une réduction du bilan énergétique peut entraîner un accroissement de la mortalité dû à la faim, au stress et à une baisse du niveau de fertilité qui sont ensuite reflétés par une plus faible capacité d'hébergement dans les habitats concernés. La question des densités de population réduites dans les forêts dégradées par l'abattage sélectif sera développée ci-dessous. La fragmentation des habitats causée par le développement des infrastructures et la baisse générale du niveau de qualité des forêts peut également avoir des conséquences à long terme comme l'isolation de sous-populations et la viabilité des populations à long terme (voir encadré 3.1). Le bouleversement des habitats pourrait également avoir des conséquences sociales, des groupes étant forcés à s'installer dans des zones adjacentes. Cela pourrait augmenter les contacts entre congénères et entraîner la perte de cohésion sociale dans chaque groupe, augmenter le niveau d'agressivité et les conflits. Tous ces facteurs peuvent aussi agir sur les niveaux de stress des populations de grands singes et entraîner une baisse des ressources d'énergie, des changements de comportements sociaux, une hausse de la mortalité, l'immunosuppression et la réduction des taux de croissance et de reproduction (Woodford *et al.*, 2002; Wikelski et Cooke, 2006).

En plus des conséquences directes des activités d'extraction, d'autres effets se feront ressentir – résultats indirects liés au travail ou aux opérations financières de ces premières activités. Le plus souvent, les effets indirects les plus importants sont causés par l'ouverture des forêts à l'homme résultant de l'accroissement de la population locale, des richesses et de l'accessibilité (des forêts et marchés) grâce au développement des routes dans des zones jusqu'alors isolées. Les menaces

### ENCADRÉ 3.1

#### Les singes hominidés peuvent-ils survivre dans des forêts fragmentées ?

En Asie du Sud-Est, les forêts sont rasées et les orangs-outans cherchent refuge sur les territoires environnants. Ils reviendront peut-être quand les forêts se régénéreront, mais les forêts dégradées ne répondent pas à tous les besoins biologiques des orangs-outans. Leurs habitats sont multiples, comme dans la plaine inondable très fragmentées du Kinabatangan en Malaisie, où l'on trouve toujours des forêts riveraines et de diptérocarpes mixtes de plaine le long de la rivière (Ancrenaz *et al.*, 2010). On sait également que les orangs-outans peuvent survivre dans les plantations d'acacia et d'eucalyptus (Meijaard *et al.*, 2010), bien que leur survie à long-terme reste incertaine.

En Afrique, les populations de singes hominidés en dehors du bassin central sont grandement menacées par la fragmentation de leur habitat ; une grande partie de l'Afrique de l'Est et de l'Ouest a été déboisée par les activités humaines, principalement par l'agriculture sur brûlis (ex. : Brncic, Amarasekaran et McKenna, 2010). Les chimpanzés et bonobos peuvent occuper une grande variété d'habitats et ne limitent pas aux forêts denses. Les chimpanzés habitent des zones composées d'une mosaïque de savanes arborées, de forêts galeries et de forêts sèches appauvries en Guinée, au Mali, au Sénégal et en Tanzanie ; certains bonobos sont présents sur une mosaïque de forêts humides, sèches ou marécageuses, et de savanes. Cependant, les chimpanzés et bonobos dépendent fortement des arbres disponibles pour s'abriter du soleil et faire leurs nids dans ces environnements ouverts. Au Gabon, les densités de chimpanzés sont les mêmes dans les parcelles de forêt fragmentées que dans les bandes de forêt continues, alors que les densités de gorilles étaient bien plus basses dans les forêts fragmentées que continues à cause de leur réticence à traverser de vastes zones déboisées (Tutin, White et Mackanga-Missandzou, 1997).

Les recherches menées sur la fragmentation des habitats comme résultat de l'exploitation forestière suggèrent que les conséquences visibles sur les singes hominidés varient en fonction des espèces (Tutin et Fernandez, 1984 ; Plumtre et Reynolds, 1994 ; Hashimoto, 1995). Onderdonk et Chapman (2000) ont étudié l'occupation par des primates et les caractéristiques de fragments de forêts autour du parc national de Kibale, en Ouganda. Des indices de présence de chimpanzés ont été trouvés dans 9 des 20 fragments, certains aussi petits que 0,008 km<sup>2</sup> (moins de 1 hectare). Cependant, les auteurs ont eu l'impression que les chimpanzés ne recherchaient leur nourriture dans ces zones que pour de courtes périodes et changeaient fréquemment de parcelle. Ils n'ont pas trouvé de lien spécifique entre la présence de primates et les caractéristiques de fragments spécifiques (taille du fragment, distance jusqu'au fragment le plus proche, distance jusqu'au parc national ou nombre

d'arbres fournissant de la nourriture). Les chimpanzés de Bulindi, aussi en Ouganda, survivent dans des environnements fluviaux fragmentés comprenant des sources de nourriture radicalement différentes de celle dans la localité voisine de Budongo. Apparemment, ces ressources sont suffisantes à la survie des chimpanzés et il est possible qu'elles soient même un résultat direct de perturbations permanentes de l'homme (McLennan et Plumtre, 2012). De la même façon, au Gabon, les chimpanzés et gorilles se sont introduits dans des parcelles de forêt naturelle entourées de prairies de savane mais ne les ont pas occupées de façon continue (Williamson, Tutin, et Fernandez, 1988 ; Tutin, 1999).

Une étude récente menée en Sierra Leone (Brncic *et al.*, 2010) a révélé qu'environ 2 000 chimpanzés vivaient en dehors des zones protégées officielles, se déplaçant entre les diverses parcelles de forêts restantes et se nourrissant des fruits d'arbustes aux abords des fermes et dans les forêts secondaires, mais largement dépendants des plantations destinées à la consommation humaine. Il est difficile de savoir si ces individus survivront à long terme, ou s'ils sont les derniers survivants d'une population en déclin. Les chimpanzés semblent avoir réussi à survivre dans les forêts fragmentées du Nigéria, mais les sites observés récemment perdent progressivement leur population (Greengrass, 2009).

D'après Harcourt et Doherty (2005), 65 % des parcelles de forêt où se trouvent des primates s'étendent sur moins d'1 km<sup>2</sup>, surfaces trop petites pour subvenir aux besoins des singes hominidés sur le long terme à moins qu'elles ne soient connectées à d'autres habitats adaptés. Ces habitats peuvent être naturels ou artificiels, comme les mosaïques de fermes de forêt typiques en Afrique de l'Est et de l'Ouest, fréquemment utilisées par les singes hominidés (Hockings et Humle, 2009). Les gorilles de la rivière Cross, gravement menacés, subsistent toujours dans un paysage fortement fragmenté. Cependant, les corridors d'habitats et de dispersion sont importants (Bergl *et al.*, 2012). Il semble donc évident que tous les singes hominidés vivant dans des habitats modifiés dépendent de ressources présentes sur d'autres lieux du territoire et que les connexions entre les différents habitats via des réseaux de corridors forestiers doivent être préservées afin de garantir leur survie.

“ Des normes juridiques doivent être définies dans les pays où vivent des grands singes, afin d'adopter des pratiques respectueuses de la faune avant, pendant et après les activités d'exploration et d'extraction. ”

associées indirectement à l'abattage des arbres et aux autres activités d'extraction incluent l'augmentation du braconnage et la chasse indirecte (d'autres espèces sont ciblées mais les grands singes sont piégés puis tués par erreur). Cette méthode répond à la demande de gibier à des fins commerciales ou de subsistance, pour leurs propriétés médicinales ou pour le commerce d'animaux vivants. Un accroissement de la dégradation et de la fragmentation des habitats, la conversion des terres à l'agriculture, l'introduction potentielle de maladies humaines et l'accélération de la propagation des maladies entre grands singes locaux peuvent nuire à leurs populations (chapitre 7). Les forêts trop dégradées par l'extraction forestière ou minière présentent des risques plus élevés de sécheresse, d'incendies et autres événements, qui peuvent à leur tour avoir des conséquences désastreuses sur la survie des grands singes. Ces conséquences directes et indirectes sont multipliées par les effets cumulés d'activités multiples sur le même territoire (chapitre 7).

La liste des impacts potentiels sur les grands singes est certes longue, mais nombre d'entre eux restent hypothétiques. Cependant, notre connaissance des processus d'extraction et les renseignements détaillés dont nous disposons sur la socio-écologie des grands singes (voir « Conséquences potentielles à long terme et études à venir », page 112) nous permettent de faire des hypothèses. Certaines recherches, peu nombreuses, menées sur les populations de grands singes avant et après l'extraction offrent d'autres éléments. Dans ce chapitre, nous nous appuyons sur une longue bibliographie pour parvenir à des conclusions sur les conséquences des activités des industries d'extraction sur les grands singes. Nous traitons les problèmes liés aux industries forestière et minière séparément. Nous avons également divisé

notre analyse entre taxinomie et géographie et séparé singes hominidés (orangs-outans et singes hominidés d'Afrique comprenant gorilles, chimpanzés et bonobos) et gibbons. En effet, leurs besoins écologiques diffèrent et ils ne sont pas affectés de la même manière par les industries d'extraction et les normes régionales. Nous commencerons par décrire la socio-écologie des grands singes afin de fournir une toile de fond aux conséquences écologiques potentielles ou avérées sur ces espèces. Nous examinerons ensuite les recherches sur les effets des activités d'extraction et nous nous interrogerons sur le bien-fondé de recherches supplémentaires.

Constatations principales :

- la coupe-rase et la survie des grands singes sont incompatibles et mènent à leur disparition ;
- la tolérance des grands singes à l'abattage sélectif ou responsable n'est pas entièrement comprise et le sur-abattage d'arbres peut entraîner une réduction importante des densités de population ;
- l'impact de l'abattage sur le comportement des grands singes n'est pas bien compris, mais il entraîne une modification de l'alimentation disponible qui pourrait causer un déséquilibre énergétique ;
- il est difficile de terminer les conséquences précises de l'abattage sur la survie des gibbons, notamment à cause de la grande étendue de leur habitat ;
- des informations cruciales sur les conséquences de l'extraction minière sur les grands singes manquent encore ;
- les différents acteurs doivent comprendre l'importance de l'étude des populations de grands singes à un stade précoce dans les projets d'extraction ;
- des normes juridiques doivent être

définies dans les pays où vivent des grands singes, afin d'adopter des pratiques respectueuses de la faune avant, pendant et après les activités d'exploration et d'extraction.

## La socio-écologie des grands singes

### La socio-écologie des singes hominidés

Il existe six espèces de singes hominidés : deux espèces d'orangs-outans (de Bornéo et de Sumatra), deux espèces de gorilles (de l'Est et de l'Ouest), les chimpanzés et les bonobos. Nous présentons ici une vue globale des aspects de la socio-écologie des singes hominidés et des exigences essentielles à leurs survie pertinentes dans le contexte de cet ouvrage. Il existe des variations considérables entre ces espèces et entre les diverses populations de la même sous-espèce. Pour des informations plus détaillées sur les orangs-outans, veuillez vous référer au volume de Wich *et al.* (2009b), et pour des synthèses plus récentes sur les singes hominidés d'Afrique, veuillez consulter Emery Thompson et Wrangham (2013), Reinartz, Ingmanson, et Vervaecke (2013), Williamson et Butynski (2013a, 2013b), et Williamson, Maisels, et Groves (2013).

### Organisation sociale et structure

L'organisation sociale diffère considérablement entre les trois genres de singes hominidés : les orangs-outans sont semi-solitaires, les gorilles vivent en groupes mixtes stables et les chimpanzés et bonobos forment des communautés dynamiques (fission-fusion). Les communautés de chimpanzés et bonobos comportent plusieurs mâles et femelles au sein d'un réseau social clos qui se divise (fission) en plus

petits groupes en fonction de l'abondance de nourriture et de la présence de femelles matures sexuellement (ex. : Wrangham, 1986), ou se réunit (fusion) lorsque de large quantités de nourriture sont disponibles. La taille moyenne d'une communauté de chimpanzés est de 35 individus, bien que l'on connaisse une communauté particulièrement étendue de 150 membres en Ouganda (ex. : Mitani, 2009). Dans les habitats forestiers, la taille d'un groupe oscille entre 5 et 10 individus : dans la savane arborée de Fongoli, la taille moyenne d'un groupe est de 15 (Pruetz et Bertolani, 2009). Les communautés de bonobos comprennent entre 10 et 120 individus. Lorsqu'ils recherchent leur nourriture, les unités sociales de bonobos s'éparpillent en groupes mixtes plus grands et plus cohésifs que les groupes de chimpanzés, comprenant une moyenne de 5 à 23 individus. Chez ces deux espèces, les groupes ont tendance à être plus petits lorsque les fruits se font rares (ex. : Mulavwa *et al.*, 2008).

Leur taille imposante et leur tendance phyllophage (consommation de feuilles) permettent aux gorilles de faire face aux pénuries de fruits et de vivre au sein d'unités sociales cohésives. Les gorilles vivent en groupes stables avec un ou deux mâles adultes appelés « dos argentés », quelques femelles et leur progéniture. La taille des groupes, leur composition et leurs schémas de dispersion sont similaires entre tous les taxons de gorilles ; la taille médiane des groupes chez les deux espèces est d'environ 10 individus. L'un des rôles du mâle dominant est d'utiliser sa force, sa taille et un comportement intimidant pour défendre les femelles des autres mâles. Parmi les singes hominidés femelles, seuls les gorilles vivent en association permanente à des mâles, reposant ainsi sur eux pour protéger leurs enfants des attaques infanticides des autres mâles (Robbins *et al.*, 2004). Une femelle passant à un autre

groupe avec un enfant lui fait courir le risque d'être tué par le mâle dominant de son nouveau groupe (Watts, 1989; voir aussi le paragraphe 'Reproduction').

Les orangs-outans vivent en communautés relativement libres dans lesquelles les individus locaux connaissent les autres orangs-outans des environs. La plupart des mâles adultes dotés de disques faciaux mènent une existence semi-solitaire, alors que les mâles subadultes sans disques faciaux tolèrent assez facilement les autres mâles (certains mâles orangs-outans adultes grossissent et développent des disques faciaux liés à l'augmentation de leur taux de testostérone; Emery Thompson, Zhou, et Knott, 2012). Les orangs-outans femelles adultes vivent de façon plus grégaire que les mâles adultes et voyagent parfois ensemble, lorsqu'elles sont de la même famille. Les mâles subadultes voyagent avec les femelles et leur progéniture et cette sociabilité affectent grandement leurs besoins en matière d'habitat et leur domaine vital. Les forêts de Sumatra produisent plus que celles de Bornéo (Wich *et al.*, 2011c), ainsi les orangs-outans de Sumatra se réunissent-ils lorsque la nourriture est abondante (Wich *et al.*, 2006). Les orangs-outans de Sumatra vivent également en groupes légèrement plus grands (1,5-2 individus; Mitra Setia *et al.*, 2009).

## Reproduction

Les singes hominidés se reproduisent très lentement. La durée de gestation des gorilles et orangs-outans est la même que chez l'homme, c.-à-d. 9 mois; elle est légèrement plus courte chez les chimpanzés et les bonobos, plus petits, et prend environ 7,5 à 8 mois. Les femelles mettent généralement bas à un seul petit à la fois, bien que les grossesses gémeaux existent. Dans ces cas-là il est souvent impossible pour la mère de garder ses deux

enfants en vie (ex. : Goossens *et al.*, 2011). Il n'existe pas de saison particulière pour les naissances; cependant, le cycle reproductif des femelles nécessitant des dépenses énergétiques élevées et une bonne santé, la conception se trouve déterminée par l'abondance de nourriture et ce facteur peut dépendre des saisons (Emery Thompson et Wrangham, 2008). Un pic de naissances peut donc être observé certains mois en fonction de la disponibilité des ressources. Les orangs-outans de Bornéo vivant dans des forêts de diptérocarpes grandement affectées par les saisons sont plus susceptibles de concevoir lorsque les faines sont comestibles et que les graines riches en graisse sont nombreuses (Knott, 2005). Les orangs-outans de Sumatra ne sont pas soumis à des conditions aussi contraignantes (Marshall *et al.*, 2009a). Les gorilles sont un peu moins dépendants des fruits et leur reproduction n'est pas influencée par les saisons. Les femelles chimpanzés et bonobos, quant à elles, sont plus susceptibles d'ovuler quand les fruits sont abondants et l'on peut donc observer des pics de conception chez certaines populations, ce qui entraîne un pic du nombre de naissances (ex. : Anderson, Nordheim et Boesch, 2006).

Les jeunes singes se développent plutôt lentement et dépendent de leur mère pendant plusieurs années, dormant dans leurs nids jusqu'à ce qu'ils soient sevrés ou qu'elle donne naissance à un autre petit. Nous disposons principalement de connaissances préliminaires quant à l'âge du sevrage, mais les estimations s'étendent de 4 ou 5 ans pour les singes hominidés d'Afrique, 5 ou 6 ans pour les orangs-outans de Bornéo, à 7 ans pour les orangs-outans de Sumatra. Le sevrage marque la fin de l'enfance pour les singes hominidés d'Afrique, mais les jeunes orangs-outans ne deviennent indépendants de leur mère qu'à l'âge de 7 ou 9 ans (van Noordwijk *et*

*al.*, 2009). La reprise du cycle reproductif des femelles est empêchée par la lactation. Elles ne peuvent donc pas être de nouveau enceintes tant qu'elles allaitent (ex. : Stewart, 1988). Par conséquent, les naissances sont grandement espacées, en moyenne de 4 à 7 ans pour les singes hominidés d'Afrique, de 6 à 8 ans pour les orangs-outans de Bornéo et de 9 ans pour les orangs-outans de Sumatra. On pense que les intervalles particulièrement longs entre les naissances d'orangs-outans sont une conséquence de leur mode de vie plus solitaire que chez les autres espèces. Le degré d'investissement des mères a pour résultat un taux de mortalité plus bas et environ 90 % des enfants survivent, comparé à 73 % chez les gorilles des montagnes et jusqu'à 50 % chez certaines populations de chimpanzés, comme celles de Tanzanie occidentale (Wich *et al.*, 2004, 2009a, 2009b).

Les intervalles entre naissances peuvent être raccourcis par un phénomène commun au sein du règne animal et important dans le contexte de comportements résultant de facteurs extérieurs : l'infanticide est défini par la mise à mort d'enfants non-sevrés par un membre de la même espèce (Harcourt et Greenberg, 2001). Chez les singes hominidés, il est habituellement perpétré par un mâle adulte et a pour conséquence la reprise du cycle reproductif de la mère (l'enfant ne tétant plus). L'infanticide a été documenté chez les gorilles et les chimpanzés mais n'a jamais été observé chez les orangs-outans, en partie du fait de leur mode de vie solitaire (Beaudrot, Kahlenberg, et Marshall, 2009). Certains singes hominidés femelles adoptent des tactiques pour « créer la confusion » au sujet de la paternité de leur progéniture en s'accouplant avec plusieurs mâles. Les mâles bonobos ne disposent d'aucune indication leur permettant de savoir s'ils ont engendré une progéniture particulière et l'infanticide semble inexistant dans leurs

communautés (Furuichi, 2011).

Les taux de reproduction bas sont communs à tous les singes hominidés, du fait du degré d'investissement des mères auprès d'un seul petit et du développement et de la maturation lente de ce dernier. Les bonobos mâles atteignent leur maturité sexuelle à 10 ans et les chimpanzés mâles entre 8 et 15 ans (Emery Thompson et Wrangham, 2013). Les gorilles de l'Est mâles atteignent la maturité autour de 15 ans ; ceux de l'Ouest l'atteignent pleinement autour de 18 ans (Breuer *et al.*, 2009). Les orangs-outans mâles atteignent leur maturité sexuelle entre 8 et 16 ans, mais il est possible que leurs disques faciaux n'apparaissent pas avant l'âge de 35 ans (Wich *et al.*, 2004). Les orangs-outans et les gorilles figurent parmi les primates les plus dimorphes, ce qui reflète la concurrence physique intense qui fait rage entre les mâles adultes. Certains orangs-outans mâles à disques faciaux sont extrêmement agressifs et peuvent monopoliser une zone dans laquelle ils attirent les femelles réceptives (Delgado, 2010).

Les singes hominidés femelles atteignent la maturité à un âge similaire : les orangs-outans femelles manifestent un comportement sexuel autour de 10 ou 11 ans, les chimpanzés autour de 7 ou 8, le cycle des bonobos commence autour de 9 ou 12 ans et les gorilles autour de 6 ou 7 ans. L'âge auquel les orangs-outans femelles mettent bas pour la première fois environne les 15 ou 16 ans, 10 chez les gorilles (de 8 à 14 ans), 13,5 ans en moyenne chez les chimpanzés (9,5 à 15,4 ans en moyenne en fonction des différents sites) et 13 à 15 ans chez les bonobos. Le taux de natalité moyen chez les gorilles et chimpanzés est de 0,2 à 0,3 naissance par adulte femelle par an, ou une naissance par femelle adulte tous les 3,3 à 5 ans. La reproduction des femelles au cours de leur vie a été estimée grâce aux résultats d'une recherche à long terme sur les gorilles des montagnes et

chimpanzés. En moyenne, les chimpanzés femelles donnent naissance à quatre petits dans leur vie, mais seuls 1,5 à 3,2 survivent au-delà de la petite enfance (ex. : Sugiyama et Fujita, 2011). Les gorilles des montagnes femelles donnent naissance à environ 3,6 petits dans leur vie (Robbins *et al.*, 2011). Les orangs-outans possèdent le cycle biologique le plus lent de tous les mammifères, avec un âge moyen de première reproduction plus tardif, des intervalles plus longs entre chaque naissance et des générations plus longues que les singes hominidés d'Afrique (Wich *et al.*, 2009a, 2009b). Une génération chez les singes hominidés est de 20 à 25 ans (UICN, 2013).

### Préférences en matière d'habitat et construction des nids

La plupart des singes hominidés vivent dans des forêts tropicales mixtes, humides et fermées, et occupent une variété de types de forêts comprenant celles des plaines, marécageuses, inondées périodiquement, galeries, côtières, sub-montagneuses et secondaires en régénération. Les chimpanzés de l'Est et de l'Ouest sont également présents dans les paysages dominés par la savane. Les populations de singes hominidés les plus importantes se trouvent en dessous de 500 m d'altitude dans les vastes forêts de type Terra firme et les marais d'Afrique et d'Asie (ex. : Morrogh-Bernard *et al.*, 2003 ; Stokes *et al.*, 2010) bien que les gorilles orientaux soient présents jusqu'à 3800 m d'altitude. Les gorilles, chimpanzés et bonobos se trouvent rarement dans les terrains monodominants de *Gilbertiodendron dewevrei* (Fabacées) où la strate herbacée est clairsemée en permanence, mis à part lors de la saison des akènes, qui a lieu tous les 4 à 5 ans en Afrique centrale (ex. : Blake et Fay, 1997).

Les singes hominidés d'Afriques sont semi-terrestres. Les orangs-outans ont été

considérés comme presque exclusivement arboricoles, mais des études récentes montrent que les orangs-outans de Bornéo se déplacent parfois au sol (Loken, Spehar et Rayadin, publié dans la presse). Cependant, les orangs-outans ne sont pas adaptés aux déplacements terrestres et dépendent plus largement que les autres singes hominidés des lianes pour les aider à se mouvoir sous la canopée (Thorpe et Crompton, 2009). Les singes hominidés ne font pas que se nourrir dans les arbres ; ils s'y reposent, y socialisent et y dorment, bien que les gorilles et chimpanzés se reposent aussi souvent au sol pendant la journée. Ces mammifères possédant un cerveau important, ils ont besoin de se reposer pendant de longues périodes. Il est partiellement inné chez tous les singes hominidés de construire un nid pour se poser la nuit. Chaque individu sevré construit un nouveau nid presque toutes les nuits (ex. : Tutin *et al.*, 1995). Les gorilles les construisent souvent au sol, en les équipant d'oreillers de végétation, la plupart du temps constitués d'herbes. Chez certaines populations, les chimpanzés dorment parfois au sol (ex. : Koops *et al.*, 2007). Pour construire des nids, les singes hominidés ont besoin d'accéder à des arbres assez solides pour supporter leur poids, mais néanmoins assez souples pour que les branches soient pliées et sécurisées, et disposant d'un feuillage abondant pour amortir les surfaces les plus dures. Ces lits sont construits haut dans les arbres, généralement 10 à 30 mètres au-dessus du sol (ex. : Morgan *et al.*, 2006). Les orangs-outans préfèrent nicher dans les arbres possédant un large diamètre et d'autres caractéristiques augmentant sa stabilité, comme des contreforts et un positionnement géographique qui les protège du vent et de la pluie (ex. : Prasetyo *et al.*, 2009 ; Cheyne *et al.*, 2013).

“ La nature frugivore des singes hominidés est un facteur important dans le maintien de la diversité de la forêt car ils jouent un rôle important dans la dispersion des graines. ”

Les nids fournissent un confort et un maintien qui améliorent la qualité du sommeil. Une étude récente comparant les habitudes de nidification des chimpanzés au Sénégal et en Tanzanie a démontré que les nids disposent de multiples fonctions, dont l'isolation et la protection contre la chute du haut de l'arbre pendant la nuit, mais que la protection contre les prédateurs est également un facteur important pour justifier l'emplacement des nids au-dessus du sol (Stewart et Pruetz, 2013). Nicher dans les arbres constitue un moyen d'éviter les prédateurs et grands mammifères des forêts actifs la nuit, comme les cochons et les éléphants. L'emplacement où dormir est crucial pour les populations vulnérables au braconnage : on sait que les gorilles des plaines de l'Ouest au Cameroun et les gorilles de Gauer à l'est de la République démocratique du Congo nichent dans des lieux escarpés, difficiles à atteindre pour les

humains (E.A. Williamson, observation personnelle). Diverses fonctions antiparasites et anti-maladies ont été attribuées à la construction de nids, notamment parce qu'il est rare que les nids soient réutilisés (ex. : Fruth et Hohmann, 1996 ; McGrew, 2010). Il est ainsi évident que la structure de l'habitat, la diversité des espèces d'arbres et leur taille jouent un rôle crucial pour les singes hominidés.

“ La structure de l'habitat, la diversité des espèces d'arbres et leur taille jouent un rôle crucial pour les singes hominidés. ”

### Nourriture et alimentation

Les singes hominidés ne sont pas strictement végétariens, tous les taxons consomment des insectes et certains mangent de la viande. Cependant, ils sont tous adaptés à un régime de parties de plantes faciles à digérer : pulpe juteuse, jeune pousses, pétiole, bourgeons et herbes. Les fruits mûrs et sucrés des arbres forestiers sont leur première source d'alimentation, à la seule exception des

**Photo** © Kathelijne Koops. Pour construire des nids, les singes hominidés ont besoin d'accéder à des arbres assez résistants pour supporter leur poids, mais néanmoins assez souples pour que leurs branches puissent être pliées et fixées. Ils doivent aussi disposer d'un feuillage abondant pour former un coussin qui amortira les surfaces plus dures.



gorilles des montagnes, qui vivent à une altitude où sont produits peu de fruits juteux (Watts, 1984). Les autres singes hominidés africains incorporent environ 62 à 85 % de fruits dans leur régime, avec quelques variations saisonnières marquées (ex. : Rogers *et al.*, 2004). Les orangs-outans de Bornéo sont moins frugivores que les orangs-outans de Sumatra, ne disposant de presque aucun fruit pendant certains mois (Russon *et al.*, 2009). La nature frugivore des singes hominidés est un facteur important dans le maintien de la diversité de la forêt car ils jouent un rôle important dans la dispersion des graines (ex. : Tutin *et al.*, 1991 ; Gross-Camp, Masozera et Kaplin, 2009 ; Beaune *et al.*, 2013).

Même les plus singes hominidés grimpent parfois à 30 m de hauteur ou plus pour se nourrir. Ils ne cueillent pas au hasard mais sélectionnent leur nourriture et ont tendance à choisir seulement quelques-uns des produits issus de la vaste gamme disponible (ex. : Leighton, 1993). Bien qu'une grande partie de leur nourriture provienne de la canopée, les singes hominidés d'Afrique s'approvisionnent à tous les niveaux de la forêt et la plupart se spécialisent également dans les herbes terrestres abondantes, disponibles tout au long de l'année dans les zones forestières les plus humides.

Pendant les périodes où la nourriture se fait rare, la souplesse en matière de régime est primordiale. Les aliments « de repli » sont des produits toujours disponibles mais qui ne sont pas « favoris » et habituellement de qualité médiocre, comme les écorces et les fruits encore verts (Marshall et Wrangham, 2007). Lorsque les fruits juteux se font rares, les bonobos, chimpanzés et gorilles mangent plus de végétation herbacée ou ligneuse comme les jeunes feuilles, les jeunes pousses ou l'écorce (ex. : Rogers *et al.*, 1994). Sur beaucoup de sites, les chimpanzés mangent plus

de figes quand leurs aliments préférés se font rares. De même, il est possible que les orangs-outans consomment de grandes quantités d'écorce et de figes, dont les récoltes sont abondantes tout au long de l'année. Certaines populations d'orang-outans de Bornéo vivent dans des habitats particulièrement saisonniers et doivent faire face à des déséquilibres énergétiques lors des périodes de pénurie (Knott, 1998a, 2005).

## Le domaine vital

Les singes hominidés se déplacent quotidiennement dans la forêt à la recherche de nourriture. Leurs trajets ne sont pas choisis au hasard et sont généralement limités à une zone spécifique, une partie de la forêt que le singe connaît bien. L'approvisionnement en nourriture dans les environnements forestiers complexes nécessite mémoire spatiale et représentation mentale ; il a été démontré que les chimpanzés sont capables de mémoriser l'emplacement individuel de milliers d'arbres différents au cours de nombres d'années (Normand et Boesch, 2009). Il est très probable que les autres singes hominidés possèdent des capacités similaires.

Relativement limités à la canopée, les orangs-outans ne se déplacent pas sur de longues distances : les femelles adultes et mâles à disques faciaux de Bornéo ne se déplacent pas de plus de 200 m par jour. Les mâles adultes sans disques faciaux, plus agiles, peuvent se déplacer plus rapidement et couvrent habituellement le double de cette distance. Les orangs-outans de Sumatra se déplacent plus loin, mais toujours sur moins d'1 km par jour (Singleton *et al.*, 2009). Les singes hominidés d'Afrique semi-terrestres se déplacent sur des distances bien plus longues et les plus frugivores d'entre eux parcourent plusieurs kilomètres par jour : 2 à 3 km

pour les chimpanzés, avec des excursions occasionnelles de 10 km et 2 km pour les bonobos et gorilles des plaines de l'Ouest, voir même parfois 5 à 6 km (ex. : Doran-Sheehy *et al.*, 2004). Les habitats et saisons affectent la distance parcourue au quotidien, ainsi que l'utilisation du domaine vital.

La taille de la zone habituellement utilisée par un individu, un groupe ou une communauté (en fonction des espèces) est appelée le domaine vital. Il recouvre en moyenne 4 à 8 km<sup>2</sup> chez les orangs-outans de Bornéo mâles, ce qui est très réduit par rapport aux mâles de Sumatra, dont le domaine vital dans les forêts marécageuses peut s'étendre au-delà de 25 km<sup>2</sup> (Singleton et van Schaik, 2001). Le chevauchement des domaines vitaux est souvent important chez les orangs-outans. Les mâles à disques faciaux, dont le statut est élevé, sont capables dans une certaine mesure de monopoliser à la fois la nourriture et les femelles et peuvent donc résider temporairement sur une zone relativement réduite (ex. : Delgado et van Schaik, 2000). L'établissement d'un domaine vital défini aide à garantir l'accès aux ressources sur la surface qu'il recouvre (ex. : Delgado, 2010), et il est possible que le domaine vital d'un mâle comprenne les (plus petits) domaines vitaux de plusieurs femelles. Les orangs-outans mâles à disques faciaux ne se tolèrent pas entre eux, mais au lieu d'utiliser des moyens de défense actifs, ils définissent leur espace vital en émettant de longs cris. Les orangs-outans mâles sans disques faciaux se rassemblent autour d'une source de nourriture favorite où peut également se trouver un mâle à disques. Tant que la distance est maintenue, les conflits sont rares. Cependant, les rencontres rapprochées entre mâles adultes déclenchent des comportements agressifs qui mènent parfois à des affrontements physiques (Knott, 1998b). Lorsque les mâles se battent et infligent des blessures

graves à leurs opposants, l'infection de ces blessures peut ensuite provoquer la mort. De tels incidents ont pu être observés chez les orangs-outans de Bornéo mâles (Knott, 1998b).

Les gorilles de l'Est recouvrent des surfaces de 6 à 34 km<sup>2</sup> (Williamson et Butynski, 2013a). Les domaines vitaux des gorilles de l'Ouest sont d'environ 10 à 20 km<sup>2</sup>, bien que (Head *et al.*, publié dans la presse) rendent compte d'un domaine vital de plus de 50 km<sup>2</sup> dans les régions côtières du Gabon. Les gorilles ne sont pas territoriaux et le chevauchement des domaines vitaux entre groupes voisins est considérable. Les rencontres entre groupes utilisant la même zone peuvent arriver sans qu'ils ne se voient, du fait du manque de visibilité dans les forêts denses. Au lieu de cela, il est possible que les mâles dominants échangent des vocalises et se battent la poitrine, parfois pendant des heures, jusqu'à ce qu'un ou les deux groupes s'éloignent. Les groupes s'ignorent dans certaines conditions particulières, comme les grandes clairières marécageuses du nord du Congo, où la bonne visibilité permet aux mâles adultes de surveiller les environs à une distance sûre (Parnell, 2002). Il est possible que ces mâles se manifestent, mais les contacts physiques entre eux sont rares. En revanche, une étude des gorilles des montagnes a démontré que les mâles adultes rentrent en contact physique de façon agressive dans 17 % des rencontres entre groupes (Sicotte, 1993). Il est rare que les gorilles fassent preuve d'une grande agressivité, mais lorsque le conflit s'envenime, les batailles peuvent être intenses et leur issue fatale. Certains individus meurent de septicémies liées aux blessures infligées lors d'une interaction entre groupes (Williamson, publié dans la presse).

Le domaine vital des chimpanzés vivant dans des habitats forestiers varie

“ la population de singes hominidés, dont la taille a été réduite, est susceptible de prendre plusieurs générations avant de se remettre. ”

entre 7 et 41 km<sup>2</sup> (ex. : Emery Thompson et Wrangham, 2013), mais s'élargit dans les habitats plus arides (ex. : plus de 65 km<sup>2</sup>, Pruetz et Bertolani, 2009). Les femelles disposent de domaines « clés » au sein du domaine vital d'une communauté défendue par les mâles. Les mâles sont très territoriaux et patrouillent le long des frontières de leur domaine, particulièrement si ces frontières correspondent à celles du domaine d'une autre communauté. Il est possible que des groupes de mâles attaquent les membres de communautés voisines et certaines populations sont connues pour leur agressivité (Williams *et al.*, 2008). Wilson *et al.* (2012) ont constaté que la plupart des attaques sont lancées par les communautés et patrouilles disposant du plus grand nombre de mâles et que leurs victimes sont habituellement des mâles adultes et petits. Les bénéfiques pour les attaquants résident dans le gain de femelles ou l'accroissement de la taille de leur domaine. Les communautés de bonobos partagent des domaines vitaux de 22 à 58 km<sup>2</sup> et le chevauchement entre les domaines de communautés s'opère dans 40 à 66 % des cas (ex. : Hashimoto *et al.*, 1998). Les bonobos ne montrent aucune défense territoriale ou ne coopèrent pas en patrouille. Les rencontres entre groupes de bonobos issus de différentes communautés sont fréquentes et caractérisées par une excitation sonore aigüe plutôt qu'un conflit (ex. : Hohmann *et al.*, 1999). Quelques rencontres sont agressives, mais aucune issue fatale n'a été observée jusqu'à présent (ex. : Hohmann *et al.*, 1999).

Dans les zones où les gorilles et chimpanzés vivent en sympatrie, les deux espèces se rencontrent occasionnellement auprès des mêmes arbres fruitiers. Dans la plupart des cas, les victuailles sont divisées entre chimpanzés et gorilles afin d'éviter une concurrence directe sur les sources de nourriture. Si la zone d'habitation disponible est limitée, de tels mécanismes

visant à réduire la concurrence sont compromis. Il est rare de pouvoir observer des interactions entre les deux espèces et leurs rencontres peuvent être paisibles ou donner lieu à des combats agonistes. En Ouganda, on a pu observer un gorille se nourrissant sur un figuier à quelques mètres de plusieurs adultes chimpanzés, bien que sur le même site, un groupe de chimpanzé ait temporairement empêché un groupe de gorilles d'approcher l'arbre qu'ils occupaient (Stanford, 2006). Une alimentation partagée a aussi été observée en République démocratique du Congo. Des rencontres agressives entre gorilles et chimpanzés n'ont pas été observées et l'on pense que les deux espèces sont plus tolérantes quand elles sont attirées mutuellement par une source de nourriture dont elles raffolent, particulièrement en période de pénurie de fruits (Morgan et Sanz, 2006).

Deux points clés à noter ici :

1. la documentation de la vie de ces espèces, dont la durée de vie est longue, nécessite des dizaines d'années d'études du fait de leur faible taux de reproduction ;
2. la population de singes hominidés, dont la taille a été réduite, est susceptible de prendre plusieurs générations avant de se remettre.

Ces facteurs rendent les singes hominidés bien plus vulnérables aux menaces que les espèces plus petites se reproduisant rapidement. Le taux de reproduction des orangs-outans est le plus faible de tous et ils sont donc les plus enclins aux pertes de populations. Un autre point important réside dans la taille du cerveau des singes hominidés – facteur expliquant leur grande intelligence. Les populations et individus font preuve de différences en matière de comportement acquis et n'exploitent pas de la même manière leur habitat naturel. Basés sur ces observations, nous pouvons nous attendre à ce que les

singes hominidés s'adaptent aux changements d'habitats dans une certaine mesure et à ce qu'ils fassent preuve de résilience face à la dégradation et à l'exploitation de leur habitat.

## Socio-écologie des gibbons

Les gibbons (famille des hylobatidés) constituent le taxon de grands singes le plus largement rependu, présents d'Assam, en Inde, jusqu'au Bengladesh, en Birmanie, en Thaïlande, au Sud-Ouest de la Chine, au Laos et au Vietnam à l'Est, et à la Malaisie et l'Indonésie au Sud. Actuellement, 19 espèces et 4 genres sont reconnus : les *Hylobates*, qui comprennent 9 espèces, les *Nomascus*, second genre en nombre avec 7 espèces, les *Hoolocks* viennent ensuite avec 2 espèces, et enfin les *Symphalangus*, mono spécifiques (UICN, 2013). L'Indonésie dispose du nombre de taxons de gibbons différents le plus élevé (8), suivie par le Laos, le Vietnam et la Chine (6 chacun). La sympatrie entre espèces se produit entre taxons dans des bandes généralement étroites, à l'exception des espèces de siamangs et gibbons à main blanche *Hylobates lar* et *H. agilis*, différents sur le plan écologique, pouvant ainsi vivre en sympatrie.

Les gibbons sont extrêmement menacés ; ils ont été désignés comme la famille de primates la plus menacée (Melfi, 2012), quatre espèces d'entre eux étant gravement menacées, treize menacées, une vulnérable, une non-évaluée à ce jour et la dernière sur la liste rouge des espèces menacées de l'UICN (IUCN, 2013). La nature urgente de cette situation de conservation est la conséquence d'une perte d'habitat à grande échelle, de la fragmentation et de la chasse. Les éléments à l'origine de ces menaces et leurs relative gravité sont variables, étant donné la vaste répartition des hylobatidés à travers dix

pays différents, dont les environnements ethnologiques et législatifs, les niveaux de dépendance aux forêts des communautés rurales et l'exploitation forestière à des fins commerciales varient. La chasse des gibbons est largement pratiquée pour la subsistance, la médecine chinoise traditionnelle et le commerce d'animaux de compagnie, alors que la perte et la dégradation de leur habitat est justifiée par la conversion des forêts pour l'agriculture à petite échelle ou à l'échelle industrielle, le développement d'infrastructures et les opérations d'exploitation forestière et minière, particulièrement pertinentes pour cet ouvrage (voir le chapitre 7 pour plus d'informations sur les impacts directs).

Les hylobatidés sont présents dans un vaste éventail d'habitats, incluant en grande majorité les forêts des plaines, sub-montagneuses, de sempervirents des montagnes à grandes feuilles et de semi-sempervirents, ainsi que des forêts principalement peuplées de diptérocarpes ou d'arbres à feuilles caduques mixtes. Certains membres du genre *Nomascus* sont également présents dans les forêts de calcaire karst et certaines populations du genre *Hylobates* sont présentes dans les forêts marécageuses. Les gibbons peuvent être aperçus du niveau de la mer jusqu'à 1500 ou 2000 m d'altitude, bien que cela dépende des taxons et des zones géographiques. Des *Nomascus concolor* ont été observés jusqu'à 2900 m d'altitude en Chine, par exemple. Du fait de leur nature exclusivement arboricole (Bartlett, 2007) (à l'exception de comportements rarement observés de déplacements bipèdes et terrestres dans des zones déforrestées ou pour accéder à des arbres fruitiers isolés dans des habitats plus dégradés et fragmentés), les hylobatidés sont profondément affectés par l'étendue et la qualité de la forêt.

Les gibbons dépendent aussi des écosystèmes forestiers pour s'alimenter. Le

“ Les gibbons sont extrêmement menacés ; ils ont été désignés comme la famille de primates la plus menacée. ”

régime des gibbons est généralement caractérisé par une grande quantité de fruits, les figues étant un aliment majeur selon certaines recherches, complétées par de jeunes feuilles et, à moindre mesure, des feuilles mûres, ainsi que des fleurs (Bartlett, 2007; Elder, 2009). Des dépendances à d'autres sources de protéines comme les insectes, œufs d'oiseaux et petits vertébrés ont pu être observées mais ce phénomène reste plutôt mineur au sein des ressources bibliographiques disponibles. La nature frugivore des gibbons est aussi d'une grande importance dans la préservation de la diversité des forêts, puisqu'ils jouent un rôle important dans la dispersion des graines (McConkey, 2000, 2005; McConkey et Chivers, 2007).

Les gibbons sont territoriaux et chaque groupe d'une famille défend un territoire contre l'intrusion d'autres groupes. Les territoires s'étendent en moyenne sur 0,42 km<sup>2</sup> à travers la famille entière mais il existe des variations considérables et certains éléments indiquent que le taxon *Nomascus*, présent plus au nord, entretient des territoires plus étendus, probablement du fait d'une abondance moindre des ressources à certaines périodes de l'année dans ces forêts plus saisonnières. Les gibbons sont généralement caractérisés par la formation de groupes familiaux monogames. Des études plus récentes ont cependant révélé qu'ils ne sont pas nécessairement monogames sexuellement (Palombit, 1994). Quelques exceptions notables incluent des accouplements en dehors de leur couple, des individus quittant le territoire sur lequel ils vivent pour s'installer avec des individus résidant sur des territoires voisins, et des mâles s'occupant d'enfants (Palombit, 1994; Reichard, 1995; Lappan, 2008). Il semble également que les espèces *N.nasutus*, *N.concolor*, et *N.haianus*, présents plus au nord, forment souvent des groupes polygames composés de plus d'une femelle

reproductrice (Zhou *et al.*, 2008; Fan Peng-Fei *et al.*, 2010; Fan Peng-Fei et Jiang Xue-Long, 2010). Il n'existe toujours pas d'argument concluant au sujet de ces structures sociales et d'accouplement variables, mais elles pourraient être naturelles ou la conséquence de la petite taille de certaines populations, de scénarios de compression ou d'habitats sub-optimaux.

Selon des données limitées (Brockelman *et al.*, 1998), les mâles comme les femelles se détachent de leur groupe natal (Leighton, 1987) autour de 9 ans et créent leurs propres territoires. Ils donnent en général naissance à leur premier enfant autour du même âge. Des données basées sur des individus captifs suggèrent cependant que les gibbons atteignent leur maturité sexuelle bien plus tôt que cela, dès 5,5 ans (Geissmann, 1991). Les intervalles entre les naissances oscillent entre 2 et 4 ans, avec une période de gestation d'environ 7 mois (Bartlett, 2007). Bien que des individus captifs puissent vivre jusqu'à 40 ans, la longévité des gibbons sauvages reste inconnue et est probablement bien plus courte. Du fait de la maturation relativement tardive des gibbons et des longs intervalles entre les naissances, la période de fécondité peut ne s'étendre que sur 10 à 20 ans (Palombit, 1992). La régénération des populations de gibbons est donc relativement lente.

## Études des impacts directs de l'exploitation forestière sur les populations de grands singes

L'exploitation forestière commerciale et artisanale engendre des changements à la fois dans la composition et la structure des forêts, s'étendant de la dégradation à l'élimination des habitats. L'amplitude des conséquences négatives sur les grands singes, espèces dépendantes des forêts, est

plus élevée dans les zones de coupe-rase résultant dans la suppression de tous ou presque tous les arbres. La coupe-rase et la survie des grands singes dans une zone sont incompatibles et ont pour résultat l'absence totale de grands singes. Pour cette raison, nous ne considérerons pas la coupe-rase dans cette rubrique et nous concentrerons plutôt sur l'abattage sélectif. L'abattage sélectif est différent de l'abattage responsable, ou exploitation forestière à faible impact (EFI), décrit dans le chapitre 4. L'abattage sélectif est une technique de sylviculture destinée à reproduire à un certain niveau les taux naturels de chute d'arbres en n'abattant qu'une partie des arbres vendables (Okimori et Matius, 2000). Cela permet en théorie de maintenir une utilisation durable des forêts, une régénération naturelle étant permise avant que l'abattage ne reprenne (Rijksen, 1978). Même à un faible niveau d'abattage, cependant, des dommages importants peuvent être occasionnés sur les forêts, les engins d'extraction et la chute des arbres endommageant d'autant plus les arbres restant (Mittermeier et Cheyney, 1987). Divers rapports ont observé que l'abattage de seulement 10 % des arbres d'une zone entraîne la perte de 55 % de la totalité des arbres de cette même zone (Rijksen, 1978), ou qu'avec l'abattage de seulement 3,3 % des arbres, 50,9 % des arbres d'un diamètre à hauteur de poitrine (DHP) supérieur ou égal à 30 cm étaient également détruits (Johns, 1986b).

Au cours des 10 à 20 dernières années, nombres de recherches ont été menées afin de comprendre les effets des activités d'abattage sur la faune sauvage dans les forêts tropicales. Cela constitue un champ de recherche particulièrement complexe et il s'est avéré difficile de tirer des conclusions au sujet de l'impact de pratiques d'abattage spécifiques applicables largement à travers le secteur. Cela est

dû en partie à l'extrême complexité de la vie qui se trouve dans ces forêts, exacerbée par la variabilité inhérente des sites étudiés, des techniques d'abattage utilisées, des réactions des espèces, ainsi que des méthodes de recherches. Démêler les relations entre ces derniers éléments et les impacts directs ou indirects potentiels s'avère donc problématique. Les résultats des recherches ne reflètent pas uniquement l'impact des pratiques de sylviculture, mais également une myriade d'impacts indirects ou collatéraux qui rendent difficile l'isolation d'un schéma de réactions lié aux perturbations spécifiquement créées par l'abattage. Des difficultés méthodiques ont également limités les efforts fournis afin d'identifier des généralités et d'obtenir un consensus parmi la communauté scientifique au sujet des impacts de l'exploitation forestière sur les grands singes (Plumptre et Grieser Johns, 2001).

Trois éléments principaux permettront de déterminer si les opérations d'abattage affectent les populations d'animaux sauvages. Tout d'abord, si les populations peuvent survivre à l'abattage en lui-même, ensuite si elles réussissent à survivre et à se reproduire grâce aux ressources restantes suite à l'abattage et, enfin, si la recolonisation et la stabilisation des populations après la phase d'abattage est possible (Grieser Johns et Grieser Johns, 1995). L'évaluation est limitée par le nombre restreint d'études des changements de populations entre la phase pré-abattage à la régénération, en passant par le processus d'abattage lui-même. L'approche la plus commune a été de comparer les sites exploités et non-exploités et, bien que ces études fournissent des informations, il faut noter que les résultats peuvent être faussés par le manque de données sur les densités de population avant la phase de défrichage, données qui peuvent varier, même sur de petites surfaces.

“ Bien que beaucoup de primates soient relativement tolérants vis-à-vis des perturbations infligées à leur habitat, les autres sont affectés de façon négative et différentes espèces peuvent subir divers degrés de conséquences sur un même site. ”

De plus, un effet temporel peut se dégager, les schémas de réactions observés immédiatement après l'abattage pouvant changer au fur et à mesure que le temps passe. Une étude menée en Indonésie, dans le Kalimantan oriental, a démontré qu'à la suite d'un déclin initial lié aux perturbations qu'entraîne le processus d'abattage, les primates semblent généralement relativement bien s'adapter, particulièrement les espèces à l'alimentation généraliste, bien qu'il faille noter que ces changements sont faussés par la chasse (Meijaard *et al.*, 2005). Clark *et al.* (2009) ont essayé de clarifier les conséquences directes et indirectes de l'abattage sur un ensemble d'espèces dans le nord du Congo. Ils ont observé un schéma similaire à celui relevé par Meijaard et ses collègues, qui consiste en l'augmentation du peuplement après que les perturbations initiales liées à l'abattage sont passées. Cela peut être dû à l'ouverture de la canopée stimulant une nouvelle croissance, et les nombres retrouvant leur niveau précédent avec le temps.

Bien que beaucoup de primates soient relativement tolérants vis-à-vis des perturbations infligées à leur habitat, les autres sont affectés de façon négative et différentes espèces peuvent subir divers degrés de conséquences sur un même site (Johns et Skorupa, 1987; Weisenseel, Chapman et Chapman, 1993; Plumptre et Reynolds, 1994; Chapman et Lambert, 2000; Paciulli, 2004; Stickler, 2004). L'exploitation forestière est susceptible de modifier à la fois l'abondance et la distribution des sources de nourriture dans le domaine vital des grands singes, ce qui affectera à son tour les stratégies d'alimentation. Ces modifications changeront l'efficacité des recherches de nourriture, et se refléteront ensuite dans la répartition des activités, la façon dont l'animal passe son temps à rechercher sa nourriture, à se déplacer ou à se reposer de façon quotidienne, saison-

nière, ou autre. Par exemple, les primates peuvent avoir à rechercher leur nourriture plus activement dans les forêts défrichées afin de trouver des ressources (Johns, 1986b). Il est également possible que les primates adoptent une stratégie de conservation d'énergie, limitant ainsi leur activité à cause d'un apport en énergie plus faible résultant d'une abondance de ressources réduite. Cela a été observé chez des orangs-outans vivant dans une plantation mono-culturelle d'acacia et se nourrissant d'écorce de qualité inférieure, qui se reposent bien plus que les orangs-outans en forêts naturelles (S. Spehar, données non publiées). De tels effets peuvent être identifiés grâce aux changements de distances parcourues au quotidien et de temps passé à se nourrir par rapport à d'autres activités.

Bien que les premières études démontrent que les espèces frugivores sont plus susceptibles de subir des conséquences négatives à l'exploitation forestière (Johns et Skorupa, 1987), conclusion particulièrement importante étant donné la nature frugivore des grands singes, il est peu probable que l'on trouve un lien simplifié entre l'abondance en fruits et la survie des grands singes dans la plus part des cas. Par exemple, une méta-étude de neuf espèces de primates (n'incluant aucun membre des hylobatidés) a démontré qu'il n'existait qu'une corrélation faible et irrégulière entre le taux de mortalité et l'abondance des ressources et que, contrairement aux résultats de Johns et Skorupa (1987), cela était plus prononcé chez les phyllophages que chez les frugivores (Gogarten *et al.*, 2012). Ce manque de relation évidente entre le taux de mortalité et la disponibilité des ressources est probablement lié au fait que la mortalité est régulée par de nombreux facteurs comprenant l'abondance de ressources, les maladies, les parasites et les réductions des fonctions immunitaires liées au stress. Tous ces

facteurs agissent en synergie et affectent l'abondance des animaux (Chapman, Lawes, et Eeley, 2006; Gogarten *et al.*, 2012), faussant par la suite toute tentative de conclusions nettes et rapides concernant les conséquences de l'extraction des ressources.

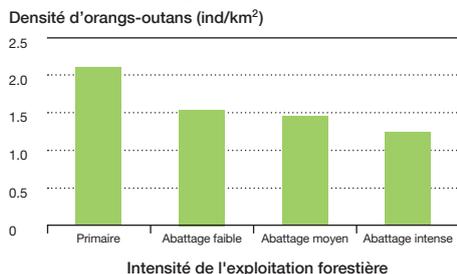
Dans les rubriques suivantes, nous résumons ce que nous savons à présent sur les conséquences de l'exploitation forestière sur les orangs-outans, les grands singes d'Afrique et les gibbons, ainsi que les mécanismes possibles menant à toute modification dans la densité et la survie des populations. Nous mettons en avant les lacunes en matière d'information et fournissons des recommandations basées sur ces évaluations.

## L'exploitation forestière et les orangs-outans

A Bornéo et Sumatra, les dommages causés par l'extraction du bois sont généralement importants, endommageant jusqu'à 80 % de la canopée et affectant aussi grandement la vie des grands singes dans ces forêts sur le plan écologique (Husson *et al.*, 2009; Ancrenaz *et al.*, 2010; Hardus *et al.*, 2012). Des études menées à Bornéo ont montré que la sur-exploitation du bois

### GRAPHIQUE 3.1

#### Les densités d'orangs-outans à Bornéo sous différentes intensités d'exploitation forestière



(basé sur Husson *et al.*, 2009, avec l'aimable autorisation d'E. Meijaard et S. Wich).



dégrade de façon significative l'habitat des orangs-outans et a pour conséquence la réduction des densités de populations (Husson *et al.*, 2009; Ancrenaz *et al.*, 2010), et que plus l'abattage est intense, plus la réduction de la densité des orangs-outans est importante (voir graphique 3.1). Cependant, les orangs-outans peuvent survivre dans les zones défrichées (Felton *et al.*, 2003; Knop, Ward et Wich, 2004; Husson *et al.*, 2009) et les densités d'orangs-outans peuvent être maintenues à l'aide d'une gestion appropriée (Marshall *et al.*, 2006; Ancrenaz *et al.*, 2010). Ancrenaz *et*

**Photo** © Perry van Duijnhoven. Les orangs-outans passent plus de temps à se déplacer et moins de temps à construire des nids dans les forêts exploitées, ce qui pourrait potentiellement mener à un déséquilibre énergétique négatif.

*al.* ont en fait trouvé des densités de nids plus élevées dans des forêts défrichées que dans les forêts primaires environnantes.

Une étude récente menée à grande échelle sur les nids à Sumatra (S.A. Wich, données non-publiées) montre des résultats similaires à ceux de Bornéo, dont les transects en forêts primaires disposent d'un nombre moyen de nids par kilomètre plus élevé que les transects dans les forêts qui ont été défrichées. Les effets de l'intensité de l'abattage et la durée suivant l'abattage n'ont pas pu être quantifiés mais dans plusieurs cas, les transects se trouvaient dans des concessions où l'exploitation avait cessé plus de 20 ans auparavant, indiquant ainsi que les orangs-outans peuvent survivre dans de telles zones à long terme (Knop *et al.*, 2004). Cependant, les études menées à la fin des années 1990 ont enregistré quelques transects largement défrichés mais ne contenant aucun nid d'orang-outan, alors que les forêts primaires environnantes abritaient toujours des orangs-outans (S.A. Wich, données non-publiées). Il est difficile d'en être certain, mais il semble qu'après l'abattage intensif, les orangs-outans disparaissent des zones défrichées. Bien qu'elles restent hypothétiques, certaines observations indiquent que des mâles puissent partir, mais que les femelles restent et meurent si l'abondance en nourriture diminue à un niveau inférieur à leurs besoins (van Schaik, 2004; S. Wich, communication personnelle, 2013).

Bien qu'il existe aujourd'hui un nombre raisonnable de données sur les changements de densités des orangs-outans en lien avec l'exploitation forestière, on dispose de moins de données sur les changements de comportements. Quelques études ont évalué la répartition des activités pendant et après la phase d'abattage. Rao et van Schaik (1997) ont démontré que l'accès des forêts exploitées offrait un meilleur accès à la nourriture grâce aux feuilles de leurs

arbres que dans les forêts primaires. Les singes passent plus de temps à se nourrir de fruits dans les forêts primaires que défrichées. Ces deux études ont également démontré une différence dans les styles de locomotion entre zones exploitées et non-exploitées, indiquant que dans les forêts exploitées, des types de locomotion demandant plus d'énergie étaient utilisés. Plus récemment, une étude à long terme des effets de l'exploitation forestière sur le comportement des orangs-outans de Sumatra a démontré qu'ils passaient plus de temps à se déplacer et moins de temps à se reposer dans les forêts exploitées que dans les forêts primaires (Hardus *et al.*, 2012). Des moyens de locomotions demandant une telle énergie combinés à un temps réduit passé à se nourrir de fruits pourraient potentiellement mener à un équilibre énergétique négatif chez les orangs-outans de forêts exploitées, comme l'indiquent les périodes pauvres en fruits entre deux saisons d'akènes dans les forêts primaires de Gunung Palung à Bornéo (Knott, 1998a). Il existe des preuves que les orangs-outans se déplacent sur le sol plus fréquemment dans les forêts exploitées, essayant peut-être ainsi de rétablir ces déséquilibres énergétiques (ex. : Loken *et al.*, publié dans la presse). Cependant, une étude de suivi menée sur l'intégralité de Bornéo indique que bien que le degré de perturbation des forêts et la taille des trous dans la canopée ont une influence sur la terrestrialité, des orangs-outans ont pu être observés au sol aussi fréquemment dans les forêts primaires que dans les habitats lourdement dégradés (M. Ancrenaz, données non-publiées).

Aucune autre étude n'a été capable d'établir un lien aussi direct entre le comportement dans les forêts exploitées et non exploitées. Cependant, une approche alternative consiste à comparer les sites et à évaluer les différences potentielles

**TABLEAU 3.1****Les régimes des orangs-outans dans les forêts exploitées et non-exploitées**

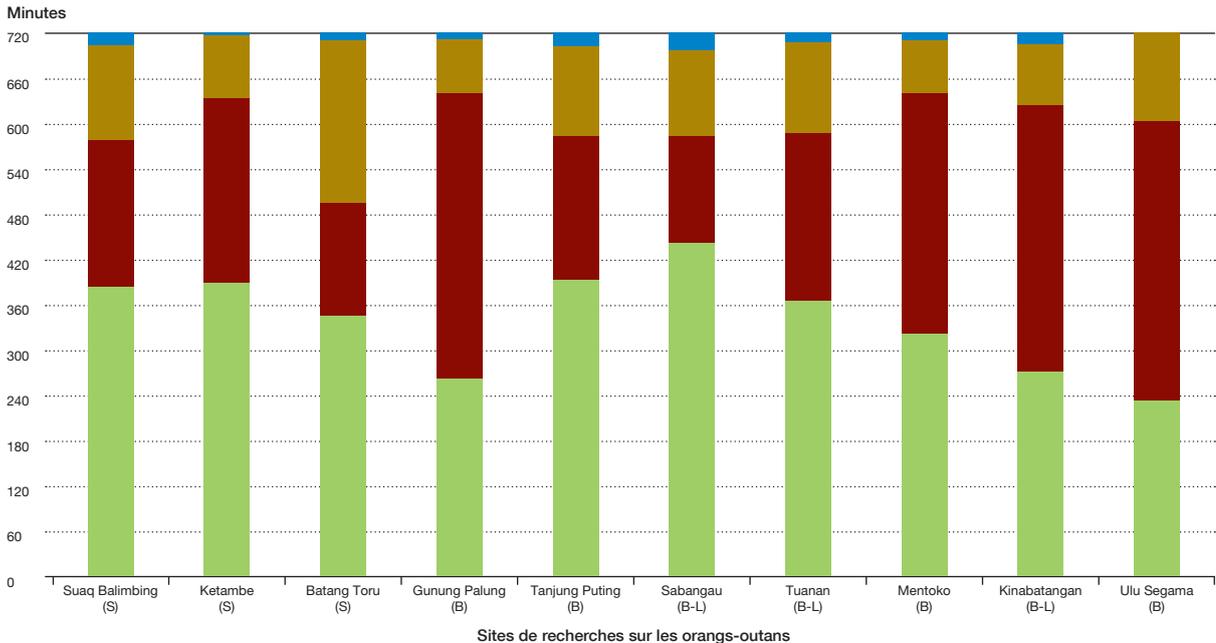
Remarque : les valeurs moyennes et dispersions sont présentées. Pour Suaq Balimbing, les fourchettes mensuelles n'étaient pas disponibles, mais les disponibilités faibles et élevées de fruits l'étant, ces données ont été rapportées. Pour Batang Toru, la catégorie 'Autres' inclut la tourbe et les tiges. Du fait de la précocité des données de Batang Toru, les fourchettes mensuelles ne sont pas encore connues. Aucune donnée n'était disponible au sujet de certains types d'aliments sur certains sites. S = Sumatra, B = Bornéo, L = exploitation forestière. Basé sur Morrough-Bernard et al. (2009) et Wich et al. (2013).

Sites et fourchettes	Fruits	Fleurs	Feuilles	Écorce	Invertébrés	Autres
<b>Suaq Balimbing (S)</b>						
moyenne	66.2	–	15.5	1.1	13.4	3.8 (fleurs incluses)
<i>Fruits rares – Fruits abondants</i>	62.7–69.6	–	18.3–12.7	0.8–1.4	14.6–12.2	3.6–4.1
<b>Ketambe (S)</b>						
moyenne	67.5	3.5	16.4	2.7	8.8	1.3
<i>Fourchette mensuelle</i>	57.5–71.5	–	10.6–20.1	2.2–3.3	5.7–11.7	–
<b>Batang Toru (S)</b>						
moyenne	73.7	5.3	6.8	2.9	2.9	8.4
<b>Sabangau (B-L)</b>						
moyenne	73.8	9.0	5.1	1.5	8.6	2.0
<i>Fourchette mensuelle</i>	24.4–91.9	0.0–60.2	0.3–17.4	0.0–9.1	0.7–28.0	0.1–4.9
<b>Tuanan (B-L)</b>						
moyenne	68.6	5.9	17.2	1.0	6.3	0.6
<i>Fourchette mensuelle</i>	26.3–88.0	0.0–5.1	4.5–49.5	0.0–5.9	0.3–24.1	0.0–2.5
<b>Tanjung Puting (B)</b>						
moyenne	60.9	3.9	14.7	11.4	4.3	4.0
<i>monthly range</i>	16.4–96.1	0.0–41.1	0.0–39.6	0.0–47.2	0.0–27.2	0.0–21
<b>Gunung Palung (B)</b>						
moyenne	70.0	5.1	13.4	4.9	3.7	2.9
<i>Fourchette mensuelle</i>	25.8–99.0	0.0–49.6	0.1–41.1	0.0–30.9	0.0–14.0	0.0–9.2
<b>Kinabatangan (B-L)</b>						
moyenne	68.0	1.3	22.9	6.7	1.2	–
<b>Mentoko (B)</b>						
moyenne	53.8	–	29.0	14.2	0.8	2.2 (fleurs incluses)
<i>Fourchette mensuelle</i>	25.7–89.0	–	5.3–55.6	0.0–66.6	0.0–11.1	0.0–2.5
<b>Ulu Segama (B)</b>						
moyenne	51.5	–	35.6 (fleurs incluses)	11.2	2.1	–
<i>Fourchette mensuelle</i>	10.0–90.0	–	8.3–75.0	0.0–36.7	0.0–8.3	–

### GRAPHIQUE 3.2

#### Répartition des activités des orangs-outans sur une journée de 12 heures

Key: ● Alimentation ● Repos ● Déplacements ● Autre  
S = Sumatra, B = Bornéo, L = Défriché



(Basé sur Morrogh-Bernard *et al.*, 2009; Wich *et al.*, 2012b)

en matière de répartition des activités et des régimes entre forêts exploitées et non exploitées. Il semble que les schémas d'activités ne montrent pas de différence nette entre les sites exploités ou non (voir graphique 3.2). Cependant, cette comparaison basique ne prend pas en compte les différences potentielles d'âge ou de sexe, les variations entre sous-espèces ou si les sites étaient situés en forêts non-inondables, marais de tourbe, ou un mélange des deux. La comparaison des régimes entre différents sites ne révèle pas non plus de différence nette entre les sites exploités ou non (voir tableau 3.1), mais encore une fois, il est indispensable de rester prudent lorsque l'on compare des données moyennes et de plager sans contrôler avec attention les variables parasites précédemment mentionnées. Néanmoins, les activités comme les régimes dans ces zones

exploitées semblent être comparables aux schémas observés chez les orangs-outans dans des forêts primaires. Il faut également mentionner que les sites étiquetés comme non-exploités dans la comparaison intersites ont été exploités depuis que ces études ont été menées. Par conséquent, Ketambe, Suaq Balimbing, Gunung Palung, Mentoko, et Ulu Segama sont désormais des sites ayant subi l'exploitation forestière à divers degrés d'intensité et où les données ont été collectées lorsque les forêts étaient toujours primaires. Ainsi, dans les années à venir, nous pouvons nous attendre à ce que des données sur le comportement émergent de l'observation de ces sites, qui permettront d'effectuer des comparaisons pré et post-abattage.

Si on permet aux forêts de se régénérer, les impacts à long terme de l'exploitation forestière non-durable peuvent être limités

(tant que les zones exploitées sont voisines de zones où sont vivent des orangs-outans). La recolonisation peut même avoir lieu dans les cas où l'intensité de l'abattage a atteint un tel niveau qu'elle a entraîné la disparition complète des orangs-outans (ex. : Knop *et al.*, 2004). Avec le temps, les populations d'orangs-outans sont capables de revenir à leur densité de pré-exploitation si le volume de bois prélevé est resté bas et que les dommages résiduels infligés à la forêt ont été limités. Cependant, en Asie du Sud-Est, le niveau de dommages occasionnés pendant le processus d'abattage est habituellement important et les densités d'orangs-outans tendent à diminuer fortement.

En règle générale, les résultats d'études récentes indiquent que les pratiques d'abattage conventionnelles entraîneront des réductions de densité d'orangs-outans (mais voir Marshall *et al.*, 2006), bien que ces réductions sont susceptibles de devenir moins marquées au fur et à mesure que les forêts ont le temps de se régénérer et que les densités ré-augmentent progressivement grâce au rétablissement et à la re-colonisation. En outre, l'abattage conventionnel semble n'avoir aucun effet lourd sur la répartition des activités et le régime une fois l'abattage achevé. Ces deux résultats corroborent le fait que les concessions d'exploitation forestière occupent un rôle potentiellement important dans la conservation des orangs-outans tant qu'elles sont bien gérées en matière d'impacts directs et indirects à la fois, le contrôle de la chasse et du braconnage en étant des éléments vitaux (Meijaard *et al.*, 2012 ; Chapitre 6). Les concessions où les pratiques d'AIL (ici opposées aux pratiques conventionnelles) ont été utilisées ont tendance à connaître des densités d'orangs-outans plus élevées (Ancrenaz *et al.*, 2005, 2010). Pour la survie des orangs-outans, il n'est donc pas crucial de savoir si l'exploitation a lieu ou pas, mais plutôt si l'exploitation utilise des méthodes

d'impact réduites et de combien de temps une forêt dispose pour se remettre d'une phase d'abattage.

## L'exploitation forestière et les grands singes africains

Les études des grands singes d'Afrique dans les forêts exploitées ont donné lieu jusqu'ici à des résultats ambigus et ont échoué à identifier des schémas de conséquences réguliers. Alors que l'exploitation conventionnelle affecte clairement les populations de grands singes (Morgan et Sanz, 2007), les impacts de l'exploitation sélective sont moins évidents. Les bonobos n'ont pas été étudiés dans les concessions exploitées, alors que certaines populations de gorilles et chimpanzés dans des concessions exploitées ont été observés pendant plus de dix ans. Certaines études de comptage de nids ont indiqué que les gorilles sont relativement peu affectés par l'abattage une fois les perturbations initiales passées (White et Tutin, 2001 ; Arnhem *et al.*, 2008) et qu'en effet, des études sur le long terme ont observés des densités de gorilles relativement élevées dans des concessions du nord du Congo, considérées comme bien gérées (Morgan et Sanz, 2006 ; Stokes *et al.*, 2010). Cependant, les densités de gorilles déclinent à proximité des routes et des installations humaines à travers les concessions exploitées (Poulsen, Clark et Bolker, 2011 ; voir également le chapitre 6), indiquant de possibles variations dans la réaction des populations au sein de concessions exploitées à présent ou dans le passé.

En ce qui concerne les chimpanzés, le tableau est moins précis : une des premières recherches en Ouganda a démontré une relation inverse entre l'intensité de l'exploitation forestière et la densité de chimpanzé, et identifié le degré de perturbation de l'habitat comme facteur clé dans la

“ Les activités d'extraction forestière obligeront les chimpanzés résidents à se déplacer et à empiéter sur le domaine vital d'une communauté voisine, avec pour conséquence un bouleversement social et parfois des conflits meurtriers. ”

détermination de l'abondance de chimpanzés dans les forêts après la phase d'abattage (Skorupa, 1988). Les études de comptage de nids qui ont suivi sur plusieurs sites n'ont démontré aucune réaction uniforme : certaines populations de chimpanzés ont diminuées, d'autres ont augmentées ou n'ont fait preuve d'aucun changement (Plumptre et Reynolds, 1994; Hashimoto, 1995; White et Tutin, 2001; Dupain *et al.*, 2004; Matthews et Matthews, 2004; Arnhem *et al.*, 2008). La précision des comptages de nids peut différer en fonction de l'intensité de l'étude et des capacités à évaluer le taux de dégradation des nids. Cependant, le suivi à long terme des chimpanzés en habitat exploité et non exploité du nord du Congo a été capable de détecter des préférences pour les forêts moins perturbées et suggère ainsi que les chimpanzés sont plus adaptés à la vie dans des forêts matures (Stokes *et al.*, 2010; D. Morgan et C. Sanz, données non-publiées). Même s'ils évitent le contact humain et préfèrent des forêts matures mixtes pour établir leurs nids, les chimpanzés semblent lentement pouvoir rétablir une population stable dans les forêts en régénération sur des concessions d'exploitation si la pression de la chasse est régulée. À long terme, les densités de chimpanzés dans les forêts défrichées 15 ans auparavant restent basses comparées aux habitats non défrichés du Congo (Stokes *et al.*, 2010). De même, une étude de 28 ans des primates a démontré que les chimpanzés sont présents en densité plus faible dans les zones exploitées que dans les zones non-exploitées en Ouganda (Chapman et Lambert, 2000).

Les grands singes quittent généralement les zones d'opérations et cette migration forcée dans des domaines vitaux voisins stresse à la fois les grands singes immigrants et résidents. Il a été suggéré que, du moins à court terme, les chimpanzés

subissent plus de conséquences négatives que les gorilles du fait des perturbations associées à l'exploitation forestière (ex. : Arnhem *et al.*, 2008). Une explication plausible à ce phénomène réside dans le fait que les chimpanzés sont territoriaux et que les incursions dans le domaine vital d'autres communautés de chimpanzés sont généralement hostiles (Mitani, Watts et Amsler, 2010). Les activités d'extraction forestière obligeront les chimpanzés résidents à se déplacer et à empiéter sur le domaine vital d'une communauté voisine, avec pour conséquence un bouleversement social et parfois des conflits meurtriers : les femelles peuvent éventuellement passer d'un groupe à l'autre, mais les mâles sont plus susceptibles d'être attaqués et tués. On pense que les interactions agressives entre communautés associées à l'abattage sont à l'origine des densités de chimpanzés basses observées à Lopé, au Gabon (White et Tutin, 2001). Les gorilles ne sont pas territoriaux et il a été suggéré que leurs déplacements ne sont pas sujets aux mêmes contraintes que les chimpanzés ; il est possible que cela les aide à résister aux activités d'exploitation forestière. Cependant, la vulnérabilité des groupes de gorilles ne devrait pas être ignorée : la perturbation sociale extrême de groupes de gorilles des montagnes mène à un taux plus élevé d'infanticide (Kalpers *et al.*, 2003).

À ce jour, peu de recherches ont été menées sur la façon dont les changements de productivité des forêts pourraient en fin de compte affecter la démographie et la densité des populations de grands singes. Cependant, le peu d'informations que nous possédons sur les conséquences de l'exploitation forestière sur l'écologie et la capacité à se reproduire des chimpanzés viennent d'études en cours à Kibale en Ouganda, où l'abattage a eu lieu dans les années 1960 avec une intensité d'extraction de bois variant en fonction des zones

d'abattage. Le taux de reproduction aboutie chez les femelles chimpanzés était plus bas, avec de plus longs intervalles entre les naissances et un taux de mortalité infantile plus élevé dans les zones où les quantités de prélèvement de bois étaient de 17,0 m<sup>3</sup>/ha (50,3 % de réduction de la surface terrière) et de 20,9 m<sup>3</sup>/ha (46,6 % de réduction de la surface terrière) que chez les femelles résidant dans des forêts moins perturbées (Emery Thompson *et al.*, 2007). On pourrait conclure que les régimes d'exploitation intensive ont réduit la base des ressources alimentaires des chimpanzés. Cependant, des recherches plus récentes ont indiqué que l'explication la plus plausible est plus complexe que cela, l'impact de l'exploitation sur le régime des chimpanzés étant bas, même dans les cas où leurs aliments favoris avaient été exploités (Potts, 2011). Dans l'étude de Potts, l'abondance des chimpanzés n'a pas semblé liée aux abattages passés, soulignant ainsi le fait que les forêts précédemment exploitées détiennent toujours des attributs importants pour la survie des grands singes. Cependant, il est important de noter les différences d'échelles spatiales et temporelles de ces recherches, et que des conséquences indirectes peuvent aussi influencer les densités de chimpanzés (voir chapitre 7).

Les données en matière de densité compilées dans l'annexe II montrent que les chimpanzés comme les gorilles peuvent survivre dans des forêts utilisées pour la production de bois industriel, mais à des degrés de réussites différents et avec des possibilités de survie à long terme indéterminées. Des études menées dans le nord du Congo indiquent que les processus de certification du Forest Stewardship Council (FSC) ont été bénéfiques à la conservation dans le contexte de l'exploitation de bois (Stokes *et al.*, 2010; Morgan *et al.*, 2013); cependant, il n'a pas encore été déterminé

si les pratiques d'abattage à faible impact affectent les gorilles et les chimpanzés, et comment elles les affectent. Veuillez aussi vous référer aux études de cas Wildlife Wood Project (WWP) et Goulougo Triangle dans le chapitre 4 (pages 143 et 139).

**Photo** © Terry Whittaker. Les gibbons, par nature territoriaux et strictement arboricoles, peuvent être plus affectés par les impacts immédiats des régimes d'exploitation que bien d'autres espèces animales sauvages.



## L'exploitation forestière et les gibbons

Comme pour les autres grands singes, les conséquences de l'exploitation forestière sur les gibbons est quelque peu équivoque. Il va sans dire que nombres de variables interviennent dans la détermination de la survie des gibbons et de la façon dont ils se remettent d'une phase d'abattage. Ces variables incluent l'intensité et l'étendue des opérations d'exploitation; les dommages accidentels infligés à l'habitat pendant les opérations; le temps passé depuis la phase d'abattage; les techniques de sylviculture utilisées avant, pendant et après l'abattage; les espèces d'arbres ciblées pour l'extraction et la dépendance de la population résidente sur eux (espèce clé ou ressource de repli); la flexibilité alimentaire du taxon; l'importance du site pour la survie des gibbons avant l'exploitation; le degré de compétition avec des taxons sympatriques; et l'ampleur de tout autre impact anthropique supplémentaire, comme la chasse, l'accès aux routes, la présence humaine et l'expansion agricole. Il n'est donc pas surprenant que des thèmes clairs sur les conséquences de l'exploitation forestière sur les gibbons soient difficiles à isoler, particulièrement au vu de leur répartition géographique très étendue.

Dans la famille des hylobatidés, le genre *Hylobates* est le plus étudié en termes d'impacts de l'exploitation forestière sur les densités de population. L'étude la plus exhaustive à ce jour a été menée sur le *Hylobates lar* sur la péninsule malaisienne et a suivi la densité de gibbons avant, pendant et après l'abattage, s'étendant ainsi sur 12 ans. Johns et ses collègues (Johns, 1986b, 1992; Grieser Johns et Grieser Johns, 1995) ont démontré qu'il n'existait aucune tendance nette en matière de densité des gibbons sur cette période, y compris aucun signe que la population

s'était réduite après l'abattage, malgré un taux de mortalité plus élevé pendant la phase d'abattage en elle-même. À l'inverse, Southwick et Cadigan (1972) ont démontré grâce à leur étude des *H.lar* que les densités des groupes était légèrement plus élevée dans les forêts primaires (0,43 groupes par km<sup>2</sup>) que dans les forêts perturbées ou secondaires (0,34 groupes par km<sup>2</sup>) créées par l'abattage sélectif dans le passé. Les gibbons pileatus (*Hylobates pileatus*) en Thaïlande présentent de plus faibles densités et ont tendance à éviter les zones d'abattage sélectif et même les zones de forêts non perturbées alentours (Brockelman *et al.*, 1977). La densité de gibbons dans les zones qui n'ont pas été exploitées depuis les années 1970 était presque trois fois plus importante que dans les zones exploitées dans les années 1990, mais toujours plus basse que dans les zones en parfaite condition, ce qui suggère un rétablissement sur de longue périodes mais probablement restreint par une abondance de ressources plus faible (Brockelman et Srikosamatara, 1993; Phoonjampa *et al.*, 2011).

Les études menées sur les gibbons de Müller (*Hylobates muelleri*) à Bornéo sont contradictoires. L'une d'entre elles n'a démontré aucune différence dans les densités de groupes entre les forêts primaires et les forêts exploitées à faible intensité ou de façon sélective (Wilson et Wilson, 1975). Une deuxième étude a démontré une réduction de la densité des groupes de 7,3 groupes par km<sup>2</sup> dans les forêts primaires à 5,0 groupes par km<sup>2</sup> dans les forêts défrichées trois à cinq ans auparavant et 2,3 groupes par km<sup>2</sup> dans les forêts défrichées une semaine auparavant, suggérant ainsi que les populations passent par un goulot d'étranglement causé par le taux de mortalité, ou éventuellement la migration en dehors de la zone au moment de l'abattage, avec ensuite un rétablisse-

ment qui reste incomplet 5 ans plus tard (Wilson et Johns, 1982). Il a été démontré qu'une autre espèce de gibbon de Bornéo, le gibbon à barbe blanche de Bornéo (*Hylobates albibarbis*), qui vit dans des forêts de tourbe marécageuses dans le bassin versant du Sabangau, au Kalimantan central à Bornéo, présente des densités corrélant avec la surface couverte par la canopée et la hauteur des arbres. Cela a été résumé par le fait que sur ce site, 30 ans d'abattage avaient eu des conséquences négatives sur les densités de gibbon (Buckley, Nekaris et Husson, 2006; Hamard, Cheyne et Nijman, 2010). À l'inverse, une étude sur le gibbon de Kloss (*Hylobates klossii*), une espèce endémique aux îles Mentawai en Indonésie, ne présentait aucune différence de densité entre forêts non-exploitées et forêts exploitées 10 à 12 ans et 20 à 23 ans auparavant (Paciulli, 2004). Paciulli (2004) a résumé ce manque de relation entre la densité et l'exploitation forestière par le fait que les espèces d'arbres ciblées par les bûcherons sont des diptérocarpes, qui ne sont pas utilisés par le *H. klossii* comme source de nourriture (Whitten, 1982), suggérant ainsi que la base de leurs ressources ne souffrait pas du régime d'abattage. Cette hypothèse ne tient pas compte des dommages accidentels probablement importants causés par le processus d'abattage.

Globalement, nous manquons d'informations sur le genre des hylobatidés et ne disposons principalement que d'observations anecdotiques. Par exemple le siamang (*Symphalangus syndactylus*) serait présent en plus petite densité dans les forêts exploitées du sud de Sumatra (Geissmann, Nijman et Dallmann, 2006), observation apparemment confirmée par l'enregistrement de plus faibles densités dans les forêts perturbées par l'abattage (0.20 groupes par km<sup>2</sup>) comparées aux habitats non-perturbés (0.42 groups

par km<sup>2</sup>) (Southwick et Cadigan, 1972). Des observations qualitatives ont suggéré que le gibbon à joues jaunes du nord (*Nomascus annamensis*) était absente dans plusieurs zones qui avaient été exploitées dans le sud du Laos (Duckworth *et al.*, 1995; Evans *et al.*, 1996). Cependant, il est possible que la forte pression infligée par la chasse ait faussé ces résultats (Duckworth *et al.*, 1995), comme c'est le cas pour toutes les espèces de *Nomascus* (Duckworth, 2008; Rawson *et al.*, 2011). La taille importante des domaines vitaux des gibbons à crête noire de l'Est (*Nomascus nasutus*) a été attribuée de façon anecdotique à la dégradation de la forêt engendrée par l'exploitation forestière et particulièrement à la perte des arbres fruitiers (Fan Peng-Fei *et al.*, 2011a). Cependant, la pression infligée par la chasse peut avoir faussé ces résultats (Duckworth *et al.*, 1995), comme c'est probablement le cas pour toutes les espèces de *Nomascus* (Duckworth, 2008; Rawson *et al.*, 2011). On a aussi expliqué l'étendue de l'habitat des gibbons à crête noire de l'Est (*Nomascus nasutus*) par la dégradation de la forêt résultant de l'exploitation forestière et particulièrement à la perte des arbres fruitiers (Fan Peng-Fei *et al.*, 2011a).

Là où ils sont détectés, les changements de densité de population peuvent être entraînés par nombre de facteurs, y compris la mortalité directe et indirecte, les changements d'abondance des ressources et la fragmentation des habitats. Les gibbons, du fait de leur nature territoriale et purement arboricole, sont susceptibles d'être plus affectés par les impacts immédiats des régimes d'exploitations que bien d'autres espèces animales sauvages. Il a été démontré que les gibbons restent sur leur domaine vital pendant les activités d'abattage du fait de leur territorialité, maintenant leurs distances vis-à-vis des zones activement

“ Il n'est pas rare que les équipes de bûcherons soient aussi impliquées dans des activités de chasse pendant les opérations et les volumes de gibier consommés peuvent être incroyablement élevés. ”

défrichées en restant dans les zones non-défrichées ou déjà défrichées au sein de leur territoire vital, et se déplaçant seulement rarement en dehors de leur domaine vital, longeant les zones d'extraction si nécessaire (Wilson et Johns, 1982 ; Johns, 1986b). On présume donc que dans les cas où les gibbons seront forcés à s'éloigner de leur domaine vital pendant les opérations d'extraction, de forts taux de mortalité apparaîtront (Johns et Skorupa, 1987), les déplacements constants par les groupes de gibbons locaux, le manque de connaissances en matière de distribution des ressources et le stress jouant un rôle important. De plus, leur nature arboricole associée à la fragmentation de leurs domaines vitaux par les routes prévues pour l'exploitation et la chute des arbres limitent également leur possibilité d'éviter de façon efficace les sites des opérations (Meijaard *et al.*, 2005) et peut également entraîner une augmentation du nombre de chutes fatales. Il est possible que ces facteurs résultent dans la perte complète de groupes pendant le processus d'abattage (ex. Fan Peng-Fei, Jiang Xue-Long et Tian Chang-Cheng, 2009).

L'augmentation du taux de mortalité infantile chez les gibbons locaux peut aussi arriver pendant le processus d'abattage. La mortalité infantile augmente habituellement chez tous les primates en période de stress environnemental et de pénurie de ressources (Dittus, 1982 ; Hamilton, 1985 ; Gould, Sussman et Sauther, 1999). La grossesse et la lactation demandent beaucoup d'énergie au mammifères femelles (Clutton-Brock, Albon et Guinness, 1989 ; Rogowitz, 1996 ; Lee, 1998). Il est possible que les déplacements et le stress entraînés par l'abattage, ainsi que les changements en abondance et distribution des ressources au sein du domaine vital aient des conséquences sur les dépenses énergétiques des femelles, ayant ainsi à leur tour des conséquences nutritionnelles

sur les enfants dépendant d'elles. Plus important encore, Johns (1986a) a conclu que lorsque soumise à l'exploitation forestière, la mortalité infantile d'une population de *H.lar* était de 100 %. Bien que la cause de ce phénomène ne soit pas décrite, il est très possible qu'elle réside dans l'abandon et la malnutrition des enfants (Meijaard *et al.*, 2005).

Enfin, l'une des conséquences indirectes des opérations d'abattage elles-mêmes sur les gibbons réside dans l'intensification de la chasse (Bennett et Gumal, 2001. Voir aussi Chapitre 7). Il n'est pas rare que les équipes de bûcherons, par exemple, soient aussi impliquées dans des activités de chasse pendant les opérations et certains rapports suggèrent que les volumes de gibier consommés peuvent être incroyablement élevés : 29 086 kg incluant 445,5 kg de primates, par exemple, ont été consommés en un an dans un camp de bûcherons de Sarawak (Bennett et Gumal, 2001). Pour les chasseurs au fusil à la recherche d'espèces comme les daims ou les sangliers à barbe, les gibbons peuvent constituer une cible relativement facile, particulièrement du fait de leur propension à émettre des vocalises très fortes le matin à partir d'endroits fixes (Bennett et Gumal, 2001). Les zones soumises à une forte pression de la part des chasseurs peuvent donner lieu à des éradications localisées de populations de gibbons (Duckworth, 2008 ; Rawson *et al.*, 2011), et même de faibles niveaux de prélèvement peuvent affecter la viabilité des populations déjà petites et vulnérables (ex. : Waldrop *et al.*, 2011). De ce fait, le contrôle de la chasse, particulièrement celle au fusil, pendant l'exploitation forestière, pourrait être un élément déterminant important dans la survie et le rétablissement des gibbons.

Bien qu'il semble évident que la mortalité augmente pendant la phase d'abattage, comme décrit ci-dessus, la capacité des

gibbons à s'adapter et à se rétablir dans des forêts après l'exploitation est moins concluante. L'examen des documents disponibles sur les conséquences de l'exploitation forestière sur les primates par Johns et Skorupa (1987) a montré que le degré de frugivorisme d'une espèce de primate corrèle de façon négative avec sa survie dans les forêts récemment exploitées, contrairement à des méta-études plus récentes (Gogarten *et al.*, 2012). Cette relation est particulièrement pertinente pour les gibbons étant donné leur grande dépendance aux sources de fruits, à la fois primaires ou de repli (Bartlett, 2007). Certains observateurs ont soutenu que l'abattage sélectif aurait un faible impact sur les populations de gibbon, le régime des gibbons étant relativement souple. Ainsi la suppression des arbres fruitiers, délibérée ou accidentelle, ne changerait l'utilisation que d'espèces relatives dans leurs régime (Chivers, 1972; Wilson et Wilson, 1975). Les réactions des gibbons à ce changement relativement rapide dans la disponibilité des ressources de nourriture, particulièrement de fruits, dépendra très certainement de leur flexibilité en matière de comportement ou de régime, y compris de leur capacité à ne dépendre que de feuilles de qualité inférieure. Les gibbons possèdent des estomacs simples et ne disposent donc pas de la même capacité à digérer des feuilles aussi souvent que les singes colobes, qui leur sont souvent sympatriques, comme les singes phyllophages ou les langurs (comme les espèces *Trachypithecus* et *Presbytis*) qui possèdent des estomacs spécialisés et des bactéries symbiotiques qui dissolvent et aident à la digestion de la cellulose contenue dans les feuilles (Raemaekers, 1978; Chivers et Hladik, 1980; Chivers, 1994; Caton, 1999). Les fruits disposent généralement de plus de sucres libres que les feuilles (Raemaekers, 1978; Johns, 1986b), ce qui peut ensuite affecter le bilan énergétique et

potentiellement la mortalité et la fertilité.

Les éléments dont nous disposons suggèrent qu'il est probable que les gibbons changent de comportement en réaction aux changements de disponibilité des ressources causés par le processus d'exploitation. Les gibbons réduisent habituellement leur utilisation du domaine vital et autres activités lors des périodes où l'abondance des ressources est faible dans des conditions naturelles, par exemple lorsque les fruits ne sont pas disponibles pendant certaines saisons (Chivers, 1974; Raemaekers, 1980; Gittins, 1982; Fan Peng-Fei et Jiang Xue-Long, 2008). Dans sa comparaison entre forêts avant et après l'abattage, Johns (1986b) a constaté que les gibbons réagissent de façon similaire, avec des réductions notables dans leur niveau d'activité après l'abattage. Ces changements dans leur schéma d'activité en réaction à des changements dans l'abondance des ressources peuvent être fonctionnels, cependant, si les ressources sont insuffisantes, cela peut avoir pour conséquence des déficiences énergétiques, entraînant une augmentation de la mortalité due à la faim et aux facteurs associés. Un bilan énergétique bas affecte de différentes façons les différentes classes d'âge et de sexe de gibbons. Pendant la grossesse et la lactation, les femelles adultes ont des besoins métaboliques bien plus élevés par unité de masse corporelle, tout comme les jeunes du fait de leur trajectoire de croissance. Les jeunes sont également moins efficaces dans leur recherche de nourriture et peuvent souffrir de l'éloignement de leur source de nourriture favorite (ex. : Fan Peng-Fei et Jiang Xue-Long, 2010). Nous pouvons ainsi prédire que sous des conditions de disponibilité des ressources alimentaires sous-optimales, la mortalité infantile et des jeunes augmente (O'Brien *et al.*, 2003; Meijaard *et al.*, 2005; Rawson, 2012). Cela peut aussi donner lieu à une baisse des taux

“ Il est très possible que le rétablissement des populations de gibbons suite à l’abattage soit lié à l’impact de l’exploitation sur des ressources alimentaires clés et le profil démographique des populations. ”

de naissance et/ou de survie des enfants, les femelles étant susceptibles de ne pas pouvoir mener à terme leur grossesse ou lactation sous un régime si pauvre en énergie; l’issue de ces deux possibilités affecterait la structure démographique de la population.

Une étude particulière des gibbons s’intéresse au lien direct entre une faible abondance des ressources et l’accroissement du taux de mortalité des enfants et jeunes, qui puisse s’appliquer aux scénarios d’exploitation. O’Brien *et al.* (2003) ont étudié les siamangs dans des zones de forêts soumises à de vastes incendies en 1997 et les ont comparé à ceux dans les zones non-touchées par l’incendie. Les zones incendiées ont connu un taux de mortalité de 25 % des arbres incluant la perte d’environ la moitié de la population de figuiers étrangleurs, ressource clé pour les siamangs, suivi par un taux élevé en continu de mortalité des arbres. La mortalité des enfants et des jeunes dans les groupes vivant dans des zones incendiées était bien plus élevée, comprenant 30 % de moins d’enfants, 24 % de moins des jeunes les plus petits et 39 % des jeunes les plus grands. Quelques années plus tard, les groupes des zones incendiées avaient réduits en nombre comparé au groupes de référence. Les conséquences sur la survie des enfants et des jeunes, menant à des changements dans la structure démographique de la population, ont été attribuées à la réduction des disponibilités de ressources alimentaires. Cela a été provoqué par la mortalité des arbres et peut ainsi faire office de substitut aux conséquences initiales entraînées par un scénario d’exploitation forestière.

Nous suggérons ici que bien que les réactions des gibbons aux opérations d’abattage ne soient pas uniformes, il est possible que cela affecte la viabilité des populations locales à long terme. L’accroissement des taux de mortalité,

particulièrement chez les enfants et les jeunes, semble plausible, ce qui pourrait affecter à long terme la démographie et donc la viabilité de la population. Les populations qui sont déjà confrontées à la chasse sont susceptibles d’être particulièrement vulnérables du fait du taux de la reproduction relativement faible des gibbons. Nous suggérons également que la flexibilité alimentaire des gibbons en réaction à l’exploitation forestière ne puisse pas toujours être suffisante pour faire face à ses conséquences sur leur bilan énergétique et l’augmentation de la mortalité, une fois de plus chez les enfants et jeunes, ainsi que la baisse de la fertilité peuvent également en être le résultat dans certaines circonstances. Par exemple, il a été dénoté que les densités de siamangs (*Symphalangus syndactylus*) pourraient être moins réduites que les densités de gibbons agiles (*H. agilis*) qui leur sont sympatriques, du fait de la nature phyllophage du premier (Geissmann *et al.*, 2006). Des études longitudinales supplémentaires suivant une population dans une forêt de l’état primaire jusqu’après le processus d’abattage, sont certainement nécessaires afin de faire ressortir ses pleines retombées sur les populations de gibbons locales.

Comme il l’a été mentionné précédemment, il est possible que le rétablissement des populations de gibbons suite à l’abattage soit lié à l’impact de l’exploitation sur des ressources alimentaires clés et le profil démographique des populations, particulièrement dans les populations déjà opprimées. De plus, les changements dans la structure des forêts causés par les pratiques d’abattage sélectif et les infrastructures destinées à l’extraction du bois sont très susceptibles d’affecter les populations de gibbons locales après que les équipes d’exploitation sont parties. L’abattage et les infrastructures associées peuvent entraîner la fragmentation de l’habitat, lorsqu’une zone précédemment

continue devient une suite de sections discontinues (se référer au Chapitre 7 pour plus d'informations sur la fragmentation des habitats). Sous de telles circonstances, les variations démographiques, éléments stochastiques comme les maladies et catastrophes naturelles, la dépression de consanguinité, ainsi que les influences anthropiques peuvent rendre les petites populations des forêts fragmentées plus vulnérables à l'extinction localisée que celles dans des zones plus vastes disposant de populations plus importantes (Fahrig et Merriam, 1994).

Les gibbons pouvant devenir isolés par des ouvertures, même petites, de la canopée (Johns, 1986b; Choudhury, 1990; Sheeran, 1995), il faut donc considérer la fragmentation comme une menace potentiellement dangereuse. L'isolation de populations les unes des autres peut empêcher ou retarder les flux génétiques entre populations. La recolonisation de fragments où un prélèvement local a eu lieu, qui peut également être vital pour la protection des espèces à l'échelle du territoire (Fahrig et Merriam, 1994), sera aussi problématique dans les territoires largement fragmentés. À l'échelle locale, l'isolation peut aussi affecter la dispersion des gibbons. Les gibbons quittent généralement leur territoire natal lorsqu'ils atteignent la maturité pour former leur propre groupe; cependant il est possible que la fragmentation empêche cette dispersion (Kakati *et al.*, 2009). Malgré leur nature acrobatique et l'assurance avec laquelle il semblent se balancer d'une branche à l'autre dans un environnement en trois dimensions complexe, les gibbons sont sujets à de nombreuses blessures dues aux chutes, qui sont aussi souvent mortelles. Schultz (1939) a constaté que 36 % des gibbons dans son échantillon de 118 individus capturés avait subi des fractures d'os long (certains plus d'une) qui avaient par la suite guéri, et pouvaient

certainement être attribuées aux chutes (Gibbons et Lockwood, 1982). Il est logique que la fréquence des chutes soit exacerbée par une plus faible disponibilité de supports pour les déplacements arboricoles, accrue par les trous dans la canopée et le manque de connaissance des itinéraires associés à la fragmentation de l'habitat causée par l'exploitation. Une solution testée avec succès pour les gibbons réside dans la construction de ponts dans la canopée, qui pourraient réduire la fréquence des chutes et le besoin en déplacement terrestres (Das *et al.*, 2009).

La taille de fragment minimal pour maintenir une population de gibbons a été évaluée chez deux taxons avec des résultats similaires. Gray *et al.* (2010) ont utilisé comme modèle la taille minimale d'un fragment dans une forêt de conifères pour la survie des gibbons à joues jaunes du Sud (*Nomascus gabriellae*) sur un territoire naturellement fragmenté au Cambodge, constatant que les zones supérieures à 15 km<sup>2</sup> étaient nécessaires pour maintenir la viabilité d'une population. Les observations de Kakati *et al.* (2009) du *hoolock* de l'ouest (*Hoolock hoolock*) sur un territoire fragmenté en Inde suggèrent que les populations dans les zones inférieures à 5 km<sup>2</sup> étaient plus petites et que leur mortalité était plus élevée. Elles étaient également plus susceptibles de souffrir des prélèvements localisés que celles dans les fragments supérieurs à 20 km<sup>2</sup>. Cela suggère que la fragmentation de l'habitat, lorsqu'elle est assez intense pour réduire des zones de forêts à moins de 20 km<sup>2</sup>, pourrait avoir des effets très négatifs sur la survie à long terme des populations de gibbons. L'étude de Yanuar et Chivers (2010) sur cinq sites en Indonésie suggère que chez les gibbons agiles (*Hylobates agilis*) et siamangs (*S. syndactylus*), la fragmentation des forêts mène à des changements de comportements, comme la réduction de la taille

“ Les études des conséquences des industries d'extraction sur la faune sauvage en sont à leurs balbutiements et il reste encore à dresser un tableau détaillé des conséquences des opérations d'exploitations. ”

du domaine vital et le changement de régime alimentaire, liés aux changements dans la composition de la forêt, ce qui peut également affecter la viabilité à long terme de ces groupes.

Seule une étude de cas sur les conséquences de l'exploitation sur la fragmentation de la forêt et la survie des gibbons est disponible : celle menée sur les *hoolocks* de l'Est (*Hoolock leuconedys*), en Chine, qui ont été lourdement affectés par l'exploitation forestière à échelle commerciale. Les réseaux routiers et l'extraction du bois ont entraîné une importante fragmentation de l'habitat des gibbons, dont la population totale réside désormais sur 17 fragments, aucun d'entre eux ne comprenant plus de cinq groupes (Fan Peng-Fei *et al.*, 2011b). Une diminution de 50 % a eu lieu entre 1994 et 2009 sur cinq sites et des éradications ont été enregistrées sur neuf sites, y compris parmi l'ancienne plus grande population du pays (Fan Peng-Fei et Huai-Sen Ai, 2011; Fan Peng-Fei *et al.*, 2011b). On pense que les opérations d'exploitation et les effets de la fragmentation sont des facteurs importants, bien que la chasse ait joué un rôle qui porte à confusion.

Si la composition démographique et la santé globale des populations reviennent aux mêmes niveaux que ceux précédant l'exploitation malgré l'augmentation de la mortalité pendant la phase d'abattage, il est possible que les populations déjà affectées par d'autres processus, comme la chasse ou la fragmentation de leur habitat, ne se remettent pas. Les gibbons possèdent des intervalles longs entre les naissances et leur maturité sexuelle tardive entraîne un taux de reproduction bas à long terme (Palombit, 1995; Bartlett, 2007; Reichard et Barelli, 2008). Ainsi, même de faibles augmentations de la mortalité dans de petites populations peuvent entraîner la perte de la viabilité de la population (Waldrop *et al.*, 2011). L'exploitation

forestière de zones abritant des populations de gibbons petites et vulnérables devrait donc être menée après une évaluation exhaustive des conséquences potentielles.

## Études des conséquences directes de l'exploitation minière sur les populations de grands singes

L'exploitation minière et d'hydrocarbure donne lieu à des changements à grande échelle dans la structure et la composition de l'habitat résultant directement de ces activités pendant les différentes phases des projets des industries minière, pétrolière et gazière (voir le chapitre 5 pour plus d'information sur ces phases). Les levées sismiques et le forage d'exploration requièrent le déboisement ou la perturbation de seulement quelques hectares de végétation sur chaque site, mais des centaines de ces sites peuvent facilement être disséminés à travers un même territoire, et le développement des infrastructures fragmente ainsi l'habitat. De plus, il a été prouvé que le bruit associé aux levées sismiques déplace la faune alentour (Rabanal *et al.*, 2010). Des déplacements et perturbations ont aussi lieu à cause de l'augmentation du nombre de personnes pendant les opérations d'exploration (chapitre 7).

La phase de mise en œuvre d'un projet donne habituellement lieu aux changements écologiques les plus importants et aux périodes de perturbations les plus intenses pour la biodiversité en général. Les activités de mise en œuvre incluent un développement plus complet des réseaux de transports; la construction des sites de forage et d'extraction; et la construction des installations nécessaires. La phase d'opération consiste généralement à la production continue quotidienne, à la

maintenance des installations et au transport des matériaux extraits par pipeline et terminaux d'exportation. Bien que les conséquences finales de ces activités sur la biodiversité soient souvent similaires, il est possible qu'elles diffèrent en matière de source, de zone affectée, d'envergure, d'intensité et de limites de responsabilité.

Les études des conséquences des industries d'extraction sur la faune sauvage en sont à leurs balbutiements et il reste encore à dresser un tableau détaillé des conséquences des opérations d'exploitations, ou de leurs impacts cumulés. Des recherches sont nécessaires afin d'évaluer les impacts de chaque phase du développement de projets, à la fois sur les zones des sites miniers et le long des sections clés des couloirs de transports. Cependant, les observations susmentionnées suggèrent que les risques et menaces qui pèsent sur les grands singes sont potentiellement très élevés tout au long d'un projet d'extraction de ressources, et cela peut entraîner des

conséquences très négatives, dont l'intensité augmente à moins de mettre en place des mesures visant à éviter ces impacts de façon appropriée, à les minimiser et à les compenser tôt dans le cycle de vie du projet.

## L'exploitation minière et les orangs-outans

Les conséquences des activités minières sur les orangs-outans ont été étudiées en bien moins de détails que celles associées à l'extraction du bois. Aucune étude exhaustive n'a été menée sur l'impact de l'extraction minière sur les orangs-outans, mais néanmoins il est évident que l'industrie minière constitue une menace potentielle sur leur habitat dans un certain nombre de zones importantes. Des renseignements et observations anecdotiques suggèrent que dans les zones où l'exploitation minière à ciel ouvert et l'habitat des orangs-outans se chevauchent, ces derniers sont généralement ignorés, mais certains

**Photo** © HUTAN – Kinabatangan Orangutan Conservation Project. L'établissement de sites miniers, des routes et des infrastructures associées dans une forêt naturelle a un impact direct sur les orangs-outans et autres biodiversités.



sont transférés (déplacés) pendant l'extraction, ce qui entraîne probablement des effets néfastes. Cela constitue l'une des inquiétudes premières sur les territoires où les gisements de charbon et de bauxite s'étendent largement sur l'habitat des orangs-outans et que l'extraction à ciel ouvert est pratiquée.

Les concessions minières recouvrent souvent de vastes zones d'habitat primaire pour les orangs-outans. L'installation de sites miniers, routes et infrastructures associées dans les forêts naturelles a un impact direct sur les orangs-outans et autres biodiversités. Il n'existe aucune publication scientifique dans les documents utilisés par nos pairs qui rende compte des impacts de l'industrie minière sur les orangs-outans. Une entreprise, cependant, a communiqué un compte rendu de ses constatations sur la gestion de la forêt en rapport des orangs-outans. Kaltim Prima Coal (KPC) constatait dans son Rapport sur le développement durable 2010 (2010 Sustainability Report, KPC, 2010, p. 63) que « la surveillance de la faune en 2010 a été effectuée afin de faire l'inventaire des orangs-outans en tant qu'espèce menacée protégée. [...] La conclusion de cette activité est que les orangs-outans utilisent les ressources végétales dans la zone de restauration minière comme sources de nourriture et ses arbres comme nid. Cela est démontré par les nombreux nids et marques sur les troncs d'arbres dans la zone de restauration minière. » Cette entreprise déplace également les orangs-outans trouvés sur leur sites d'exploitation minière dans des lieux plus sûrs. Cependant, on ne connaît à ce jour ni les tendances de population ou taux de succès résultant de ces transferts.

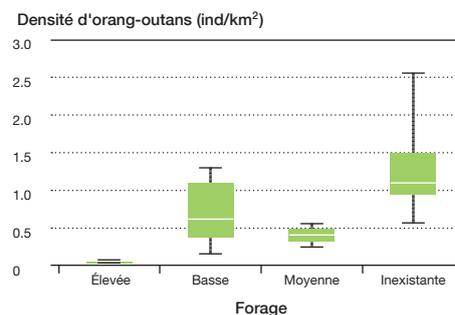
L'installation de mines à ciel ouvert et de routes d'accès entraîne généralement la coupe rase de la plupart de la végétation. Cela laisse aux orangs-outans un habitat très restreint dans lequel survivre ou peu

d'occasions de gérer avec succès la survie des quelques orangs-outans qui survivraient dans de telles zones. Dans beaucoup de cas, la seule option a été le transfert des orangs-outans de ces zones déboisées aux forêts environnantes avec l'aide des agences gouvernementales et des organisations de protection des orangs-outans. Cependant, le déplacement par transfert peut poser des problèmes écologiques (par exemple, le nombre d'orangs-outans dépassant la capacité d'absorption de la zone dans laquelle ils sont déplacés, l'introduction de maladies, la perturbation du réseau social initial) et n'offre qu'une solution partielle au problème de l'écartement des orangs-outans de la zone d'opération. Cela suggère que l'exploitation minière à grande échelle se préoccupe grandement des orangs-outans. Cependant, une étude de la Bank Mondiale en 2000 suggère que l'exploitation minière artisanale et à petite échelle (EMAP) pourrait être plus nuisible à l'environnement (McMahon *et al.*, 2000). Pour plus d'information sur l'EMAP, veuillez vous référer au chapitre 6.

Malheureusement, il n'existe pratiquement aucune donnée sur les conséquences

### GRAPHIQUE 3.3

Schéma à boîtes illustrant la densité d'orang-outans (ind/km<sup>2</sup>) pour trois catégories d'intensité de forage et une zone sans forage



(avec l'aimable autorisation d'E. Meijaard et S. Wich, adapté de S. Wich et M. Geurts dans PT Newmont Horas Nauli (2003))

potentielles de la phase d'exploration sur les orangs-outans. La seule série de données connue à ce jour nous viens du sud-ouest de Sumatra. Dans ce cas, l'impact de l'activité de forage sur les orangs-outans pendant la phase d'exploration a été évalué dans la région de Batang Toru. Des transects linéaires standards ont été tracés dans cette zone et les densités d'orang-outans ont été déterminées lors de chaque phase. L'intensité du forage pour chaque transect a été déterminée en attribuant une catégorie d'intensité de forage à chaque transect (s'étendant de nulle à forte, basée sur le nombre de trous de forage par unité de surface). Ces résultats montrent qu'il existe un effet négatif important de l'intensité du forage sur la densité des orangs-outans (graphique 3.3). Ainsi, une intensité de forage forte a des conséquences néfastes sur la densité des orangs-outans, alors qu'une exploration d'intensité faible ou moyenne ne diminue pas réellement leur densité. Dans ce cas, il n'y avait aucune route d'accès dans la forêt et les dommages physiques infligés étaient limités. Par conséquent, il est probable que les orangs-outans dans cette zone se soient déplacés dans leur domaine vital pendant la phase de forage et qu'il n'y ait aucune diminution de la densité d'orang-outans à long terme.

Les orangs-outans sont relativement polyvalents sur le plan écologique et l'on peut s'attendre à ce qu'ils se remettent dans une certaine mesure suite à une réhabilitation de grande qualité après l'exploitation minière, particulièrement si celle-ci est mise en œuvre à l'aide d'espèces indigènes fournissant de la nourriture pour les orangs-outans. Cependant, nous ne nous attendons pas à ce qu'ils atteignent les mêmes densités dans les zones réhabilitées que dans les forêts primaires, en partie parce que les perturbations humaines sont susceptibles d'être importantes dans ces zones anciennement exploitées. Un bon exemple de ce cas est celui de la mine de

KPC au Kalimantan oriental, où des orangs-outans sont toujours présents après des décennies d'extraction de charbon, bien qu'apparemment en petite densité. La mine est située aux abords du parc national de Kutai, qui pourrait constituer un refuge. Pour plus d'informations sur le parc national de Kutai et la mine de KPC, veuillez vous référer à l'étude de cas dans le chapitre 2 (page 50).

## L'exploitation minière et les grands singes d'Afrique

Malgré les nombreuses études d'impacts environnementaux (EIE), peu de recherches se sont penchées sur les grands singes d'Afrique habitant les sites miniers. De telles recherches ont seulement été mises en place relativement récemment, les données de base n'existant pas ou, si elles existent, leur partage est limité par des clauses de confidentialité. Rabanal *et al.* (2010) ont constaté que le bruit associé aux levées sismiques au Gabon déplaçait les gorilles et les chimpanzés pendant des mois après que les opérations soient terminées, ce qui peut donner lieu à une augmentation des conflits inter et intra-spécifiques, les animaux étant forcés d'occuper des domaines vitaux voisins et leur lieux de nourriture et de nidification dans leur domaine vital étant perturbés. Les données d'observation et de conjoncture dérivées d'études de terrain menées à proximité de sites de l'industrie d'extraction fournissent quelques informations au sujet des risques et menaces possibles pesant sur les grands singes pendant le cycle de vie du projet d'extraction. Sur le plan écologique, les grands singes et l'habitat dont ils dépendent semblent être sous l'influence d'une menace double à la fois sur les sites d'extraction et dans les couloirs de transports. Le tableau 3.2 de la partie Conclusions et recommandations

résume quelques-uns des impacts potentiels sur les grands singes pour chaque phase de l'exploitation minière.

## L'exploitation minière et les gibbons

L'étendue et les impacts des opérations minières sur les gibbons sont mal compris et peu documentés. Au sujet du taxon des hylobatidés, actuellement présent sur la liste rouge des espèces menacées de l'UICN, l'exploitation minière n'est mentionnée que comme une menace potentielle pour deux espèces, le *Hoolock hoolock* et le *H. leuconedys*. Une majeure partie des documents sur les hylobatidés est tout aussi courte. Bien que l'exploitation minière soit occasionnellement mentionnée comme menace potentielle, les informations au sujet de l'envergure, de l'intensité ou de la nature de cette menace restent indisponibles.

Par exemple, l'exploitation minière à ciel ouvert et le forage pétrolier ont été identifiés comme menaces pour l'espèce des *Hylobates* sur les îles indonésiennes de Bornéo, Sumatra et Java, mais la menace n'a été ni quantifiée, ni qualifiée car les renseignements manquent généralement et c'est peut-être ainsi que dans un exercice de classement elle a été listée en 19ème position sur 20 pour la conservation des gibbons (Campbell *et al.*, 2008a). De même, l'exploitation du charbon à ciel ouvert, les carrières de calcaire et le forage et l'exploitation pétroliers sont mentionnés dans les documents disponibles comme ayant affecté l'habitat du gibbon *hoolock* de l'Ouest dans le nord de l'Inde (Choudhury, 2006, 2009), mais il n'est pas précisé comment ou dans quelle mesure. Il semble, en se basant sur les preuves disponibles, ou sur le manque de ces dernières, que soit l'exploitation constitue une menace minimale pour les gibbons en

comparaison d'autres menaces, soit que le degré de cette menace n'est pas encore apprécié par les personnes engagées dans la conservation des gibbons.

Cependant, les opérations minières et la distribution des gibbons se chevauchent bien sur beaucoup de territoires. Une analyse récente (UNEP-WCMC, 2012) a constaté que seuls deux taxons d'hylobatidés ne connaissaient pas d'opérations minières sur leur domaine vital dans le monde: le *Nomascus nasutus* et *N. hainanus*. Cela n'est peut-être pas surprenant étant donné que ces espèces ne sont présentes que sur quelques milliers d'hectares dans le monde, et que leur population mondiale est d'environ 130 et 23 individus respectivement. Cependant, les analyses initiales (UNEP-WCMC, 2012) ont également constaté que pas plus de 0,02 % des domaines vitaux globaux des 16 taxons de gibbons évalués coïncidaient avec des zones d'exploitations connues et le nombre de pixels d'1 km<sup>2</sup> présents sur le domaine d'un des taxons était inférieur à 60 dans tous les cas. Cela représente une très petite proportion des domaines vitaux de la plupart des taxons (voir le Chapitre 5 pour plus de détails). Les espèces dont on s'attendait à ce qu'elles soient les plus affectées par les opérations minières du fait (1) du chevauchement des activités minières et du domaine vital global; (2) d'une grande proportion de mines dans ce qui peuvent être des zones fondamentales et (3) des mines de production au sein du réseau de zones protégées, sont les *H. lar* et *H. muelleri* (UNEP-WCMC, 2012).

Les conséquences de ces industries d'extraction sur l'écologie des gibbons dépendront cependant de l'échelle et de la nature des opérations. Les projets miniers en surface, comme l'extraction minière à ciel ouvert, perturbent bien entendu les gibbons, la forêt étant entièrement déboisée afin de supprimer la surcharge. Étant donné la nature arboricole des

“ En plus de ces impacts directs des opérations minières elles-mêmes sur l'habitat, le développement des infrastructures associées comprenant les routes d'accès et la fourniture d'une alimentation électrique peuvent être nuisibles pour les gibbons. ”

gibbons et leur dépendance aux forêts, les mines en surface et la survie des gibbons sont clairement incompatibles (Cheyne *et al.*, 2012). Il est possible que les gibbons, dans de telles circonstances, soient chassés de la zone, malgré leur nature territoriale. Comme indiqué dans la rubrique exploitation forestière, il est possible que cela entraîne des taux de mortalité élevés et il est probable que cela augmente la compétition afin d'obtenir les ressources restantes, et la possibilité d'une diminution de la population à l'avenir.

En plus de ces impacts directs des opérations minières elles-mêmes sur l'habitat, le développement des infrastructures associées comprenant les routes d'accès et la fourniture d'une alimentation électrique peuvent être nuisibles pour les gibbons. Plus important encore, il est possible qu'ils fragmentent le territoire, fournissent un accès plus facile aux chasseurs et permettent l'accès à des régions isolées pour l'immigration et la conversion de la forêt à des fins agricoles (voir la rubrique sur l'exploitation forestière, plus haut, au sujet des conséquences de ces impacts, et le chapitre 7 pour plus d'informations sur les impacts indirects).

Il a été démontré que la production de sons anthropiques peut avoir des conséquences négatives sur un vaste éventail d'espèces animales sauvages car ils masquent les appels sonores, augmentent le stress, obligent les animaux à se déplacer et à changer de comportement, augmentant par exemple les activités de vigilance et distrayant les animaux, ce qui augmente la vulnérabilité aux prédateurs ou la réduction de temps disponible pour d'autres activités importantes (voir les observations de Chan et Blumstein, 2011). Il est probable que cela s'applique aux groupes de gibbons vivant sur des territoires exploités ou les pousser à quitter leurs territoires. Par exemple, on a constaté que des groupes de langur de

Delacour (*Trachypithecus delacouri*) ont changé de territoire vital en réaction à des explosions dans des carrières calcaires alentours (Nguyen Vinh Thanh et Le Vu Khoi, 2006) alors qu'une gamme de taxons, particulièrement vaste, a changé de comportement en réponse aux sons associés à la prospection pétrolière (Rabanal *et al.*, 2010), cependant, cela reste à ce jour une supposition.

L'EMAP possède un impact environnemental plus élevé par unité de production que l'exploitation minière à l'échelle industrielle. Cependant, ces impacts sont largement restreints en termes de surface du fait de la faible ampleur de leurs opérations (Hentschel, Hruschka et Priester, 2002). L'EMAP est un facteur reconnu de déforestation et peut participer à la fragmentation du paysage à l'échelle locale (Hentschel *et al.*, 2002), affectant ainsi les gibbons de la même façon que celle mentionnée dans la partie traitant de la fragmentation de l'habitat dans notre rubrique sur l'exploitation forestière. Cependant, les impacts les plus importants sur la biodiversité résultent de la pollution des cours d'eau, mais la gravité de l'influence de ce phénomène sur l'écologie des gibbons reste vague et est très probablement faible.

Les informations sur les impacts de l'exploitation minière sur les hylobatidés en termes de gravité et d'ampleur manquent cruellement. On a constaté qu'il existe peu de travail de conservation basé sur les gibbons dans les concessions d'exploitations minière ou forestière en Indonésie. L'une des barrières à cela réside dans le manque d'engagement des entreprises en matière de protection et le fait que les menaces pesant sur la protection des gibbons peuvent être éclipsées par d'autres taxons considérés plus importants, comme les orangs-outans (S.M. Cheyne, communication personnelle). La revalorisation des gibbons comme taxon menacé, potentiellement affecté de façon négative par les

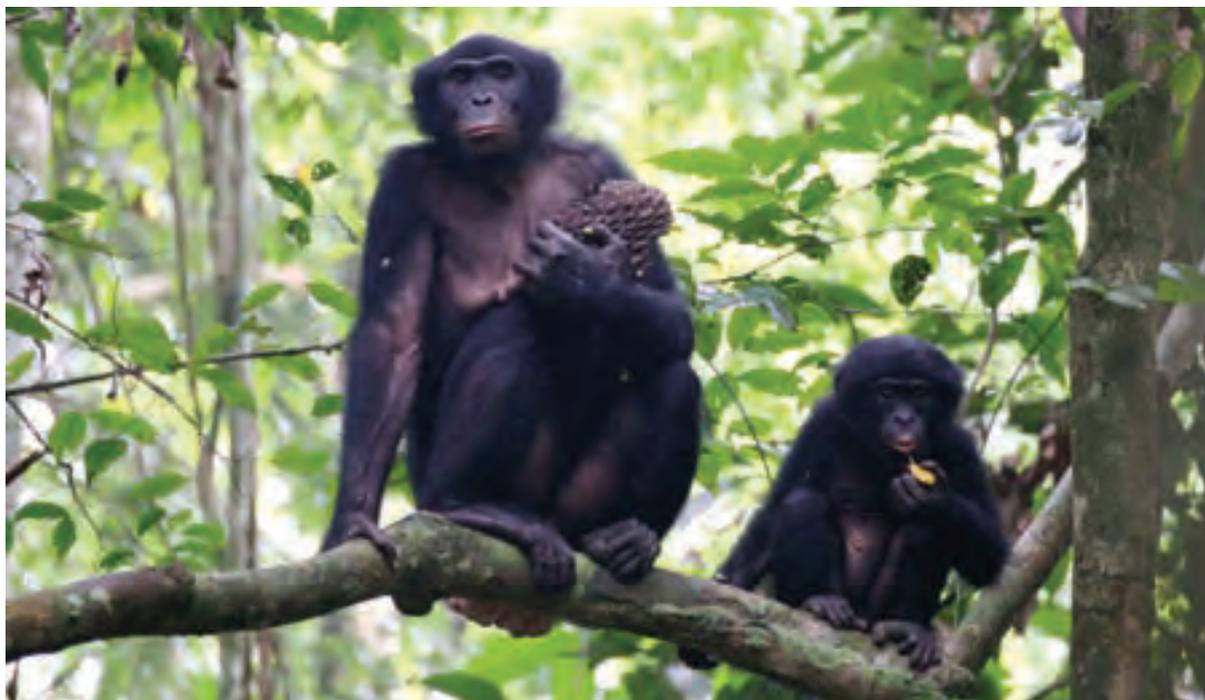
opérations minières et autres industries d'extraction, pourrait être bénéfique afin de combler ces lacunes d'informations et de mieux comprendre les menaces relatives, ainsi que les approches d'atténuation.

## Conséquences potentielles à long terme et études à venir

Les conséquences des industries d'extraction sur les populations de grands singes seront probablement graves et persistantes, mais jusqu'ici peu d'études ont été capables de les détecter, et encore moins de les mesurer au-delà des changements en densité de populations. Les recherches menées sur les grands singes utilisent généralement des substituts aux animaux plutôt que des observations directes, par exemple les comptages de nids pour les grands singes et des études vocales ponctuelles pour les gibbons. Cependant les approches varient habituel-

lement entre différentes études, limitant la comparabilité des données (Kühl *et al.*, 2008). Néanmoins, la plupart des études impliquent la comparaison de densités de populations dans des zones exploitées ou non exploitées théoriquement similaires plutôt que des études longitudinales sur un même site, ce qui constitue une difficulté fondamentale pour déterminer la façon dont les industries d'extraction affectent la densité animale. Les densités pouvant varier naturellement sur des échelles spatiales réduites, de telles approches faussent d'autant plus les efforts visant à déterminer les conséquences de l'extraction sur les populations de grands singes. Des recherches à long terme supplémentaires qui utilisent des méthodes uniformes pour déterminer la densité des phases de pré-extraction à post-extraction sur le même site sont nécessaires afin de mettre en lumière les impacts de plusieurs industries d'extraction sur les singes. De nouvelles techniques, comme la possibilité d'évaluer la taille et la structure des populations en

**Photo** © Takeshi Furuichi, Comité Wamba pour la recherche sur les bonobos. Si les grands singes comptent parmi les espèces les plus étudiées et connues dans le monde, les conséquences des activités d'extraction sur leurs populations ne sont pas encore bien comprises.



génotypant l'ADN extrait d'excréments collectés de façon non-invasive (ex. : Arandjelovic *et al.*, 2011), augmenteront la fiabilité des études à venir pour estimer la taille des populations de grands singes.

Mesurer des impacts spécifiques sur les grands singes est problématique pour un certain nombre de raisons et la complexité liée à l'isolation de facteurs spécifiques dans tout écosystème est mentionnée ci-dessus. Cependant un obstacle majeur aux observations comportementales réside dans le fait que les grands singes sont extrêmement méfiants et fuient généralement lorsqu'ils voient, entendent ou sentent un humain. Les études sur les comportements des grands singes, particulièrement dans les environnements à faible visibilité, requièrent donc en général que les animaux soient habitués aux observateurs humains. Chez les orangs-outans, ce processus est rapide, mais cela peut prendre plusieurs années chez les grands singes d'Afrique (Williamson et Feistner, 2011). De plus, afin d'étalonner les changements liés à l'extraction, l'accoutumance doit être initiée avant le début des activités industrielles. Une telle anticipation a mené à l'établissement du projet Goualougo Triangle Ape Project, au sein duquel les chercheurs ont commencé à habituer à eux des gorilles et des chimpanzés et à les étudier dans un habitat primaire des années avant qu'il ne soit destiné à l'exploitation forestière (Morgan *et al.*, 2006). Pour plus d'informations sur le projet Goualougo Triangle, veuillez vous référer à l'étude de cas du Chapitre 4 (page 139). Plusieurs recherches menées sur les orangs-outans ont été établies dans des habitats primaires qui ont depuis été exploités, permettant une analyse rétrospective (ex. : Hardus *et al.*, 2012). Cependant, l'accoutumance n'est habituellement pas envisageable ou désirable dans les zones qui sont destinées à être exploitées

à échelle industrielle.

Bien que notre compréhension de l'écologie générale des grands singes soit bonne, ce taxon étant l'un des plus étudiés au monde, les détails sur la façon dont l'extraction de ressources affecte l'écologie des grands singes sont encore relativement méconnus. Selon nos connaissances actuelles sur le comportement et l'écologie des grands singes dans des environnements naturels non perturbés, nous pouvons prédire que les industries d'extraction entraînent des changements de comportement suivis par des changements physiologiques, mais les impacts de ces changements sont difficiles à quantifier. Cela est dû aux relations complexes entre les activités de l'industrie d'extraction, leurs impacts sur la base des ressources des grands singes locaux, et la flexibilité d'adaptation à cet impact par chaque taxon de grand singe dans un environnement spécifique. Ces difficultés seront spécifiques à l'industrie, au site et aux espèces, rendant ainsi la conclusion de principes généraux difficile. Cependant, il est généralement accepté que les réductions en abondance de ressources entraînent probablement, au mieux, des changements dans le comportement des grands singes locaux alors qu'ils s'adaptent aux changements de qualité, de quantité et de distribution des ressources. Au pire, nous pouvons nous attendre à des niveaux de stress plus élevés, des bilans énergétiques plus bas, de l'immunosuppression, et une augmentation des maladies et des charges en parasites menant à une augmentation de la mortalité et une baisse de la fertilité. S'ils persistent ensemble ou indépendamment, ces impacts sont susceptibles de nuire à la viabilité à long terme des populations de grands singes. Notre compréhension du rétablissement après l'extraction est également médiocre, mais le rétablissement sera déterminé par l'écologie des taxons de grands singes

locaux, ainsi que l'historique d'extraction et le régime de restauration.

Une recherche ciblée utilisant de nouvelles techniques permettra de mieux comprendre les réactions socioécologiques complexes des grands singes à l'extraction de ressources. Les défis pratiques liés à l'évaluation des conditions physiques des grands singes dans leur habitat naturel sont considérables et, jusqu'à récemment, la plupart des changements physiologiques attendus, en particulier le stress, ne pouvaient être mesurés qu'en utilisant des techniques invasives. Cependant, pendant les dix dernières années, de grands progrès ont été réalisés dans le développement de techniques de prélèvement non-invasives et de diagnostics de pointe. Les hormones, cétones, anticorps, agents pathogènes et parasites peuvent désormais être extraits des excréments et de l'urine (ex. : Leendertz *et al.*, 2004; Gillespie, 2006; Masi *et al.*, 2012), rendant possibles les recherches sur le stress, l'endocrinologie reproductive, les régimes et le statut nutritionnel (ex. : Bradley *et al.*, 2007; Deschner *et al.*, 2012; Muehlenbein *et al.*, 2012; Murray *et al.*, 2013). Mais il faudra des années de recherche pour comprendre comment le stress, les variations de domaines vitaux et les changements provoqués par les industries d'extraction influencent la santé des grands singes et déterminent la survie, la fécondité et la stabilité de leurs populations.

## Conclusions et recommandations

Au-delà de certaines formulations générales, peu de renseignements précis existent sur les besoins écologiques des grands singes en relation à des attributs spécifiques de la forêt, car on en sait peu sur les variations stochastiques dans la

distribution et l'abondance de la plupart des espèces de grands singes. De plus, peu de données quantitatives précises autres que l'échelle sont disponibles sur la façon dont les conséquences directes diffèrent et de ce fait aucune déduction simple ne peut être tirée à propos des impacts des industries d'extraction sur les grands singes. Des études spécifiques sont nécessaires afin d'établir des bases en comparaison desquelles il est possible de mesurer les impacts. Celles-ci incluront, sans y être limités, la surveillance des populations de grands singes à intervalles réguliers pour déterminer les changements dans leur abondance et distribution. Une surveillance ciblée et fréquente devrait produire les données nécessaires afin de soutenir une prise de décision plus efficace et une gestion évolutive des concessions et des zones tampons environnantes.

Mener des recherches sur les populations de grands singes requiert souvent un soutien considérable de la part des industries d'extraction. Cela nécessite ainsi que les industries veuillent fournir un tel soutien ou y soient forcées, particulièrement pendant les phases les plus précoces d'un projet, lorsque les ressources financières sont limitées, l'investissement de l'entreprise étant lié aux activités d'exploration pour assurer qu'il y ait une ressource profitable à exploiter. L'exploitation forestière est différente mais encore une fois, les investissements de l'entreprise sont fréquemment canalisés sur les infrastructures destinées à l'extraction des rondins plutôt que de mener des enquêtes sur l'EIE. Il existe donc un besoin clair et pressant en matière (1) de sensibilisation des industries d'extraction, afin qu'elles comprennent l'importance des recherches à un stade précoce et (2) de régimes de régulation renforcés ou de motivations qui encouragent réellement les entreprises à mettre en œuvre les études recom-

mandées et les mesures d'atténuation. L'action volontaire n'est pas suffisante, ainsi les lois ou motivations destinées à changer le comportement d'une entreprise constituent-elles un élément clé manquant. Tout comme les impacts indirects de l'industrie d'extraction, les problèmes clés résident dans une gouvernance faible, des politiques gouvernementales irrégulières, des ressources insuffisantes, un manque d'application des lois et la corruption. L'attribution de permis pour l'exploration et l'extraction doit inclure des exigences juridiques visant à l'adoption de comportement respectueux de la faune et de pratiques les mieux adaptées avant, pendant et après l'exploitation/l'extraction (voir le chapitre 7 pour plus d'informations et d'exemples).

Près de dix années de recherches continues dans le Triangle de Goulougo ont démontré que les gorilles et les chimpanzés peuvent cohabiter avec l'AIL (D. Morgan et C. Sanz, données non-publiées). De même, une étude longitudinale détaillée sur les gibbons suggère que les populations de gibbons peuvent survivre et se rétablir dans des zones ayant subies un abattage sélectif dans certaines circonstances spécifiques (Johns, 1986a; Johns et Skorupa, 1987; Grieser Johns et Grieser Johns, 1995); cependant, les conditions nécessaires à la survie d'une population restent inconnues. Quelques études ont constaté que les orangs-outans de Sumatra sont moins tolérants à l'exploitation forestière, probablement du fait de leur besoins alimentaires particuliers (Husson *et al.*, 2009; Hardus *et al.*, 2012). Les orangs-outans de Bornéo semblent survivre en dehors de zones protégées comme dans les concessions certifiées du FSC, à Dermakot à Sabah ou en Malaisie à présent, ou du moins à court terme (voir également Marshall *et al.*, 2006; Ancrenaz *et al.*, 2010). Cependant, il est encore trop tôt pour émettre un commentaire sur la survie à long terme

de cette espèce à la vie longue et à la reproduction lente dans les domaines forestiers. De toutes les formes d'abattage mécanique, les opérations d'extraction certifiées semblent être les plus compatibles avec la survie des grands singes pour un grand nombre de raisons. La viabilité à long-terme des grands singes nécessite d'insister davantage sur le maintien de la qualité et de la quantité de nourriture et de ressources pour la nidification en relation avec le traitement de la sylviculture.

Globalement, les preuves disponibles suggèrent que l'abattage conventionnel affecte la biodiversité, mais que les forêts gérées de façon durable peuvent maintenir des populations de grands singes viables et contribuer ainsi à leur protection. Cependant, il est important de mettre l'accent sur le fait que les concessions de sont pas un substitut aux forêts primaires non exploitées ou à un réseau de zones protégées (Clark *et al.*, 2009; Gibson *et al.*, 2011; Woodcock *et al.*, 2011). Par conséquent, la proximité d'un habitat adapté non-exploité joue un rôle vital à la fois dans les chances de survie à court terme et à long terme des grands singes en habitat modifié. De telles zones constituent un « refuge » et protègent efficacement certains animaux des impacts négatifs, bien que des détails comme la distance optimale entre les zones de refuge ou les caractéristiques indiquant la qualité de ces habitats restent inconnus.

Malgré les variations observées, la sévérité des impacts de l'exploitation forestière sur les grands singes semble être liée (1) au type de pratiques d'abattage, (2) aux disponibilités d'habitats adéquats et non-perturbés avoisinant les sites d'extraction, (3) à l'intensité de l'abattage et (4) au contrôle des activités associées, comme la chasse ou le déboisement des terres pour l'agriculture. Les populations de grands singes semblent être capables de se rétablir si les facteurs d'atténuation

**TABLEAU 3.2****Potential impacts of extractive industries on apes**

Industrie : Phase du projet	Réactions escomptées	
	Chimpanzés et bonobos	Gorilles
<b>IMPACT POTENTIEL : Perte d'habitat à grande échelle (escomptée dans les cas d'exploitation minière à ciel ouvert)</b>		
EMG: ME, O	Taux de mortalité élevés, particulièrement chez les enfants et individus les plus faibles, dus à la faim ou à un apport nutritif plus faible	Taux de mortalité élevés, particulièrement chez les enfants et individus les plus faibles, dus à la faim ou à un apport nutritif plus faible
EMAP: E, ME, O	Opportunités d'alimentation limitées, restreintes et réduites	Opportunités d'alimentation limitées, restreintes et réduites
P&G : ME, O	Élimination des sites de nidification	Réduction du nombre et de la qualité des sites de nidification (au sol et dans les arbres)
AS :	Destruction totale ou partielle de la structure de la communauté	Intégration possible de femelles à d'autres groupes
	Déstabilisation des communautés alentours	Déstabilisation de groupes dont les mâles à dos argenté se battent pour dominer alors que le groupe se déplace
	Intégration de femelles à d'autres communautés	Possible augmentation des maladies due à l'affaiblissement des animaux par la faim
	Mort de mâles (particulièrement de mâles alpha) due aux conflits intercommunautaires (moins probable chez les bonobos)	
	Augmentation des conflits liés à la réduction des ressources	
	Possible augmentation des maladies due à l'affaiblissement des animaux par la faim	
<b>IMPACT POTENTIEL : Perte partielle et fragmentation de l'habitat</b>		
EMG: E, ME, O, C	Opportunités d'alimentation limitées, restreintes et réduites	Opportunités d'alimentation limitées, restreintes et réduites
EMAP : E, ME, O, C	Dégradation/réduction du domaine vital	Dégradation/réduction du domaine vital
P&G: E, ME, O, C	Destruction totale ou partielle de la communauté	Destruction totale ou partielle du groupe
AS :	Élimination des sites de nidification	Réduction du nombre et de la qualité des sites de nidification (au sol et dans les arbres)
	Destruction totale ou partielle de la structure de la communauté	Intégration possible de femelles à d'autres groupes
	Déstabilisation des communautés alentours	Déstabilisation de groupes dont les mâles à dos argenté se battent pour dominer alors que le groupe se déplace
	Intégration de femelles à d'autres communautés	Possible augmentation des maladies due à l'affaiblissement des animaux par la faim
	Mort de mâles (particulièrement de mâles alpha) due aux conflits intercommunautaires (moins probable chez les bonobos)	

Industrie : Phase du projet	Réactions escomptées	
	Chimpanzés et bonobos	Gorilles
AS :	Augmentation des conflits liés à la réduction des ressources	
	Possible augmentation des maladies due à l'affaiblissement des animaux par la faim	
IMPACT POTENTIEL : Dégradation/réduction de l'habitat (ex. : bruit, réduction de la qualité de l'air et de l'eau, changement de composition de l'habitat)		
EMG : E, ME, O, C	Perturbation des délimitations du domaine vital	Perturbation des délimitations du domaine vital
EMAP : E, ME, O, C	Réduction possible des ressources en nourriture due aux espèces invasives et perte totale de zones d'habitat	Réduction possible des ressources en nourriture due aux espèces invasives et perte totale de zones d'habitat
P&G : E, ME, O, C		
AS :		
Industrie : Phase du projet	Réactions escomptées	
	Gibbons	Orangs-outans
IMPACT POTENTIEL : Perte d'habitat à grande échelle (escomptée dans les cas d'exploitation minière à ciel ouvert et d'abattage sélectif)		
EMG : ME, O	Taux de mortalité élevés, particulièrement chez les enfants et individus les plus faibles, dus à la faim ou à un apport nutritif plus faible	Taux de mortalité élevés, particulièrement chez les enfants et individus les plus faibles, dus à la faim ou à un apport nutritif plus faible
EMAP : E, ME, O	Opportunités d'alimentation limitées, restreintes et réduites	Opportunités d'alimentation limitées, restreintes et réduites (change in diet, likely less caloric intake)
O&G : ME, O	Réduction de la densité de population	Réduction du nombre de sites de nidification (arbres)
AS :	Changements d'utilisation du domaine vital	Abandon des zones défrichées par les mâles
	Changements dans la répartition des activités dus à l'adoption d'une stratégie de conservation d'énergie	Possible augmentation des maladies due à l'affaiblissement des animaux par la faim
	Augmentation des conflits avec les groupes voisins si déplacés pendant les opérations	Changements dans l'utilisation du domaine vital
	Possible augmentation des maladies due à l'affaiblissement des animaux par la faim et le stress	Augmentation des conflits liés à la diminution des ressources (principalement entre femelles)
		Réduction du taux de reproduction des femelles lié à une plus faible abondance de nourriture
		Réduction de la taille du domaine vital
		Changements d'organisation temporelle (plus de déplacements, moins de temps d'alimentation ou de repos)
	Réduction des comportements sociaux liée à la réduction du nombre d'occasions de formation de groupes importants due à la diminution des sources de nourriture	

Industrie : Phase du projet	Réactions escomptées	
	Gibbons	Orangs-outans
<b>IMPACT POTENTIEL : Perte partielle et fragmentation de l'habitat</b>		
EMG : E, ME, O, C	Opportunités d'alimentation limitées, restreintes et réduites	Opportunités d'alimentation réduites (changements de régime, apport calorique probablement plus faible)
EMAPE : E, ME, O, C	Réduction de la taille du domaine vital	Réduction de la taille du domaine vital
P&G : E, ME, O, C	Dégradation/réduction du domaine vital	Taux de mortalité élevés, particulièrement chez les enfants et individus les plus faibles (particulièrement chez les femelles, plus philopatriques), dus à la faim ou à un apport nutritif plus faible
AS :	Augmentation de la mortalité liée aux chutes	Réduction du nombre de sites de nidification (arbres)
	Isolation de la population et perte de la viabilité de la population dans les fragments les plus petits	Abandon des zones défrichées par les mâles
	Options de dispersion réduites	Possible augmentation des maladies due à l'affaiblissement des animaux par la faim
	Possible augmentation des maladies due à l'affaiblissement des animaux par la faim	Changements dans l'utilisation du domaine vital
		Augmentation des conflits liés aux sources de nourriture (principalement entre femelles)
		Réduction du taux de reproduction des femelles lié à une plus faible abondance de nourriture
		Changements d'organisation temporelle (plus de déplacements, moins de temps d'alimentation ou de repos)
<b>IMPACT POTENTIEL : Dégradation/réduction de l'habitat (ex. : bruit, réduction de la qualité de l'air et de l'eau, changement de composition de l'habitat)</b>		
EMG : E, ME, O, C	Perturbation des délimitations du domaine vital	Opportunités d'alimentation réduites (changements de régime, apport calorique probablement plus faible)
EMAPE : E, ME, O, C	Réduction possible des ressources en nourriture due aux espèces invasives et à la perte totale de zones d'habitat	Diminution du domaine vital
P&G : E, ME, O, C		Taux de mortalité élevés, particulièrement chez les enfants et individus les plus faibles (particulièrement chez les femelles, plus philopatriques), dus à la faim ou à un apport nutritif plus faible
AS :		Réduction du nombre de sites de nidification (arbres)
		Abandon des zones défrichées par les mâles
		Possible augmentation des maladies due à l'affaiblissement des animaux par la faim
		Changements dans l'utilisation du domaine vital

Industrie : Phase du projet	Réactions escomptées	
	Gibbons	Orangs-outans
AS :		Augmentation des conflits liés aux sources de nourriture (principalement entre femelles)
		Réduction du taux de reproduction des femelles liée à une plus faible abondance de nourriture
		Changements d'organisation temporelle (plus de déplacements, moins de temps d'alimentation ou de repos)

Remarque :

Industrie d'extraction : EMG = Exploitation minière à grande échelle,

EMAPE = exploitation minière artisanale et à petite échelle,

P&G = exploitation pétrolière et gazière, AS = abattage sélectif

Phase de projet : E = exploration, ME = mise en œuvre, O = opération, C = clôture

appropriés peuvent être assurés. De plus, les changements d'utilisation de ressources et de comportement observés lors d'une influence humaine continue met en lumière la flexibilité de ces grands singes à s'adapter à des changements et des opportunités environnementaux (Hockings, Anderson et Matsuzawa, 2006, 2012; Meijaard *et al.*, 2010; D. Morgan et C. Sanz, données non publiée). De telles observations sont encourageantes.

À long terme, les impacts positifs et négatifs des industries d'extraction sur les grands singes dépendront de la façon dont une entreprise (1) comprendra les besoins écologiques et comportementaux des grands singes, particulièrement en matière d'abri, de nourriture, de dynamiques sociales et d'espace; (2) reconnaîtra les menaces potentielles pesant sur les grands singes liées à l'abattage ou aux pratiques opérationnelles pendant toutes les phases d'un projet d'extraction minière/pétrolière; et (3) identifiera et gèrera les risques ou opportunités potentiels en matière de biodiversité au cours du projet. Celles-ci sont décrites de façon plus détaillée dans les chapitres 4 et 5.

Il est extrêmement important que les industries reconnaissent les conséquences

immédiates et persistantes que des projets individuels peuvent avoir sur les populations de grands singes et les biodiversités associées. Éviter et minimiser les impacts négatifs est toujours plus efficace et moins coûteux que la réparation ou les compensations. L'AIL et les opérations d'abattage certifiées sont des exemples d'approches efficaces qui peuvent réduire les impacts négatifs sur les grands singes. Les mesures déjà prises par certaines entreprises pour réduire les impacts potentiels et mettre en œuvre des mesures d'atténuation doivent être applaudies et servir de modèle pour les stratégies de conservation.

## Remerciements

**Auteurs principaux :** Elizabeth A. Williamson, Benjamin M. Rawson, Susan M. Cheyne, Erik Meijaard et Serge A. Wich

**Collaborateurs :** Eric Arnhem, Laure Cugnière, Oliver Fankem, Matthew Hatchwell, David Morgan, Matthew Nowak, Paul De Ornellas, PNCI, Chris Ransom, Crickette Sanz, James Tolisano, Ray Victorine, Ashley Vosper, WCS et ZSL