

2013年类人猿现状

采掘业与类人猿保护

序

在

非洲和亚洲的热带森林里，栖居着包括大猩猩、黑猩猩、倭黑猩猩、猩猩和长臂猿在内的类人猿。由于森林滥伐和土地退化，这些森林正以惊人的速度消失，这一状况引发全球担忧。森林消失是气候变化的一个相关因素，而气候变化对我们的星球正在带来一系列影响。森林能保障大量重要生态系统服务，并为物种的丰富生物多样性提供栖息地。像类人猿这类有魅力的物种可以作为这些重要森林的大使，也用来说明在这颗星球上人类与其他物种的联系。人类与类人猿之间共享的进化联系以及相似的基因组成和生理特性，都体现在我们共同的行为和智力上。当我们关注保障人类、生物多样性和地球的未来时，对类人猿的保护和防护至关重要。

《2013年类人猿现状》是系列丛书的第一本，不仅前所未有地展示了全球大型类人猿和长臂猿的现状，而且首次说明了我们对于采掘业实践如何影响类人猿存续的了解。本书探讨了与采掘业活动彼此作用的全球、国家和地方进程同类人猿保护之间的关系，整体展现了人们当前关于采掘业对类人猿群落影响的理解，概括了需要根本改变的应对方法，其中之一就是要认识到采掘业和环境的同等重要。毫无疑问，任何形式的采掘业都会对大型类人猿和长臂猿的幸福产生负面影

响，但本书提出存在可以在一定范围内减轻其影响的行业实践，只是这种实践尚未得到广泛实施。

本书包含的一条关键信息是，采掘业对类人猿及其栖息地的间接影响常常比直接影响范围更广、更具破坏性。关注改进实践的政策和投资并承认原住民的权利，可以减少该产业对环境的影响，从而有助于对这些重要物种的保护。虽然我们对采掘业与类人猿保护之间相互作用的了解目前还存在差距，但已有一些实例表明，国家和个人项目如何通过伙伴关系、研究和对话，努力摒弃分歧、协调合作。

最终只有通过各方面的参与，以及承认不同目标的重要性，才能做到对类人猿和其他物种的切实保护。为此，对于类人猿保护过程中克服挑战和机遇的进展，《类人猿现状》将为衡量基准提供有意义的资料。

章新胜
世界自然保护联盟
理事会主席

序

在

非洲和亚洲的热带森林里，栖居着包括大猩猩、黑猩猩、倭黑猩猩、猩猩和长臂猿在内的类人猿。由于森林滥伐和土地退化，这些森林正以惊人的速度消失，这一状况引发全球担忧。森林消失是气候变化的一个相关因素，而气候变化对我们的星球正在带来一系列影响。森林能保障大量重要生态系统服务，并为物种的丰富生物多样性提供栖息地。像类人猿这类有魅力的物种可以作为这些重要森林的大使，也用来说明在这颗星球上人类与其他物种的联系。人类与类人猿之间共享的进化联系以及相似的基因组成和生理特性，都体现在我们共同的行为和智力上。当我们关注保障人类、生物多样性和地球的未来时，对类人猿的保护和防护至关重要。

《2013年类人猿现状》是系列丛书的第一本，不仅前所未有地展示了全球大型类人猿和长臂猿的现状，而且首次说明了我们对于采掘业实践如何影响类人猿存续的了解。本书探讨了与采掘业活动彼此作用的全球、国家和地方进程同类人猿保护之间的关系，整体展现了人们当前关于采掘业对类人猿群落影响的理解，概括了需要根本改变的应对方法，其中之一就是要认识到采掘业和环境的同等重要。毫无疑问，任何形式的采掘业都会对大型类人猿和长臂猿的幸福产生负面影

响，但本书提出存在可以在一定范围内减轻其影响的行业实践，只是这种实践尚未得到广泛实施。

本书包含的一条关键信息是，采掘业对类人猿及其栖息地的间接影响常常比直接影响范围更广、更具破坏性。关注改进实践的政策和投资并承认原住民的权利，可以减少该产业对环境的影响，从而有助于对这些重要物种的保护。虽然我们对采掘业与类人猿保护之间相互作用的了解目前还存在差距，但已有一些实例表明，国家和个人项目如何通过伙伴关系、研究和对话，努力摒弃分歧、协调合作。

最终只有通过各方面的参与，以及承认不同目标的重要性，才能做到对类人猿和其他物种的切实保护。为此，对于类人猿保护过程中克服挑战和机遇的进展，《类人猿现状》将为衡量基准提供有意义的资料。

章新胜



章新胜
世界自然保护联盟
理事会主席

目录

Arcus基金会	vi	第六章 手工和小规模采矿与类人猿	163
致读者	vi	内容简介	163
致谢	vii	手工采矿的构成	165
前言	1	全世界保护区与关键生态系统 (PACE) 内的手工和小规模采矿	170
		类人猿栖息地内手工和小规模采矿活动的影响	174
		手工采矿的政策与法规	174
		案例研究	177
		保护区内手工和小规模采矿减轻影响的管理选项	187
		结论	193
		第七章 全局视角：采掘业对类人猿及其栖息地的间接影响	197
		内容简介	197
		间接影响：对类人猿及其栖息地的主要威胁？	199
		防止或减少间接影响的方法	210
		重大挑战	219
		结论	224
		第八章 各国应对采掘业对大型类人猿影响的案例研究	227
		内容简介	227
		几内亚共和国的抵消采矿影响—保护黑猩猩	228
		加蓬影响采掘业实践环境政策的发展演变	234
		印度尼西亚伐木与实行林业暂停期的实例	240
		结论	248
		第二部分	
		第九章 非洲和亚洲类人猿现状	253
		内容简介	253
		环境条件与大型类人猿存续：非洲模型	259
		人类主宰的景观环境中的类人猿	262
		类人猿多度：种群集中度与最大连续分布种群	273
		类人猿多度估测	276
		结论	277
		第十章 非洲和亚洲圈养类人猿的现状：来自采掘业的影响	279
		内容简介	279
		圈养类人猿福利现状：非分布范围国家的实例及全球影响	280
		某些非分布范围国家圈养类人猿的数量与现状	285
		采掘业对庇护所和救助中心的影响	295
		结论	304
		附录	306
		简称与缩略语	319
		参考文献	324
第一章 从全球到区域的大趋势：类人猿与产业的关系，以及贸易、法律和金融实例	15		
内容简介	15		
大趋势的全球推动力	16		
大趋势的影响面	22		
互联性、复杂性和新范式？	26		
调和采掘活动与自然保护的贸易协定、金融活动及合同法	27		
结论	36		
第二章 土地保有权：工业、类人猿保护与社区	39		
内容简介	39		
在保护区的采掘业活动	41		
采掘业与当地社区	46		
土地攫取	51		
减轻措施策略	53		
减轻措施策略自身和面临的关键挑战	59		
结论	62		
第三章 采掘业对类人猿种群的生态影响	65		
内容简介	65		
类人猿社会生态学	68		
关于伐木对类人猿种群直接影响的研究	76		
关于采矿对类人猿种群直接影响的研究	89		
潜在的长期影响与未来研究方向	93		
结论	95		
第四章 避免使用链锯：工业木材采伐与类人猿	101		
内容简介	101		
热带森林中的工业伐木	102		
可持续林业管理 (SFM)	103		
可持续林业管理能够为热带森林生物多样性保护做出贡献么？	106		
当前工业伐木的可行性及与类人猿保护的相关性	108		
伐木与大型类人猿	111		
结论	124		
第五章 采矿采油与类人猿种群和栖息地	127		
内容简介	127		
采矿采油对类人猿栖息地与种群的影响概述	129		
采掘业活动过程与对栖息地和物种种群的潜在影响	133		
减少采矿和油气开采对类人猿与生物多样性影响的策略	141		
由战略性环境评估 (SEA)、空间规划、减轻措施等级制度整合为自然保护总体规划	148		
结论	160		

有关出版人员名单

编辑

Helga Rainer, Alison White 和
Annette Lanjouw

协调

Alison White

策划

Rick Jones, StudioExile

&

Albourn Translation Services

制图

Jillian Luff, MAPgrafix

文字编辑

Judith Shaw

校对

Sarah Binns索引编辑

Caroline Jones, Osprey Indexing

参考文献编辑

Eva Fairnell

中文翻译

李雪竹 (Xuezhu “Bamboo”
Huff)

封面照片

原木墩: © Global Witness

倭黑猩猩: © Takeshi Furuichi

长臂猿: © Andybignellphoto/
Dreamstime.com

大猩猩: © Annette Lanjouw

猩猩: © Jurek Wajdowicz, EWS

黑猩猩: © Nilanjan Bhattacharya/
Dreamstime.com

致谢

《类人猿现状》第一版是一项宏大的项目，我们希望它不仅能促进当前自然保护、行业及政府实践的积极参与，也拓展对大型类人猿和长臂猿保护的支持。对所有在本书成书过程中做出贡献的人士、参与我们举办的利益相关方会议的人士、供稿人和审稿人、以及所有参与本书制作与设计的人员，感谢你们的付出、建议、专业、支持、适应和耐心！

Jon Stryker和Arcus基金会董事会的资助对本出版物的制作必不可少，感谢他们使我们献给重要读者这样一份类人猿保护关键问题总览的愿景得到实现。

本出版物的问世还有赖于对类人猿现状的全球观，我们想感谢为提升类人猿种群环境调查 (A.P.E.S.) 数据库稳健性，而源源不断提供珍贵数据的所有大型类人猿和长臂猿科学家，他们的贡献创造了类人猿种群环境调查门户网站。这是通过有效率和效益的自然保护行动才能实现的合作。

作者、贡献者以及提供基本数据的人士在每章末尾都有提及，在此我们想再次对他们表示感谢。因为有了他们，本书才得以出版。具体章节和全书由Marc Ancrenaz, Elizabeth Bennett, Susan M. Cheyne, Wendy Elliot, Kay Farmer, Barbara Filas, Chris Hallam, Tatyana Humle, Nigel Kieser, Cyril Kormos, Rebecca Kormos, Sally Lahm, Sam Lawson, Jerome Lewis, Andrew Marshall, Rob Muggah, Sten Nilsson, Tim Rayden, Jamison Suter, Serge Wich, 和 David Wilkie审阅。大多数照片由拍摄者慷慨奉献，他们的名字在每张照片旁都有注明。我们还要感激允许从之前出版的书籍和报告以及内部文件中引用内容的组织机构，在这些引文后均有注明。

特别感谢以下个人和组织：
ArcelorMittal, 《保护区和关键生态系统内及周边手工和小规模采矿》，剑桥大学出版社；Tom Clements, Lori Ann Conzo, Doug Cress, Bruce Davidson, 野生动植物保护国际, Ruth Fletcher, 《森林民族计划项目》，森林管理委员会, Neba Funwi-Gabga, Elisa Gerontianos, Jo Gilbert, 全球见证组织, 大型类人猿存续伙伴关系, Liz Greengrass, David Greer, Martin Griffiths, Groupe Rougier, Paul Hatanga, Matthew Hatchwell, John Howell, Paul-Emmanuel Huet, Kirsten Hund, 国际金融公司, 世界自然保护联盟, Nigel Kieser, Justin Kenrick, Estelle Levin, Julia Marton-Lefevre, Linda May, 马克斯·普朗克研究所, Yekoyada Mukasa, Fiona Napier, Pallisco-CIFM公司, Guy Parker, Bardolf Paul, 人与自然国际咨询, Adam Phillipson, Signe Preuschoft, Chris Ransom, Ben Rawson, Jamartin Sihite, 几内亚铁矿协会, Marie Stevenson, Indrawan Suryadi, Reiner Tetgmeyer, Melissa Tolley, Cristina Villegas, 野生动物保护协会, Glenys White, Lee J.T. White, Serge A. Wich, Elizabeth A. Williamson, 世界自然保护监测中心, 世界自然基金会, Yayasan Tambuhak Sinta基金会, 和伦敦动物学会。还要感谢Phoenix Design Aid公司翻译并重新设计了法语版和印度尼西亚语版。

还有其他许多以各种方式做出贡献者未能归到具体章节内容，如提供内容简介、匿名审阅、策略建议、帮助完成繁冗的必要行政工作。我们还要感谢所有向我们提供宝贵精神支持的人。

主编：

**Helga Rainer, Alison White,
Annette Lanjouw**



照片：加蓬一只名为“大王”（King）的大猩猩孤儿。© Alison White

前言

在 私营和公共部门，当前的主导思想和实践不断主张，人们的发展需求与保护我们赖以生存的生物圈的需求相悖或相斥。其后果就是，人们被要求要么以保护环境的名义牺牲发展，要么以发展的名义牺牲环境保护。然而，本书所描述的情况表明实际并非如此，应当努力找到两者间的互补性目标，或彼此都能接受的权衡取舍与妥协。大型类人猿和长臂猿的栖息地正日益受到采掘业的影响，《类人猿现状：采掘业与类人猿保护》是系列丛书的第一部，本书提请读者关注这一变化中的背景。

《类人猿现状》丛书由Arcus基金会委托，其目的是在世界范围内提高对类人猿现状的认识，同时提高人类活动对类人猿及其栖息地影响的认识。类人猿与人类关系密切，其栖息地与生存极易受到人类构成的各种威胁。

类人猿索引

倭黑猩猩



成年雄性倭黑猩猩身高可达73至83厘米，体重约40公斤；雌性略小，体重约30公斤。倭黑猩猩群居生活，一个群落可多达100个个体。野生倭黑猩猩的寿命尚不清楚，圈养个体的寿命可达40岁。

不同于黑猩猩，倭黑猩猩的社会由雌性主导并有等级制度，雄性的地位来自其母亲的等级地位。

倭黑猩猩为果食性动物，但它们食用的草本植物仍多于黑猩猩。它们也食用小型脊椎和无脊椎动物，亦有报道倭黑猩猩捕猎猴子和鹿羚。

倭黑猩猩仅分布于刚果民主共和国。

目前估测有不到50000只野生倭黑猩猩，该种群的确切数目很难估测。

倭黑猩猩为濒危物种，被列入《濒危野生动植物种国际贸易公约》（华盛顿公约）附录I（更多相关信息见前言末尾的扩展资料：《世界自然保护联盟红色名录类别与标准》及《华盛顿公约附录》）。

黑猩猩



成年雄性黑猩猩直立身高不足170厘米，体重近70公斤，雌性稍小。黑猩猩在雄多雌的群落中生活，一个群落可多达150个个体。黑猩猩寿命可达50岁。

黑猩猩群组内的支配等级制度很强，雄性支配雌性。

黑猩猩以成熟的果实为主要食物，但也食用坚果、树叶、昆虫和小型哺乳动物，包括猴子和鹿羚。人们知道黑猩猩善用工具获取食物，它们会用石头砸开坚果，也会用修整过的小棍从地下掘取白蚁或从蜂巢中取食蜂蜜。

黑猩猩分为4个亚种，分布在热带非洲的不同地区。黑猩猩不仅栖居于低地雨林，也生活在干燥的稀树草原以及海拔可达3000米的山地林区。

目前估测野生黑猩猩在17万至30万之间，该种群的确切数目很难估测。

所有黑猩猩的亚种是濒危物种，被列入《华盛顿公约》附录I。

黑猩猩和倭黑猩猩与人类的亲缘关系最近，有98.7%的遗传基因（DNA）相同。

长臂猿



长臂猿均属长臂猿科，分为4个属：白眉长臂猿属、长臂猿属、合趾猿属、冠长臂猿属，共包含19个物种（目前共4属20种长臂猿，白眉长臂猿属的天行长臂猿于2017年被认定为新的物种，本书成书早于此，故未更新。——译者注）。长臂猿分布在东南亚10个国家，其栖息地类型广泛多样。在一定条件下圈养长臂猿的寿命最长可达40岁，但野生个体寿命通常为25至30岁。

由于物种不同，成年长臂猿的身长在45至90厘米不等，体重在5至12公斤，雄性与雌性间几乎没有体型差异。

长臂猿主要为一夫一妻制，家庭群组通常由一对成年雄性、雌性及其后代组成，不过有记录显示有其他群组结构。长臂猿具有领地性，它们会用大声啼叫的方式，宣告自己的领地并防护该区域免受相邻群组的侵犯。

长臂猿一般特性为果食性，其食物结构的重要部分由果实构成，也食用树叶、花朵，某些情况下还有昆虫和小型脊椎动物。

除东白眉长臂猿属列为易危（VU, vulnerable）外，其他长臂猿均为极危或濒危物种，北黄颊冠长臂猿最近才被发现，尚未评估（该物种于2010年被命名，目前已评估为濒危物种。——译者注）。所有长臂猿都被列入《华盛顿公约》附录I。

大猩猩



大猩猩在大型类人猿中个头最大，成年雄性身长可达140至200厘米，体重120至210公斤。大猩猩是非常具有社会性的动物，通常在2至40个个体组成的群组中聚居。一个群组通常由一只或多只成熟成年雄性（银背）以及多只雌性及其后代组成，由成年雄性率领。大猩猩的寿命可达40岁。

大猩猩栖居在赤道非洲的多种环境中，从低地沼泽到山地森林。

大猩猩主要为植食性和/或果食性动物，其食物构成主要是树叶和草本植物或大量果实。

目前估测约有15万只野生大猩猩，该种群的确切数目很难估测。

除格劳尔大猩猩属濒危外，其他各种大猩猩均为极危物种。所有大猩猩都被列入《华盛顿公约》附录I。

大猩猩的遗传基因（DNA）有97.7%与人类相同。

猩猩



成年雄性猩猩身长可达150厘米，体重可达100公斤，雌性体型略小，通常身长不超过125厘米，体重不超过45公斤。猩猩主要为独居，仅在成年雌性与其后代间存在牢固的社会纽带。成年雄性和雌性独居在一定的家域范围内，或以个体游荡。在一定家域范围内，有颊垫的主雄有第一交配权。猩猩的寿命可达50岁。

根据猩猩在东南亚婆罗洲和苏门答腊岛各自的地方特异性分布，可将它们分为两个物种即婆罗洲猩猩和苏门答腊猩猩（目前共三个物种，达班努里猩猩于2017年被认定为新的物种，本书成书早于此，故未更新。——译者注）。

猩猩的食物构成主要为果实，也包括树叶、嫩芽和树皮。

目前估测有约60000只野生猩猩，该种群的确切数目很难估测。

婆罗洲猩猩的三个亚种均为濒危，苏门答腊猩猩为极危物种（新发现的达班努里猩猩也被评估为极危。——译者注）。它们均被列入《华盛顿公约》附录I。

猩猩的遗传基因（DNA）约有97%与人类相同。

所有信息来自类人猿种群环境调查门户网站：<http://apesportal.eva.mpg.de/>
额外信息来自Elizabeth A. Williamson和Ben Rawson。

图片来源：

倭黑猩猩——Takeshi Furuichi;

黑猩猩——Ian Nichols;

长臂猿——Pakhnyushchyy/Dreamstime.com;

大猩猩——Annette Lanjouw;

猩猩——Perry van Duijnhoven 2013。

为了了解这些威胁的严重性和影响范围，以及避免和减轻这些威胁的可能性与潜力，本书邀请了诸多领域的著名学者和实务人员，他们来自自然保护、产业和学术部门。

Arcus基金会这一举措的目标是每两年出版一套系列书籍，旨在通过对相关问题的客观严谨分析，在类人猿保护和福利与经济和社会发展之间寻求协调一致，对争议、实践及政策施加影响。关于类人猿现状和福利的稳定统计，将来自“类人猿种群环境调查”(Ape Populations, Environment and Surveys, A.P.E.S.) 门户网站 (apesportal.eva.mpg.de)。

在类人猿和生物多样性保护与采

掘业之间的关系上关联有众多利益相关方，本书叙述了对许多关键利益相关方的研究、分析、案例研究及最佳实践。本书将治理、企业社会责任、土地权益、社会发展、国际贸易与趋势等相关因素结合起来分析。通过客观呈现，本书内容会有助于进一步改进当前的自然保护实践，同时提供信息并影响社会各方面，包括商业（伐木、采矿、石油和天然气）、法律（立法保护、行业规）、发展（人类发展），为此本书展现了这些因素如何关联并影响类人猿的现状与未来状况和福利，以及如何影响依赖类人猿栖息地生活的人口。本书作为政策文件的目标，是将类人猿保护引入地方、国

扩展资料I.1

采掘业的定义

《类人猿现状》一书使用“采掘业”这一术语，涵盖为商业利用从土地开采特定资源的行为。使用该术语包括了矿物质（工业和手工业）开采、石油开采、天然气开采、以及圆木或工业木材开采。该词不含清空土地用于农业或种植园、非木材林业产品（non-timber forest products, NTFPs）、捕猎森林中的野生动物。

石油与天然气：指通过钻探和泵送并将钻井液（是一种化学物质与液体的混合物）注入钻孔采集原油碳氢化合物和天然气。

采矿：一般有两种采矿技术，露天采矿与地下采矿。露天采矿移除覆盖矿藏的地表植被和土壤或岩石。露天开采法（open pit/open cast mining）需要将矿物从矿坑中运出，露天剥采（条状开采）法（strip mining）需要将地表层条带式剥离暴露下面埋藏的矿物。山巅移除法（mountaintop removal）指将山顶移除以获取山下深埋的矿藏。地下开采法需要挖坑道或竖井以抵达矿藏。

工业大规模采矿（industrial large-scale mining, LSM）：通常采用大量资本和高科技投入采掘矿物。

手工和小规模采矿（artisanal and small-scale mining, ASM）：指采用低级技术和体力劳动采掘矿物。

圆木或工业木材开采：指从天然林或木材种植园中采集树木，包括锯材、板材和纸浆木材。工业伐木有两类：皆伐与择伐。皆伐（clear felling）通常导致森林被转化为种植园或其他土地用途。择伐（selective logging）采用减轻影响的伐木（reduced-impact logging, IRL），即有限制地开采形式，维持最小清空率和保留小茎直径的树木，同时采取措施尽量减少因伐木造成的环境影响。其他类型的择伐，还有砍伐森林中的特定珍贵树种，而不顾对环境造成的影响。

家、地区和国际各层面的政策对话，以及他们的发展规划和经济规划。

本书关注所有类人猿物种，包括黑猩猩、大猩猩、倭黑猩猩、猩猩和长臂猿，并对有类人猿分布的国家进行专门分析。这包括处于热带地区的众多非洲和东南亚国家。为此，我们委托各方面专家参与研究，包括自然保护组织与个人、产业界、学术界、社会与环境正义组织，经整理他们的贡献，呈现出该领域目前思考与实践的整体概况。

各章重点

本书共10章，前8章考察了采掘业与类人猿保护关系的各个方面，从对每个类人猿物种的影响，到推动商品需求的全球过程，不一而足。第一章讨论了影响采掘业行动的各种全球推动力，以及这是如何影响类人猿栖息地及类人猿种群的。该章突出强调了诸多关于贸易、金融和法律的实例。随后第二章分析了对土地保有者的影响，尤其是与类人猿栖息地和采掘业有交叠的保护区和社区土地的土地保有权问题。第三章在与采矿、油气开采、工业规模伐木影响有关的类人猿社会生态学方面，对现有的了解进行了详细阐述。虽然这是一个少有长期研究（尤其对采矿和油气开采）、较新的关注区域，我们仍根据类人猿分布范围国家采掘业的趋势对相关数据进行了审查分析。之后第四章与第五章，分别描述了伐木业和采矿业的不同阶段，以及其如何影响类人猿。这两章还提供了一些减轻影响策略，使

之可以在类人猿分布与伐木或采矿活动交叠区域保障自然保护目标的实现。第六章也与采矿有关，但聚焦手工和小规模采矿的关系，及其对类人猿保护的影响。第七章和第八章讨论了采掘业的更广泛影响，包括所有采掘业的间接影响（第七章），以及在三个类人猿分布国家（几内亚、加蓬、印度尼西亚），其国家层面的应对措施如何重塑采掘业实践以更明确地考虑环境保护（第八章）。

第二部分有2章内容，关注于野外类人猿现状（第九章）和圈养类人猿现状（第十章）。第十章通过强调圈养类人猿与采掘业之间的某些关联性作为总结。

照片：采掘业越来越多地与大型类人猿和长臂猿栖息地产生交互关系……一只孤独的猩猩。© Serge Wich



第一部分：采掘业与类人猿保护的关系

第一章（全球推动力）

采掘业侵入类人猿栖息地的核心原因，是全球对自然资源需求的快速增长。至2100年，全球人口预期将达到101亿（UN, 2011），全球经济预期至2050年增长2至4倍。（OECD, 2012; Randers, 2012; Ward, 2012）这一轨迹并非简单持续增长，而是将愈发复杂化。本章概括介绍了类人猿分布范围内影响采掘业活动的一些大趋势，以及它们的影响（如基础设施建设、生物多样性丧失、森林砍伐）是如何紧密相关。还详细介绍了贸易协定在影响工业伐木中能够扮演的角色，尽管该作用的影响范围和程度尚不清楚。我们讨论了在国际金融公司（International Finance Corporation, IFC）资助的项目中确保类人猿保护的复杂性。公民社会通过合同法参与自然保护是一种切实可行的方式，但由于对各种大趋势如何相互作用的了解较差，限制了通过影响全球过程来裨益类人猿保护的力度。

第二章（土地保有权）

土地保有权在自然保护中是一个关键问题，在关系到采掘业时澄清土地保有权的相关性也是一个关键问题，本章对保护区内的采掘与社区土地上的采掘两个主题作了详细介绍。通过阐述这两种情形下土地保有权的争议性属性，本章详细说明了当前与土地权利和土地使用有关的土地保有权立法实际多么薄弱。表明不顾消极影响开

发资源的经济压力，如何造成与自然保护的直接冲突，以及如何导致“土地攫取”的问题。对于公民社会在增加透明度中扮演的角色，以及对促进利益相关方参与的减轻影响策略分析，我们也提供了更多细节。减轻影响策略必须在所有层面开展，并配以清晰的土地使用规划，否则不可能纠正采掘业对保护区或当地社区土地的侵蚀。总体而言，政策和监管框架并不能为自然保护提供充分保障，只有通过多种利益相关方共同参与，使上述问题得到协调的机会才有可能存在。

第三章（生态影响）

我们的分析表明，采掘业对类人猿造成的影响并不能用一个简单的结论概括。因产业类型、管理质量、企业作业所处的森林类型以及其他诸多因素的不同，对类人猿影响的范围和严重程度变化很大。本章审视了大型类人猿和长臂猿的社会生态学，以及各种采掘业的影响方式。各种类人猿之间的社会组织 and 生态存在很大差异，但有一个共同点就是所有类人猿都繁殖缓慢，幼崽需要依赖母亲照顾许多年。这导致当类人猿死亡率上升时，种群恢复缓慢。类人猿死亡率上升可能由于人类杀害、疾病或应激情况增多、失去栖息地或食物。来自采掘业的影响，如栖息地干扰、道路和基础设施建设、噪音和污染引入、人口涌入，都会造成对类人猿的一系列影响（捕猎、引入疾病、农业和栖息地干扰等）。本章对它们如何影响各种类人猿进行了审视。叙述了局部规模油气



照片：类人猿和人类有紧密的联系……一只黑猩猩在森林里休息。© Takeshi Furuichi, Wamba倭黑猩猩研究委员会

开采的不同影响，并与更大范围但有时不太严重的林业实践造成的影响加以比较。有些林业类型如减轻影响的伐木（RIL），在有些区域可以与类人猿保护共存，但要根据类人猿物种（有些类人猿对栖息地干扰更敏感）和所坚持的林业管理实践类型。

第四章（工业木材开采）

伐木实践的最新趋势是向更加生态的方向发展，这正在从本质上改变着决策方式，并为弥补政策失灵和缺乏问责制提供了机会，而缺乏生态责任是过去大多数伐木作业的特征。然而，在热带森林采用这些伐木实践仍很缓慢，有关生物多样性和类人猿保护的影响也不清楚。本章考察了可持续林业管理（SFM）的各个方面，并展示了自然保护工作者与伐木公司协作、

减轻伐木对类人猿与其他物种影响的实例。虽然当前实践中的一些变化对森林生物多样性产生了相对积极的影响，但人们的共识是任何形式的伐木都会导致类人猿行为改变。由于缺乏长期研究，因此很难评估大规模伐木的真正可持续性。经济压力使更广泛影响伐木实践面临的挑战复杂化，与伐木公司合作总体上是要减轻伐木的影响而非达成自然保护目标。

第五章（工业采矿、石油和天然气）

在亚洲和非洲，矿物和油气开采都与类人猿栖息地交叠，但相比林业，对于这些产业的影响却鲜有研究。尽管这种交叠程度往往不大，但由于矿产和油气开发增长，其直接影响和间接影响已经造成森林显著消失。本章描述了采矿和油气项目开发的各个阶

段，以及每一阶段对栖息地和野生动物的影响。并提供了对类人猿影响的现有具体数据。还提供了一些项目的实例，这些项目根据自然保护减轻措施等级制度（mitigation hierarchy）制定了有关策略，即在修复和恢复之前先采取预防、避免、最小化和减少影响措施。本章通过审视工业采矿和油气开采对类人猿种群与栖息地的总体影响，介绍了其交叠的程度（在27种类人猿中仅有5种在其分布范围内无采矿项目），并强调了收集对类人猿分布、生态和行为影响证据的重要性。

第六章 (手工和小规模采矿 (ASM))

对36个国家的研究发现，其中32个国家共计147个保护区内，在96个保护区中或其周边存在手工和小规模采矿（Villegas *et al.*, 2012）。由于这种采掘

方式的特点以及大量矿工在高生物多样性区域工作，这意味着对生物多样性的严重威胁。手工矿工被视为最贫穷最边缘化的社会成员。本章将手工采矿活动的范围与之前确认的类人猿栖息地结合起来研究，并详细介绍了目前存在的减轻影响策略。在自然保护、生态活动、人权的背景下，本章阐明了不受控制的手工和小规模采矿对环境的消极影响，这包括直接影响如栖息地破坏，也包括间接影响如水污染和狩猎强度增加。随着手工和小规模采矿进一步侵入类人猿关键栖息地，包括政策和立法发展在内的各种方法与扶贫措施相结合，很可能产生最大的作用。但由于对手工和小规模采矿仍然缺乏了解和监管，加之不健全和腐败的治理结构更加恶化，这些方面几乎没有取得什么进展。

照片：中非共和国的一个市场里出售的腌制野味和野味熟肉，其中包括类人猿肉。
© David Greer/世界自然基金会



第七章 (间接影响)

前几章叙述了采掘业对所有类人猿的直接影响，并强调了间接影响的相对显著作用。这在工业木材开采、工业采矿、石油和天然气开采、手工和小规模采矿中都是相似的。与就业机会和经济利益相联系的人口涌入，随之带来一系列对栖息地和类人猿种群的影响。本章审视了来自多方面的影响，包括道路和铁路建设、管线和工业样带、人口中心的迁移和发展、个体伐木及燃料木材的采集，清空土地用于农业，外来物种和家畜的引入，同时将重点放在三个最紧迫的威胁上：

(1) 狩猎和偷猎增多，(2) 栖息地碎片化和退化，(3) 疾病传播。当项目关闭后采掘业的直接影响相应停止，但间接影响则通常继续并且持续增加。本章还阐释了一些领域的最佳实践，并描述了在控制与限制这些间接影响、确保达到自然保护目的方面，采掘业所作的一些努力。

第八章 (类人猿分布范围国家的应对)

在自然资源开采和经济发展的过程中，为确保不破坏自然栖息地和野生动物种群，采掘业和各国政府都面临许多挑战。在推动全球社会发展中，由于不断增长的对原材料的需求，人们将不断确立并开发商业上可行的开采区域。采矿和伐木作业能够成为重要的经济引擎，帮助实现广泛的发展目标。本章考察了三个具体实例，三

者都在确保与生物多样性保护和谐共处中进行自然资源开采方面做出了努力。在西非的几内亚共和国，努力制定国家战略来抵消采矿对生物多样性的影响，本章对此作了描述和评估。在非洲中部的加蓬，在采掘业的发展中，政府努力确保环境与保护区的相关立法得到考虑，本章对此进行了描述并审视了这一历史过程。印度尼西亚有长期伐木的历史，导致其温室气体排放量居高不下，在这一背景下，印度尼西亚政府确立并实施了伐木暂停令，本章对其经验进行了评估。

第二部分：大型类人猿和长臂猿的现状与福利

第九章 (全球分布与环境条件)

本章根据“类人猿种群环境调查”门户网站的信息，详细介绍了非洲和亚洲类人猿的空间分布。在20世纪90年代至21世纪初，非洲类人猿的“适宜环境条件”不断下降，导致对不同物种和类人猿分布国家的不同影响。对保护水平、社会经济背景、人口密度与类人猿密度之间相互作用的深度分析，为类人猿和长臂猿与人类共存及其活动之间的相互关系，可以提供一些洞见。

在本章末尾，我们对目前了解的类人猿种群热点提供了全球概况，以期人们对大型类人猿和长臂猿存续至关重要的区域引起注意。



照片：利比里亚的手工采矿。© Cristina Villegas

第十章 (圈养类人猿与采掘业)

在大多数类人猿分布范围国家，圈养类人猿的存在有两个原因，一是保护类人猿的法律执行不力，二是对类人猿栖息地的破坏。在所有类人猿分布范围国家，类人猿受益于法律保护而免遭捕猎或活体交易。栖息地破坏和与之相关的直接间接影响、以及故意捕猎或捕获类人猿，均导致不得不建立许多庇护所照顾没收的类人猿。利用圈养类人猿的行业存在，将类人猿用于展示或娱乐的表演，或者作为宠物或在动物园展出，也都对野生类人猿构成威胁。圈养类人猿的问题与野

生类人猿保护紧密相连。本章对类人猿分布范围国家和非分布范围国家的圈养类人猿与福利，介绍了背景情况和现状，之后特别关注了采掘业对类人猿庇护所和救助中心的影响。

总结

在类人猿保护和与采掘业关联的经济发展之间存在各种直接和间接联系，本版《类人猿现状》寻求拓展我们对这一联系的理解。本书审视并提供了从局部背景到全球动态的详细信息，探索了应对及协调这些不同轨迹的最佳选项。虽然有可能采取积极措施，

表I.1

大型类人猿与长臂猿

常用名	学名	分布国家
黑猩猩西非亚种 ¹	<i>Pan troglodytes verus</i>	■ 加纳 ■ 几内亚 ■ 几内亚比绍 ■ 科特迪瓦 ■ 利比里亚 ■ 马里 ■ 塞内加尔 ■ 塞拉利昂
黑猩猩尼喀亚种 ¹	<i>Pan troglodytes ellioti</i>	■ 喀麦隆 ■ 尼日利亚
黑猩猩指名亚种 ¹	<i>Pan troglodytes troglodytes</i>	■ 安哥拉 ■ 喀麦隆 ■ 中非共和国 ■ 赤道几内亚 ■ 加蓬 ■ 刚果共和国 ■ 刚果民主共和国
黑猩猩东非亚种 ¹	<i>Pan troglodytes schweinfurthii</i>	■ 布隆迪 ■ 中非共和国 ■ 卢旺达 ■ 刚果民主共和国 ■ 坦桑尼亚 ■ 乌干达
倭黑猩猩	<i>Pan paniscus</i>	■ 刚果民主共和国
格劳尔大猩猩 ²	<i>Gorilla beringei graueri</i>	■ 刚果民主共和国
山地大猩猩 ²	<i>Gorilla beringei beringei</i>	■ 乌干达 ■ 卢旺达 ■ 刚果民主共和国
罗斯河大猩猩 ³	<i>Gorilla gorilla diehli</i>	■ 喀麦隆 ■ 尼日利亚
西非低地大猩猩 ³	<i>Gorilla gorilla gorilla</i>	■ 安哥拉 ■ 喀麦隆 ■ 中非共和国 ■ 赤道几内亚 ■ 刚果共和国
苏门答腊猩猩	<i>Pongo abelii</i>	■ 印度尼西亚
婆罗洲猩猩沙巴亚种 ⁴	<i>Pongo pygmaeus morio</i>	■ 印度尼西亚 ■ 马来西亚
婆罗洲猩猩加里曼丹亚种 ⁴	<i>Pongo pygmaeus wurmbii</i>	■ 印度尼西亚
婆罗洲猩猩指名亚种 ⁴	<i>Pongo pygmaeus pygmaeus</i>	■ 印度尼西亚 ■ 马来西亚
白须长臂猿	<i>Hylobates albibarbis</i>	■ 印度尼西亚
穆氏长臂猿	<i>Hylobates muelleri</i>	■ 印度尼西亚
阿氏灰长臂猿	<i>Hylobates abbotti</i>	■ 马来西亚 ■ 布隆迪 ■ 印度尼西亚
婆罗洲灰长臂猿	<i>Hylobates funerus</i>	■ 马来西亚 ■ 印度尼西亚
敏长臂猿	<i>Hylobates agilis</i>	■ 泰国 ■ 马来西亚 ■ 印度尼西亚
戴帽长臂猿	<i>Hylobates pileatus</i>	■ 柬埔寨 ■ 老挝 ■ 泰国
白掌长臂猿	<i>Hylobates lar</i>	■ 印度尼西亚 ■ 老挝 ■ 马来西亚 ■ 缅甸 ■ 泰国 ■ 中国
银白长臂猿	<i>Hylobates moloch</i>	■ 印度尼西亚
克氏长臂猿	<i>Hylobates klossii</i>	■ 印度尼西亚
南黄颊冠长臂猿	<i>Nomascus gabriellae</i>	■ 柬埔寨 ■ 越南
北黄颊冠长臂猿	<i>Nomascus annamensis</i>	■ 柬埔寨 ■ 老挝 ■ 越南
南白颊冠长臂猿	<i>Nomascus siki</i>	■ 老挝 ■ 越南
北白颊冠长臂猿	<i>Nomascus leucogenys</i>	■ 老挝 ■ 越南 ■ 中国
西黑冠长臂猿	<i>Nomascus concolor</i>	■ 中国 ■ 老挝 ■ 越南
东黑冠长臂猿	<i>Nomascus nasutus</i>	■ 中国 ■ 越南
海南长臂猿	<i>Nomascus hainanus</i>	■ 中国
西白眉长臂猿	<i>Hoolock hoolock</i>	■ 孟加拉 ■ 印度 ■ 缅甸
东白眉长臂猿	<i>Hoolock leuconedys</i>	■ 中国 ■ 缅甸 ■ 印度
合趾猿	<i>Symphalangus syndactylus</i>	■ 泰国 ■ 马来西亚 ■ 印度尼西亚

注：

1. 黑猩猩亚种 (*Pan troglodytes*)；2. 东非大猩猩亚种 (*Gorilla beringer*)；3. 西非大猩猩亚种 (*Gorilla gorilla*)；4. 婆罗洲猩猩亚种 (*Pongo pygmaeus*)

扩展资料1.2

世界自然保护联盟红色名录等级与标准，濒危野生动植物种国际贸易公约（华盛顿公约）附录

世界自然保护联盟物种存续委员会对每一物种及亚种都界定了不同等级（IUCN, 2012）。该标准可用于分类学中种及以下的单位。为了赋予特定的定义，类名必须满足一系列标准。所有大型类人猿和长臂猿均归入极危、濒危或易危等级，本部分资料对这三个等级标准的确定作详细阐述。

关于世界自然保护联盟红色名录等级与标准的详细情况（英语、法语或西班牙语内容），可访问如下网站并下载：

<http://www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria/2001-categories-criteria>.

对这份名录的具体使用指南可见：

<http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>.

易危物种，在野外面临灭绝的高风险。成熟个体总数不超过10000只，在过去10年或过去3个世代有迹象表明种群规模持续下降，且数目显著降低（达50%）。

濒危物种，在野外面临灭绝的很高风险。成熟个体总数不超过2500只，在过去10年或过去3个世代有迹象表明种群规模持续下降，且数目显著降低（达50%）。

极危物种，在野外面临灭绝的极高风险。成熟个体总数不超过250只，在过去10年或过去3个世代有迹象表明种群规模持续下降，且数目显著降低（达80%）。

《濒危野生动植物种国际贸易公约》附录I、II、III，是赋予不同保护级别或类型以避免过度利用的物种名录。

所有类人猿均列入附录I，附录I包括“公约”所列动植物中最濒危的所有物种。这些物种濒临灭绝，《濒危野生动植物种国际贸易公约》禁止这些物种样本的国际贸易，除非用于科学研究等非商业目的的进口。在此例外情况下，必须取得正式颁发的进口许可与出口许可（或再出口证明）贸易方可进行。“公约”第七条规定了对该项一般禁令豁免的几种情况。具体信息可见：<http://www.cites.org/eng/app/>

以上所有信息来自<http://www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria>以及<http://www.cites.org/eng/app/>

但未来工作需要现有方法的作用进行核验，并且提出大胆的建议进一步保障协调开展，以及确保建议的落实成为政府和行业实践的标准。

人类和动物的幸福都有赖于健康的环境。大型类人猿最关键的栖息地，处于世界最偏远最贫困的一些地区。在这些地方，人们依赖森林土地和食物产出，以维持生计和经济增长，几乎没有其他替代选择。除非存在切实可行的替代选择并能被人们采用，而且人们理解破坏性做法的生态恶果，否则他们仍将捕猎和砍伐森林。人们需要得到国内和国际立法的支持，还需要政府支持使他们能够对自己的生活作出决定，以确保自己和子孙享有可持续且能维持生命的环境。政府、自然保护和发展的非政府组织（NGOs）与采掘业之间的伙伴关系，能够向人们提供这种选择。

理解对维持生命的生态系统和生物多样性的影响，以及为满足全球需求而开发自然资源的影响，这一点至关重要。这将使国家决策层和家庭决策者面对如何满足当下需求与为后代子孙保存资源时，作出明智的选择。就自然资源开采对某一特定动物类群的影响，以及试图协调其生存与人类经济发展的经验，对其进行深入考察有助于建立起这种理解。



主要作者：Helga Rainer, Annette Lanjouw, 和 Alison White



照片：入侵类人猿栖息地的核心是对自然资源全球需求的快速增长。©全球见证组织

第一章

从全球到区域的大趋势：类人猿与产业的关系，以及贸易、法律和金融实例

内容简介

对大型类人猿和长臂猿保护工作的最大威胁，是森林的丧失和非法捕猎。这种影响反映在诸多方面，包括：伐木导致的栖息地丧失、碎片化和退化，出于商业和维持生存目的的农业与食品加工业扩张，基础设施建设扩张，森林火灾，矿业扩张，以及变更土地用途。其他因素还有：如在类人猿栖息地范围内或其附近扩展人类定居点，日益增长的旅游业，野味捕猎的增长，野生动物的宠物交易，以及人类疾病扩散的增多，这些都导致了大型类人猿和长臂猿种群数量减少。对于土地、水源、矿产、能源、食物和林业产品等自然资源的全球性需求

急剧增长，是导致人类入侵类人猿栖息地的核心原因，而这种趋势背后的推手则是多方面的。

本章关注的是影响采掘业扩张、进入类人猿栖息地的背后推手因素，并聚焦在多个大趋势上。而这些大趋势是社会发展和转型的主要动力。通过对大趋势的关注，本章首先详细说明经济发展、人口状况、全球化和基础设施建设等多方面全球性推手的作用；之后，进一步探讨在矿物及其开采、生物多样性和工业化伐木背后推手的影响，并认为这三个方面最能够代表全球化进程、采掘业与类人猿现状及其福利之间的关联。

本章结尾部分考察了大趋势下的三个因素：贸易、法律和金融，并举例说明如何利用这些因素来影响类人猿保护。这部分内容特别检视了欧盟森林执法施政与贸易行动计划（EU FLEGT）、合同法以及国际金融公司（IFC）绩效标准6号（Performance Standard 6），在向客户推介生物多样性保护工作中所发挥的作用。

本章重要的发现包括以下几点：

- 类人猿活动范围内的国家及其周边地区，在未来几十年内其可观的经济增长，会对自然资源和类人猿栖息地带来巨大的压力。
- 新兴经济体中产阶级人数的可观性增长，其消费模式会对类人猿栖息地有剧烈影响。
- 全球化进程的影响可能会成为导致武装冲突的一个因素，尤其是在撒哈拉以南非洲地区；这将直接或间接影响大型类人猿及其栖息地。

- 生产、消费和人口状况的全球趋势的影响相互关联。在风险策略和风险管理方面，新方法不再简单关注个别问题，而是注重系统和模式，推崇通过新途径来应对无数相互关联的趋势和影响因素。

- 公民社会的行动，尤其是将目标指向国际金融机构的行动，可以影响工业行为。

- 一些新近达成的贸易协议在着眼于引入减缓栖息地破坏和退化方面的条款，但其覆盖面仍很有限。

大趋势的全球推动力

本节选取了一些大趋势的全球推动力进行详细介绍。通过着重介绍经济、人口状况和基础设施建设，在自然资源和环境尤其是热带森林带当中扮演的角色，展示了全球化进程、采掘业与类人猿保护及其福利之间的关联。并将一些推动力及其影响用示意图展示在图1.1中。对所有推动力（在图1.1中着重指出）的逐一分析并非本书的关注点，但是本节所着重阐述的三个推动力及其影响，对采掘业和类人猿栖息地可以说是最为相关的。

经济

尽管全球经济发展方向并无定数，但经济的重要性以其作为绝大多数大趋势和影响因素的关键推动力，是毋庸置疑的。在21世纪初爆发的金融危机导致了经济衰退，从而导致了政治经济危机，以及进一步的全球信心危机。

国际清算银行（Bank of International Settlements, BIS，也被称作各国中央银行的银行）分析表明，各经济体中具有最大危机的是发达经济体，以及依靠出口迅速发展的新兴经济体。国际清算银行还表明，只有通过重塑银行业和金融业结构，经济才能走上可持续发展道路。这些情形都对评估全球经济长期发展造成巨大的不确定性。

不过仍有一些预测表明，全球经济在2010至2050年间会增长2至4倍（Ward, 2011; OECD, 2012; Randers, 2012; Rubin, 2012; Ward, 2012），增长率的变化取决于国际社会和各国国内的政策发展和实施方向。这一预测考虑了多种不同的情形，包括目前的商业模式不变，以及其他一些利用投资来解决资源过度开采和环境破坏等相关问题。此外，中产阶级的消费模式也决定了中产阶级群体的快速增长会对类人猿栖息地造成剧烈影响。预计中产阶级（按购买力平价（purchasing parity terms, PPP）计算，定义为日人均支出在10至100美元的家庭单位）群体数量将由2009年的180万增至2030年

图1.1
大趋势下的推动力及其影响



感谢S. Nilsson供图

的490万，这代表购买力将由2009年的21万亿美元增至2030年的56万亿美元。如果保持目前消费模式不变，全球资源很有可能无法维持未来二三十年的消费水平（Wilson and Dragusanu, 2008）。而未来40年，中产阶级数量变化的主力来自于新兴经济体（Kharas, 2010）。

表1.1

2010年至2050年国内生产总值（GDP）年均增长表（以10年为单位计）

时间段	发达国家	亚洲	撒哈拉以南非洲
2010-20	1.8	5.8	4.6
2020-30	1.8	5.1	5.1
2030-40	1.9	4.7	5.2
2040-50	2.1	4.3	5.3

2012年预测

扩展资料1.1

永恒沙巴

永恒沙巴 (<http://www.forever-sabah.com/>) 是一个新倡议,旨在将马来西亚沙巴州的经济转型为多元化、公平公正、生态可持续的“绿色”经济。沙巴州在婆罗洲岛上,占地7.4万平方公里(740万公顷)。这片土地承载着世界上具有最广泛生物多样性和最重要生态意义的一些栖息地,包括对濒危的婆罗洲猩猩和长臂猿至关重要的低地森林栖息地(Wikramanayake *et al.*, 2002)。在过去40年间,巨量的自然资源开采(伐木及由此导致的林地变为大规模耕地)以低地森林的消失作为代价,助推马来西亚的国内生产总值呈指数式增长。这一增长趋势预期仍将继续,马来西亚联邦政府提出了一项新的经济计划,打算在2020年达到高收入经济目标(Prime Minister's Department of Malaysia, 2010)。

尽管有重重压力,沙巴州仍然承诺保护对森林和生物多样性,留置了大片地区作为保护区,并且实施了可持续化森林管理策略。不过这些举措在日益增加的城市和商业社区面前缺乏支持,并且还导致了原住民社区的边缘化,愈发加剧了对剩余森林的压力。

永恒沙巴倡议提出一项综合性方案来扭转目前的形势,这一方案将动员具有不同背景的利益相关群体,包括政府、社区、产业、公民社会(即非政府组织等——译者注)、科学家和自然保护组织,一起为共同的可持续的未来描绘蓝图。在国家政策导向于刺激商业发展和经济富足的大环境下,永恒沙巴倡议提出一个最佳的商业模式以形成切实可行的机制,使之既能吸引投资、增强政治牵引力,又能确保法律和政策框架的实施能够激励、支持并强制向可持续化转变。

这一项目的目的,是催化自然资源保护和经济发展的关系发生一些根本性改变。对于商业群体,这意味着逐渐渗透一个“三重底线”(“triple bottom line”)的关注点:衡量其行为是否对经济发展、社会公平和生态保护有益。对于自然资源管理者来说,这意味着推出促进企业可持续发展的措施,以此维持企业管理所需经费并有资金支持生态系统恢复工作。同时,强调研究和技术转换以及影响力统计,从而确保可核实的生态净收益。

为了实现上述目标,永恒沙巴倡议将确定一系列“模式”项目并协助其实施。这些模式项目计划在栖息地保护、可再生能源、废物处理和农业等方面,使其标准实践改变形态和多样化;尤其将重点放在乡村地区,为当地创造“绿色工作”,并对日益消失的森林资源减轻压力。模式项目将以商业金融模式为基础,其着眼点更高于所谓的“最佳实践”,目的是在能源、资源利用、废物处理和公平的社会利益等各方面,展现一个积极负责的生态足迹。

永恒沙巴倡议一旦实行,各项项目将扩展规模以获得更广泛的影响。比如以社区为基础的微型水电企业将提供电力和可持续的水资源供应,从而激励当地的水域保护;而这又进一步为向国家电网输送更多的电力提供了可能,也能减少对化石燃料的全面依赖。

总之,这一系列模式项目,计划提供切实可行的创新方案来达到以下政策目标:创建更加绿色的经济,减少对传统经济推动力的依赖,实现对低地森林和生物多样性的长远保护,以及减少二氧化碳和甲烷的排放。

对新兴经济体将呈现显著经济增长鲜有争议(见表1.1),而由此带来的全球经济实力转换和新生经济平衡,将主导全球和国际政策格局。由于大型类人猿和长臂猿所处的很多国家都将在未来几十年里出现显著的经济增长,从而将显著增加对自然资源和它们的栖息地带来的压力。为了满足经济的日益增长需要,采掘业将继续向处女地扩张,其中就包括类人猿活动的栖息地。

伴随创新和技术发展诞生了一个新的概念:全域绿色经济(a ubiquitous Green Economy)。绿色经济的根本是自然资源的可持续发展。相较于传统经济,绿色经济的基础是有效利用资源,使用可回收原材料,减少废物产量和污染。由此带来的改变包括:更多使用可再生资源、绿色建筑、清洁能源交通、可持续垃圾处理、可持续水源及土地管理,等等。目前估计,全球人口对自然资源的使用超过地区可持续供给量的50%,因而找到另一个不同于现有经济模式的新方案正在被提上日程。相比现有的商业模式,在绿色经济模式中,经济发展对大型类人猿栖息地的更多积极影响,体现在保护关键生态系统和生物多样性被赋予更多价值。

人口分布

2010年至2050年,全球人口很有可能将从70亿增至93亿,并在2100年达到

101亿。预计撒哈拉以南非洲人口将在2010至2050年间增长12亿(130%的增幅),同期东南亚人口将增长2亿(Population Reference Bureau, 2011)。由于预期人口增速非洲远高于亚洲,非洲自然环境受到的影响也会呈加速度增长,而亚洲环境被影响的速率则相对缓慢。

预测人口增长指向将集中在乡村人口,这也愈发加剧了对自然环境的影响。在最不发达国家,2010至2015年间乡村人口将增长2.68亿,即增长45%。同期撒哈拉以南非洲总乡村人口预计将增长3亿,即增长57%;而相较于此,东南亚的乡村人口预计将减少0.73亿,即下降22%。撒哈拉以南非洲尤其是西非的乡村人口增加,将对自然资源带来持续增加的压力。贫困是这一地区面临的首要问题,因而消除贫困发展经济将使这些国家的类人猿栖息地受到剧烈的影响。

最后要指出的一点,未来人口趋势是预期寿命增加,预计这一趋势2050年将在全世界广泛普及。目前大约有5亿全球人口年龄在65岁及以上,而预计这一数字将于2050年增至15亿,于2100年增至22亿。这一趋势对政府的经济影响将体现在养老金、健康保障和护理方面,目前这些方面的支出占国内生产总值的10%至20%,但到2050年将增至30%至40%(Franklin and Andrews, 2012)。



全球化

对全球化有一个定义是:加强、加深、加速世界范围内的互联。然而目前尚无关于全球化的清晰界定(见扩展资料1.2)。由于全球化在众多层面(如人口分布、政治、社会和文化的变化、教育等)对全球各国都有广泛影响,本节将探索全球化对亚洲和非洲恶性冲突的影

照片:加蓬的一个偏远村庄。撒哈拉以南非洲农村人口增长可能会增加对自然资源的压力,很可能对类人猿栖息地产生显著影响。
© Alison White

扩展资料1.2

全球化的多面性

2007年，联合国环境规划署（United Nations Environment Programme, UNEP）将其发行的《我们的星球》（*Our Planet*）杂志2月刊主题定为“全球化与环境”。对于大型知名企业来说，全球化为他们提供成长和对资源更有效分配的机会。对于其余参与者而言，由于全球化实质上在鼓励增加消费，因而它是导致环境破坏的主要载体。我们特别提到这期杂志，是因为其中文章的多位作者对全球化的意义贡献了非常多元化的观点，而没有任何一个作者尝试提出一个清晰的定义，因此，我们说对全球化进行定义非常困难。全球化缺乏确切定义，加之全球化与环境变化两个话题很少被同时提起，这对于那些希望更好的理解全球化和环境变化、尤其是与生物多样性减少之间关系的人们来说，非常令人沮丧。这部分我们将探索全球化通常代表什么涵义。

地理空间及其政治因素

全球化显然具有地理空间方面的内涵，但经济方面的内涵则更占主导。经济全球化的支持者——全球主义者，倡导并支持自由市场在地理范围上扩展；而对全球化持怀疑态度的群体——全球怀疑论者，则认为这仅适用于发达世界国家。因而全球主义者比全球怀疑论者认为全球化的范围更广泛。自然保护主义者通常认识到全球趋势，但同时也更清晰地意识到这些趋势在局部地区有不同的效应。

国家界限的消退

出于上述原因，很多人认为“全球化”（globalization）更应被称为“国际化”（internationalization）；因为“国际化”更加强调了各国各地区在与全球化相关联的进程中的作用。对于全球怀疑论者而言，全球化是一个设计制造的过程，而对全球主义者来讲则是一个“自然的”、最好不受政府规制约束的过程。这两个阵营对放松管制的好处也持不同观点。在历史上，环保运动主张增加了大量规制，其中最显著的是自1970年代后扩增的国际条约。

政治议程

全球主义者通常是对政治权利持有新自由主义（指自由政治行动和倾向于国家减少对市场干预（如通过关税和补贴（自由贸易））的理论，主张更加私有化、减少国家官僚、支持社会供给。——译者注）经济思想的群体，而全球怀疑论者通常在政治上是左倾的。当然这样粗略的分类也有例外。有些左翼的人士就支持全球化改变了国家作用的观点，但是认为这是一个不幸的事实而非值得庆祝的事情。他们看到由市场滋生但留给政府来解决的负外部性责任，而要消除市场负外部性的花费（指在生产者和消费者之间由交易外因素导致的间接交易开销，如伐木公司和海外消费者受益于伐木，但由此破坏的食物资源导致当地人口食物短缺。——译者注）对居民所造成的负担远大于商业机构。在这个观点看来，全球市场的失败多于繁荣，且往往对环境造成灾难性的后果。

大流动

全球化常被理解为商品、人员、资本和思想的大流动，且这些流动是有史以来最频繁最广泛的。很多人都比以往更多地感受到移民增多，跨国公司涌入当地市场，外国文化产品的

渗透，等等（Smith, 1990）。当然，这些大流动多以政府管制或者放松管制的形式加以控制。但显然其他类型的一些流动即使有可能控制也很困难：比如温室气体的排放或入侵物种的扩散。

忽略互赖关系

最近一次全球金融危机凸显了全球不同地区金融和经济方面的联系，但更重要的是这种联系程度要求各国政府采取集体行动才能解决跨国界的问题。然而，各种全球化理论对政府间互赖关系鲜有关注，而更多关注的是如公民社会成长之类的问题（Martell, 2007）。

互联性

与全球化紧密相关的，与其说是政府和市场，不如说是新型人际互联。而这并不仅是由于人员大流动，还得益于电信领域的技术进步。自互联网问世以来，信息传输的速度和容量急速增长，显然已经突破了空间距离的限制。人们已经不难想象维持相隔万里的社交关系。

全球化意识

电视广播技术的发展，使得世界各地几乎可以同时通过卫星转播观看新闻事件，这也进一步增强了人们对全球互联性的感受。电信业的进步不仅扩大了其受众面，同时也有助于唤起全球化意识。各种跨国行动，包括环保主义者和反全球化的行动，也能唤起这样的意识。

不平等与文化

大流动与互联性在跨地域的增加，对文化有不同程度的影响。随着外来思想、产品与人员的增多，很多人感受到文化的融合性（cultural convergence，指文化越来越相似。——译者注），也有很多人感受到文化的混杂性（cultural hybridity，指文化互相交叉而产生新的混杂产物。——译者注）。文化独特性的丧失，以及西方文化尤其是美国文化的主导，引发了很多忧虑。热衷于保护生态系统免于入侵物种的自然保护主义者，也有及其相似的担忧。具有讽刺意味的是，在当地居民看来，肩负环境保护使命的国际环保组织大量涌入，也可能被视为一种入侵。

新帝国主义对全球化的理解在一些群体中受到追捧，其中也包括反全球化运动。这些群体指出，全球化带来的是代价与利益分布不均。其他地方，也有对由全球化引发的总体社会经济后果的担忧。全球主义者主张整体趋势是人群总体财富增长，而反对者指出同样的数据显示了相对贫困的增长（Hirst and Thompson, 2000）。

全球治理

对不断涌现的不平等的担忧，激发了更好地塑造全球化的意愿。尽管目前全球民主的目标仍仅是一个愿望，全球治理却已经提前传播开来。针对一系列问题的行为标准、决策程序和国际法规持续不断增长。人们有理由提出将环境治理作为全球治理的一个范例（Biermann and Siebenhuner, 2009）。而正是由于环境治理本身就是全球化的一个表现，因而与此相反，全球化对环境的消极影响也就成为全球化的一个关键方面（Zimmerer, 2006）。（作者的意思是：环境问题是全球化发展的结果，环境治理又要依赖全球化进程。——译者注）

响，以及由此对类人猿及其栖息地带来的影响。对全球化与环境的进一步探讨可参见扩展资料1.2。

全球化有可能增加针对自然资源的武装和非武装冲突。过去20年中，在非洲和亚洲都发生过严重武装冲突影响在当地生存的大型类人猿和长臂猿的栖息地及其生存条件的事件。自1946年以来，除坦桑尼亚外，所有大型类人猿活动范围所在的国家均经历过某种形式的国内冲突。冷战过后，大型类人猿居住地有40%发生过内战（Benz and Benz-Schwarzburg, 2010）。在过去50年中，国内全面武装冲突在撒哈拉以南非洲地区发生的比例逐年增加，且有继续增长的趋势。战争中各方在利用热带森林作为掩护的同时，也在开采森林资源并进行贸易交换来换取战争资金。这些地区对类人猿的影响是切实存在的，例如在刚果民主共和国东部Kahuzi Biega国家公园，东非低地大猩猩种群数量急剧减少，同时有大规模屠杀山地大猩猩的现象（Yamagiwa, 2003; Jenkins, 2008）。在这一地区，导致冲突的导火索被认为是对该地区贵重矿物的开采，而类人猿栖息地也包括在该地区内。

加剧和潜在引发冲突的因素是某些自然资源的富集或缺乏（Cater, 2003），同时，包括贫困、教育水平低下、种族、不平等、腐败和外来侵略在内的因素，都对武装冲突的发生或持续起着推动作用。此外，政府低效、法治缺乏、对腐败无监管，也使一个国家发生内战的可能性增加30%至45%（World Bank, 2011a）。有证据表明，通过利用新增的财富来实行必

要的改革，以减少贫困、促进教育、加强治安，是防止未来冲突的关键因素。当前有15亿人口居住的国家正在遭受有组织犯罪及政治暴力的危害或是正处在危害恢复当中，这些人口中很大一部分人的生存，依赖于对自然资源的获取和利用。这些正常生活受到影响的群体，在冲突期间以及冲突过后出于生存所迫，会以不可持续的方式利用自然资源，从而又加重了自然资源的负担（McNeely, 2007）。这部分重点阐述了通过监控撒哈拉以南非洲地区大型类人猿活动范围为主的地区未来冲突情况，来更好地保护当地的大型类人猿种群和栖息地。

基础设施

实体基础设施在为经济增长和发展提供可能性方面至关重要。基础设施不仅仅是经济和有形资产面向开放互联市场的手段；也为各种工作搭建联系、促进竞争；还通过增加社会流动性、改善住宅条件、增强生命安全、减少贫困等方面提高整体生活质量。因此，发展基础设施被看作是为更好的经济和社会环境创造条件。不过，有些投资项目对土地使用和环境有消极影响。例如在交通运输基础设施上的投资会增加尾气排放与污染，进一步导致对自然资源开采的增加，很多时候甚至是无限制的开采（Wright, 2010）。

令人担忧的是现今基础设施规划不足，因为规划要依赖现有建筑结构，更甚者有些基础设施已有三四十年历史。未来几代人和未来社会形态所需

要的设施应当作为规划的关注点，同时应该把目光放在未来50年至100年的需求上，而非单纯满足当下所需。

热带非洲和东南亚国家将充分利用全球在经济发展和人口增长推动下对他们商品的需求机会，然而现有的运输网络对达成这个目标构成了限制。例如，印度尼西亚在整个东南亚具有最低的道路密度，毫无疑问，当地政府把通过发展基础设施来充分挖掘自然资源方面的经济潜力，作为工作重点（Moser, 2011）。世界银行和非洲发展银行一些未来投资，旨在为连接非洲乡村人口（占其总人口的75%左右）与市场提供帮助；这和东南亚的规划情况相似，将对大型类人猿和长臂猿产生巨大影响。增加的路网将使它们的栖息地更加碎片化，并将曾经无人踏足的地区变得开放，导致对自然资源的进一步开采。我们将在第七章深入讨论森林退化与碎片化、打猎与野生生物种偷猎增多的情况。

大趋势的影响面

本节重点关注一些推动力的影响面，以及这些影响面在大型类人猿和长臂猿现状中的角色作用，但其实推动力与影响面并无严格界限。当影响面达到一定临界点就会转化为发展的推动力，并且主要推动事物向劣势方向发展；而因与果通常也没有明确的分界线。本节将聚焦在采掘业与类人猿保护的关系上，关注讨论以下几个大趋势的影响面：矿物及其开采、生物多样性、工业伐木。

矿物及其开采

矿物与金属是全球经济的支柱，交通运输、能源、住房、医疗卫生、农业都严重依赖这些从世界各地开采出来的原材料。由于经济和人口数量的增长，过去100年里矿物用量有巨大飞涨。从1900年至2005年，对建筑材料的开采增长了34倍，矿石和工业采矿量增长了27倍（UNEP, 2011a）。针对未来矿物需求，以2050年为预测点进行的一系列分析显示，如果一切照旧，届时总资源需求量将达到每年1.4亿吨。这代表人年均开采率将从2005年的8至9吨升至2050年的16吨。这样的开采量不是可持续的。预测显示，如果把投资注入以可持续发展为导向的创新项目，工业消费和生产结构将发生巨变，使得单位资源消耗的产出远高于现有水平（UNEP, 2011a）。

在现有商业模式下，资源开采量大幅增长导致对土地的竞争增多、土地利用方式改变以及基础设施大规模扩张，这些方面都将影响并扰乱生态系统与野生生物栖息地。这一预测的意义体现在对于非洲和亚洲国家，他们将更有可能利用开采的矿物资源作为保障经济发展增长的关键策略。非盟在2009年提出了一个采矿业愿景，确认了对于非洲发展至关重要的一些资源。这不仅强调了发展的经济激励，还为此发展方向提供了强有力的政治保障（African Union, 2009）。

矿物及采矿业对环境影响的另一层面，是低品位矿物使用增多对废弃物和能源的影响。全球平均铅品位从1998年的0.75%降至2009年的0.5%，由此可见一斑（ICMM, 2012）。对低品位矿石

矿物的开采，需要消耗更多能源并增加废弃物排放量。在20世纪40年代，生产1吨黄铜产生25至50吨废弃物，而现今同样生产1吨黄铜则产生250吨废弃物。不断增长的能源需求用以提取铝、铁、硅、镁、钛等元素相关的矿石，很可能被禁止开采。此外，许多新型环保科技如风力发电机、高效灯泡、电动车电池等，都需要用到很多稀土金属（rare earth metal, REM），而这些资源产量有限，主要开采自中国。这将引起针对资源的国际局势紧张，并且将持续发生资源争夺，尤以非洲为甚（Bloodworth and Gunn, 2012）。

许多类人猿活动范围内的国家是矿产大国，如几内亚盛产铝土矿，刚果民主共和国盛产钴。在类人猿栖息

地内特许建立矿业，已证实会对栖息地碎片化（指生物优先选择或需求的环境的面积缩小、连续性降低，导致栖息地呈片状。自然的碎片化通常范围局限，如来自风暴或火灾的破坏，而人类活动导致的碎片化则可能范围巨大。——译者注）和栖息地丧失产生影响。此外，矿物资源在较贫穷的国家通常与贫困和不稳定联系在一起，而这也推动了几百万人赖以维持经济来源的非正规手工小规模采矿（artisanal and small-scale mining, ASM）。勘探与开采范围的逐渐扩大，也会进一步侵入类人猿活动范围。第五章和第六章将会更深入探讨工业规模采矿与手工小规模采矿对类人猿栖息地直接和间接的影响。

照片：在照常经营模式下采掘业扩张引发土地竞争增多导致的影响，会显著影响和干扰生态系统和野生动物栖息地。
© Jabruson, 2013. 版权所有
www.jabruson.photoshelter.com



生物多样性丧失与森林砍伐

人们对生物多样性的理解与相关知识仍不完善。目前估计全球物种数量在200万至1亿种之间，而仅有4.5万种物种经过评估；被评估的物种中有2%已经灭绝，7%极度濒危，11%濒危（Convention on Biological Diversity (CBD) Secretariat, 2010）。我们还未完全理解生物多样性对人类福祉的重要性。而有些物种，比如蟑螂，可以为我们提供控制细菌传染和传染病爆发的关键。蟑螂身上有9种分子有细菌毒性；由于细菌对抗生素的抗药性日渐增强（Bouamama *et al.*, 2010），从自然界（在此例即从蟑螂中）寻找解决方案的机会变得更加重要。

然而生物多样性水平预期在未来几十年内将显著降低。陆生生物多样性，以平均物种丰度衡量，预计将在2050年前再减少10%，成熟林在同期将减少13%（OCED, 2012）。这种生物多样性减少的推手，是农业扩张与商业化林业活动、基础设施建设、人类活动侵入、栖息地碎片化、气候变化以及污染等等。生物多样性丧失最严重的地区，将在非洲、拉丁美洲、加勒比地区和亚洲。由于发达国家消费者对来自拥有高生物多样性的发展中国家的商品需求增加，国际贸易已经与生物多样性保有状况下降联系在一起。

森林砍伐将对热带生物多样性有格外突出的影响。在现有商业模式下，由森林砍伐带来的物种灭绝的恶劣情况，在拉丁美洲、撒哈拉以南非洲和东南亚都有发生。在4500种依赖森林为生的物种中，森林砍伐将导致其中9%至27%的哺乳类和两栖类在2100年前

灭绝（Strassburg *et al.*, 2012），数值的差别取决于使用何种分析方法。实际上，在非洲的森林砍伐总量是年均3.2万平方公里（320万公顷），在亚洲是年均2.4万平方公里（240万公顷）；但由于中国大面积的人造林，亚洲净森林面积并无流失。大量森林流失主要发生在热带区域，而森林面积增加则发生在其他气候地区（FAO and JRC, 2011）。

由于大型类人猿与长臂猿主要栖居在亚洲和非洲的热带丛林中，森林砍伐对它们生存的影响可能会非常显著（见第三章）。不过目前对于森林砍伐的原因还没有一致结论，可能的原因包括：出于维持生计的农业耕作（Sanz, 2007; Kissinger *et al.*, 2012）、商业化大型农业（其中包括对生物能源所需的生物质（生态学中的概念是指某一时间在某一特定生态系统中生物活体的总量，在可再生能源资源概念中，是指活的或刚死去的有机体，可用于产生能源。——译者注）及食用油需求的增加）以及耕作方式转变（FAO, 2010a, 2010b）。采掘业通常需要足够的基础设施延伸到达矿藏金属储备点，移除贵重木材，并将这些商品转运到市场。这导致采掘业进一步加剧热带森林碎片化和生物多样性丧失。最突出的例子是乍得和喀麦隆的石油管道项目，它不仅横穿类人猿栖息地，还对Bagyeli原住民社区造成影响，他们神圣的地域受到威胁，很多人不得不搬离旧土，重新选择地方扎营（Nelson, 2007）。

不过随着时间推移，城市人口增多带来的需求很可能会使森林砍伐的

推动力发生转变，目前最主要的影响方面是农业贸易。由于预测一致认为森林砍伐仍将继续，尤其是对食物与生物能源的需求增加，从而导致森林变为农业用地，我们不太可能看到零森林砍伐率的场景在可预见的将来出现。

工业圆木

据估计全球有200万人在热带木材领域的林业工作，其中一多半都在东南亚（FAO, 2011a）。这一地区的林业对其经济的贡献每年约为200亿美元；而在刚果盆地，这一数字大约是18亿美元，尽管数值小于东南亚，但其在国内生产总值的占比是相当的（FAO, 2011b）。

对工业圆木的需求，包括工业原木材（如锯材、胶合板材、纸浆木、其他工业圆木）在内，可能将由（2012年的）15亿立方米增至2020年的23亿立方米（FIM, 2012）和2030年的39亿立方米（Indufor, 2012）。对工业圆木需求增加的重要推动力主要是人口增长，其中大部分集中在新兴市场，如印度、中国、拉丁美洲、加勒比海地区及非洲。虽然新兴经济体人均木材消耗仍低于成熟市场，但由于人口增长其需求将构成圆木需求增长量的绝大部分。其他推动力还有经济的增长，由于生活水平提高，圆木消费量紧随国内生产总值而增长。当然当国内生产总值达到一定水平，对林业产品和木材的消费量就开始下降，因为人们开始由传统纸制品转向电子产品。

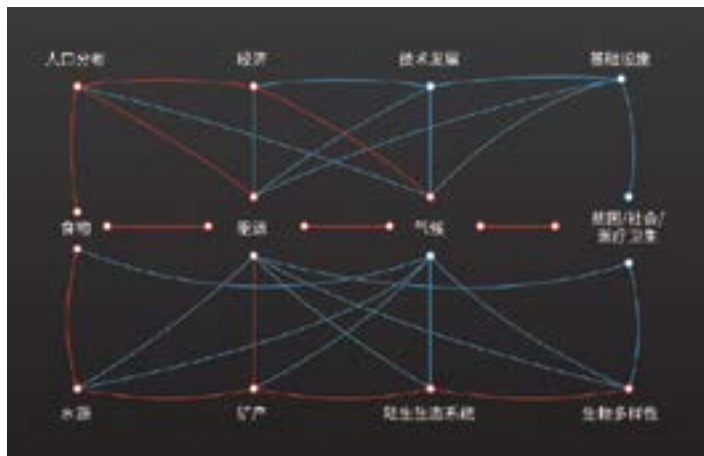
在2012年，人工造林产出的木材供应大概占全球工业圆木总需求的33%，



照片：工业圆木需求导致的供应增加预计将来自自然资源，这与类人猿栖息地的交叠已是现实，且仍将进一步扩大。© Alison White

预计2050年将在24%至35%之间。其余木材需求将来自热带与北方自然林和半自然林，因此预期这些森林资源将面临更大压力。由于北方森林的地域所限，出入不便，其他更触手可及的森林将承受更大的压力（Indufor, 2012）。2010年，非洲有大约1.16亿公顷的赤道林被划作木材和非木材产品使用。自1990年起，中非、西非和东非的森林覆盖率持续下降，而这也是所有大猩猩和黑猩猩出没的地区（FAO, 2011b）。在印度尼西亚，类似场景也在上演，超过半数的森林被划为木材生产用途（FAO, 2010a, 2010b），这其中一半是大多位于Papua与加里曼丹（Kalimantan）的原生林。加里曼丹是濒危的婆罗洲猩猩（*Pongo Pygmaeus*）的最后一座生存堡垒。对于工业圆木需求量的增长，预测其供应将来自自然资源；这些资源产地与类人猿栖息地恰好交叠已是事实，而这种冲突还将加剧。这个问题将在第四章作深入讨论。

图1.2
大趋势互联性关系图



感谢S. Nilsson供图

互联性、复杂性和新范式？

目前，人类对于大趋势的影响面和有效抵御这些影响的办法，已有足够的科学知识理解（FAO, 2009; Lambin and Meyfroidt, 2011; WWF, 2011; Franklin and Andrews, 2012），然而却仍未采取行之有效的措施来改善现状。而且一个诱因的影响面可以引发连锁反应导致其他诱因的作用，这也使情况复杂化。前面讨论过的一些大趋势的推动力与影响面，特别直接影响到类人猿及其栖息地，但同时它们也具有其他方面更深远的影响，比如气候变化、贫困及食品消费需求。这些因素的互联性很复杂，我们用一个简单的示意图（图1.2）以人口变化为例，展示随之产生的互联性。

在图1.2中，用红线的连接表示人口分布的大趋势如何通过需求增加及劳动力数目增加带来经济增长；而经济增长反过来又会促进消费，导致排放量增加，从而促成气候变化。人口数量的增长也会增加食物需求量，二者同时作用，使得资源需求曲线不断攀升。能源消耗增多导致温室气体排放增加，也进一步导致全球气候变化。而食物消耗量的增加还会使淡水消耗增加；能源消耗量的增加也导致人们使用矿物和生物质能源，从而进一步影响陆生生态系统和生物多样性。

虽然我们能够简单地判断以上这些互联性，但对这些影响面的波及范围以及影响面转化为推动力的转化点仍缺乏了解。此外，当多个大趋势同时出现时，判断这种情况下的互联性就更加复杂，目前相关知识仍非常有限。

系统性与范式转换（paradigm shift）势在必行。风险策略与风险管理的新方法不再只关注单一趋势，而是注重系统与模式。目前，信息处理仍主要在内部传播，但范式转换需要知识嵌套与知识网络发挥作用，从而促进利用其他可行的先决条件来应对互相关联的众多趋势与影响面。

调和采掘活动与自然保护的贸易协定、金融活动及合同法

之前的讨论，突出了全球化扩张、人口增多、经济增长、矿物与采矿基础设施增加、生物多样性以及工业圆木这些全球性推动力的影响。考虑到对于政府而言，充分利用经济发展的机会非常必要，因而由政府创造机会引导政策和决策者，来考虑类人猿及其栖息地保护的问题就格外具有挑战性。当影响面是由一系列诱因共同作用的结果，且实际情形不断发展变化时，就导致情况愈发复杂。

在全球对矿物、采矿和伐木的需求将显著增加的背景下，本节提供了一系列贸易、金融和合同法方面已有的和理论性的问题应对框架。我们会举例说明，为何在贸易中越来越多的热带森林木材来自可持续资源；重点突

出介绍通过与采掘业订立合同条款来创造保护类人猿的机会；并将通过展示多边金融机构是如何应对所面临的自然保护与经济发展和谐共赢这一挑战，作为最后的总结。

欧盟森林执法施政及贸易（European Union Forest Law Enforcement Governance and Trade, FLEGT）行动计划

考虑到消费者对热带森林的巨大影响，人们也仅在最近一段时间才开始认识到，由消费热带木材的国家制定政策，可以作为在热带木材领域改善环境和社会标准的有力工具，尤其是在解决与非法伐木引发的各种问题方面格外有效。据估计，非洲在1990年至2005年间丧失了超过57万平方公里（5700万公顷）森林，占全世界森林覆盖面积的1.5%。森林砍伐与森林火灾被认为是最主要的诱因，但出于财政局限，森林管理机构未能以可持续方式管理这些资源也是问题之一（Powers and Wong, 2011）。

出台相关政策来确保木材生产符合出产国法律（包括野生动物法、林业法）和原住民权益，可以为热带森林野生生物减除一个重大生存威胁作出巨大贡献。

为了确保获取合法且可持续的木材供应，木材原产国与消费国的双边协议也在浮现，最主要的一个例子就是欧盟森林执法施政及贸易（EU FLEGT）行动计划与欧盟的“尽责调查”（“due diligence”）相结合，以阻止非法木材流入当地市场。该方案结合了认证系统与能力建构措施，来对木材产地国家进行验证并具有法律效

力。另外，有世界银行在全球范围开展的项目，包括非洲森林执法施政（AFLEG）和欧洲与北亚森林执法施政（ENAFLEG）项目，这些项目与欧盟森林执法施政及贸易行动计划的主要差别，在于后者引入了贸易的内容。而世界银行资助的项目，没有要求有关国家要么采取行动要么面对制裁的强制力。尽管这些项目在施行之初展现了一定的前景，但非洲森林执法施政项目问世十余年，欧洲与北亚森林执法施政项目问世也近十年，这些项目并无大的进展（Powers and Wong, 2011）。

在发达国家中，政府是商品与服务的采购大户，其支出大概占国内生产总值的10%（Brack, 2008）。很多国家在寻求利用这样的购买力，来确保公共部门的购买支出仅限于有合法性与可持续性的木材。这些国家包括比利时、丹麦、法国、德国、日本、荷兰、新西兰、挪威和英国。在英国，有认证的木材占其木材产品市场的80%（Moore, 2012），其中大部分都是由于有公共采购政策。这些政策能够成为供应者的主要推动力（Simula, 2006），采购政策与上述其他一些方法相比，具有更容易入法（具有法律约束性——译者注）、更容易实施的优势。

森林执法施政及贸易项目的进展，是通过自愿伙伴关系协议（Voluntary Partnership Agreements, VPAs）实现的，该协议基于一国与它国单独谈判的基础，加纳是于2009年最早签订此协议的国家，随后喀麦隆、利比里亚、刚果共和国和印度尼西亚等国也签订了自愿伙伴关系协议。每个协议都符合参与国自身国情，规定了合法性的概念和产品标准，对出产国遵守法规改变的行为也需要经过确认；同

时这些协议具有自主性，对贸易协议具有法律约束力。一旦签订了自愿伙伴关系协议，出口国会收到来自欧盟的资金，以支持建立一个系统来规范林业部门的行为，包括追踪产品动向以及为产品向欧盟出口提供证书。这些系统必须在一定的资金到位期后实施就位，此后将只有有证书的木材可以进入欧盟。对于出口国而言这有许多益处，包括：提升进入欧盟市场的途径，欧盟在政治和财政上帮助加强其林业治理，税收与关税带来的收入增加，欧盟提供的发展帮助，新增执法手段以对抗非法活动，以及通过承诺国家善治带来的国际名声地位的提升（Powers and Wong, 2011）。

自愿伙伴关系协议列举准则、指标和验证标准来形成执法活动的基础，并且使用与自愿森林认证程序（voluntary forest certification process）类似的方法。尽管自愿伙伴关系协议不强制要求各国将包括国内贸易的所有木材生产涵盖在内，目前所有国家还是选择签订涵盖所有木材生产的协议（S. Lawson, 电子邮件通讯, 2013年7月）。认证过程是为了确保遵守承诺，需要在一个指定的认证机构和独立公证员的监督下开展。整个过程极为强调合法性、施政力、透明度，以及当地利益相关方的参与，还突出了在全国覆盖面和强有力的能力建构方面认证过程与其他机制的区别。另外还有一些其他的双边贸易协议存在，如澳大利亚与巴布亚新几内亚，印度与中国，但这类双边协议还未能与出口商的行为改变相联系；同时若协议是基于自由贸易的基础，那么提高贸易壁垒还很可能将使现有状况恶化（Brack and Buckrell, 2011）。

目前，仅有一小部分国际交易木材是经过认证且确认为合法采伐的，占全球森林总量的8%左右（FAO, 2010a, 2010b）；欧盟和美国已经开始采取措施，力争确保只有合法木材可进入该地区市场。在美国的具体措施是雷斯法案（Lacey Act），该法案将进出口美

国的非法货物概念扩展以涵盖至在其出口国属于非法范围的货物。非法的定义是：“在州际贸易或国际交易中进口、出口、运输、出售、接收、获得或购买……违反任何外国法律……所获取的、拥有的、转运的或出售的任何植物”，将责任放在进口商身上

照片：目前一小部分国际木材交易有认证，和/或鉴定为合法采伐——占全球森林的8%。© Serge Wich



“There is acknowledgment that extractive industries are moving away from traditional strategies and toward partnership working through engagement with public and private institutions.”

以确认其货品来自合法途径。在欧盟的具体措施是木材法规 (Timber Regulation), 该法规要求有尽责调查, 将确认合法性的责任放在将产品引入欧盟的第一级供应者身上, 而在自愿伙伴关系协议下出产的木材则自动获批。这一系统在2013年开始上线, 其效果如何我们拭目以待。不过也有一些担忧, 如可能有腐败的情况, 以及有些公司可以将木材认证为合法, 但其实并未达到相关的标准与指标 (BBC, 2013)。

归根结底, 所有以消费国为重心的措施 (和证书方案类似) 都依赖于他们使用的标准和指标的质量与执行效力, 同时在应对执法不力、欺骗以及木材流向其他不在森林执法施政及贸易项目范围内的消费国方面, 这些措施则非常薄弱。但如果能够有效实行, 这些措施仍有潜力可作为关键推动力, 推进合法化与可持续化热带木材生产及推进出产国的森林治理。这样的项目也可以在矿业中开展; 不过在消费者与矿产地间的供应链较长较复杂的情况下, 以消费者为导向的项目不太可能有效, 而且决定监管链也不太可能。

通过合同法保护类人猿

多主要的国际法涉及大型类人猿的生存及受到的对待, 其中最重要的是《濒危野生动植物种国际贸易公约》(华盛顿公约, Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, CITES)。在调控木材产业方面, 许多国家越来越多根据此公约确保他们交易的在册木材植物物种为合法

的、可持续的、可追踪来源去向的。在华盛顿公约的附录中大约列有350个树种, 因此来自这些树种的产品受到调控, 以确保没有威胁到这些物种的生存。华盛顿公约还与国际热带木材组织 (International Tropical Timber Organization, ITTO) 一起推进可持续化森林管理, 为发展中国家进行能力建设 (如开展人员培训——译者注), 以有效实践《公约》中相关树种的条款。不过, 各国的执行力并不均等, 即便是在美国国内不同的州之间也存在差异。如在美国的具体实践需要联邦、各州及各地区的协作, 而监控美国的执行情况则本身就很复杂。现实情况是, 很多类人猿保护工作是靠合同与非正式协议约束的, 而这种做法在采掘业已有先例。

我们知道, 采掘业已逐渐由传统形态向与公共和私人机构结成伙伴关系转型。本书涵盖了一些典型事例, 表明由于一些有远见的个人和非政府组织 (nongovernmental organizations, NGOs) 构成的网络协同作用, 成功地改变了业界行为。本节关注的是非政府组织怎样通过利用合同来创立有效的“法律”。尽管很多时候只有通过卷入法律诉讼程序才会学到教训, 但实际情况是, 绝大多数与大型类人猿和长臂猿相关的问题出现后, 解决方法不是在法院, 而是通过合同, 采取法律或行政行为。不过, 用来约束类人猿保护与采掘项目活动的法律通常来自公法与私法的结合, 以及国内法、外国法与国际法的结合。因为这些法律都有一整套法律文件和法律资源, 包括公私合同、贷款协议、规章制度、行政文件如总统令和白皮书。正是在关于类人猿的法律与约束采掘业的法

律交汇之处, 关于采掘业涉及到类人猿保护与福利的许多具体内容, 这决定了它们能够构成有关类人猿的合同条款。

尽管合同起着重要核心作用, 决定了各类项目如何投标以适应政府规定, 但采购法的作用也不容忽视。采购法中规定建设或动工项目如投标的条款包含了调解的成分, 整个采购过程涵盖了关于权益及其实现的问题, 并且与采掘现场有多种交集。采购过程不仅仅是私法与私人参与范畴, 更有政府和国际组织参与, 同时国际组织的法律也在当中起着关键作用。比如世界银行多边投资担保机构 (Multilateral Investment Guarantee Agency, MIGA) 的作用, 可能比政府和一些私人参与者更加重要。多边投资担保机构在合同框架下为私人团体提供保险 (MIGA, 2013b), 该机构是世界银行集团的一部分, 由于他们为私企的行为担保, 所以在推进类人猿保护工作领域很有前景 (MIGA, 2013a)。不过多边投资担保机构提供的政治危机保险 (political risk insurance, PRI) 排除政府制定的非歧视规则, 从而可能使投资者认为有无偿征用的意味 (Comeaux and Kinsella, 1994), 这有可能影响到能使用多边投资担保机构政治危机保险的矿业公司数量, 但却不会减弱与类人猿保护相关条件的可能性, 这些公司也将乐于与之一致, 使多边投资担保机构将目标集中于类人猿保护和福利工作。

当前, 合同法成为反新帝国主义 (指由一国以领土、政治、经济或文化形式对另一国的新统治形态) 主张广泛努力的组成部分, 非政府组织经

常处于攻防要地 (比喻非政府组织处于政府与企业之间——译者注), 因为他们发挥着让人们了解最新情况的沟通功能。扩展资料1.3中展示了非政府组织在波及面广的单一问题中的参与, 可以带来更多对合同及金融专业知识的关注。不过, 我们对采掘业法律方面也已经有很多了解, 据此可以总结出许多关于类人猿保护的教训, 这包括:

“NGOs establish effective ‘laws’ by leveraging the contract approach.”

- 1. 优势利用:** 在清晰了解一个项目的国内外以及公私参与者之后, 就可以决定针对哪些参与机构以及如何有针对性地开展工作, 使之将目标指向公共价值。
- 2. 责任:** 尽管一个项目会有众多参与者, 还是可以针对一个或几个参与者赋予主要责任。例如尽管有50家国际银行对大多数项目进行投资, 实际起领军作用的不过10家左右。
- 3. 反复参与者:** 在目标国家以外、但与其相关的活动在一定时间内多次出现。对于全球性非政府组织而言, 以私人参与者和国际组织为目标通常更有效, 因为这两者都经常参与全球各地偏远地区的项目。
- 4. 有的放矢:** 由于参与一个大项目的不同组织均有其各自的作用和责任, 因此选择一个银行集团加入项目非常重要。在涉及类人猿的保护时, (由于利益相关) 银行集团比政府部门更有可能和你站在同一战线。
- 5. 谨慎对待诉讼:** 诉讼耗费大量时间和其他资源。通常就算一个诉讼案件胜诉, 回报也与付出不对等。最有效的国际法律论坛是国际投资争

扩展资料1.3

采掘业透明度倡议 (Extractive Industries Transparency Initiative, EITI)：能否成为大型类人猿保护工作的模式？

采掘业透明度倡议提供了这样一个模式：在许多发展中国家公民社会团体的积极参与下，提供公众感兴趣的信息报告。已有超过30个国家在实践这一倡议，美国也将加入他们的队伍。尽管采掘业透明度倡议的长期效应还有待验证，但它已经获得来自多国政府、公民社会团体和跨国采掘公司的支持 (EITI Secretariat, 2012b)。那么这一倡议与类人猿及其栖息地保护是否有关呢？

采掘业透明度倡议背后的理论是，准确及时的信息能够使人民更好地监督政府和采掘公司应当承担的责任，这一思路促进了美国相关立法 (Securities and Exchange Commission, 2012) 以及欧盟的监管建议 (European Commission, 2011)。采掘业透明度倡议的核心活动，是由一个“利益相关方组织” (“multi-stakeholder group”, MSG) 资助，在相关国编写并发布报告，报告提供各采掘公司收支及相关国家收入单据的细节信息 (EITI Secretariat, 2012a)。

采掘业透明度倡议的未来还在争议之中，争议的中心问题主要是：采掘业透明度倡议报告中应当包括哪些其他信息，应当如何鼓励各国拓展和深化这一倡议，使其不仅仅局限于所规定的最低标准，以及如何将倡议在各国的工作更好地连接起来，扩展关于公共治理和公共政策的讨论。

采掘业透明度倡议与自然保护的问题有关吗？

采掘业透明度倡议从一开始就是用来解决在管理自然资源收益上遇到的特定问题的：在国际层面上，它没有涵盖而且在近期也不可能涵盖自然保护的问题，目前也不涵盖木材采运业或除石油与采矿业以外的其他工业；这三类产业牵涉天然林改造。有一个国家 (利比里亚) 选择报告木材采运业收益 (LEITI Secretariat, 2010)，但也因不属于这一倡议的国际要求范围，而没有得到采掘业透明度倡议理事会的评估。

尽管如此，各国还是可以选择在采掘业透明度倡议框架内报告任何领域的信息，也可以将采掘业透明度倡议报告延伸至任何自然保护领域。采掘业透明度倡议的关注点也在逐渐扩展，其中部分原因就是由于一些国家在最低要求之上采取了更多举措。采掘业透明度倡议理事会正在考虑使用新的评估系统，以使各国政府为了其自身声望，而选择在他们自己国家扩展采掘业透明度倡议报告的涵盖范围。也许在不久的将来，不排除这种可能即有些国家会将采掘业对自然资源保护的影响，纳入其采掘业透明度倡议报告，并将其呈交理事会进行评估。这种报告的形式可能也会在采掘业透明度倡议支持者中引发激烈讨论：比如一个中非国家的自然保护非政府

组织和一个计划在该国森林覆盖地区勘探矿藏的矿业公司相比，对这个报告应当包括哪些方面，以及未能满足将要确立的标准的后果如何，双方一定会持截然不同的观点。

公民社会在采掘业透明度倡议中的核心参与作用

有一些保障措施来确保各国当地的公民社会团体在项目中的参与，但其有效性取决于政府的态度以及公民社会活动分子积极发声。几乎所有公民社会团体都很重视在采掘业透明度倡议提供的保护伞下面开展工作，因为这为他们提供了与政府和公司管理层交流的机会；但由于治理不善 (这里不仅指政府也指公司——译者注) 带来的问题，导致公民社会团体工作的效果很有限，也使很多人感到困扰。采掘业透明度倡议对数据质量要求很宽松，一些西非和中非国家的报告经常迟交，一些政府数据的质量也有突出问题 (Ravat and Ufer, 2010)。

采掘业透明度倡议与大型类人猿保护有关吗？

采掘业透明度倡议在一些国家的弱势，是没有与自然资源采掘区域的社群建立足够联系。在森林地区吸引当地社群参与自然保护倡议，包括监控各种活动以及参与倡议结构的决策，将之作为像采掘业透明度倡议这样的国际报告系统的组成部分，都有可能使之获得有益的合法性 (指使所提交的报告更有民众基础——译者注)。当然相对于这一优势则是在创建这样的国际系统中，必须经历冗长且复杂的协商过程：采掘业透明度倡议在2002年首次提出，而直到2011年至2012年左右才得到决定性的多数国家报告使其有意义。

结论：采掘业透明度倡议能为类人猿保护提供什么？

采掘业透明度倡议的领域与类人猿保护遇到的问题有一定的距离，但还是提供了一些普遍价值。利益相关方模式的强度和限制作用，为加强现有的保护举措以确保森林地区当地社群的深度参与提供了有力支持。采掘业透明度倡议被广泛认为是政府、私营部门和公民社会中利益相关方的成功合作，因此也可以用来作为参考模式进行复制。

在那些采掘业对类人猿保护有重大影响的国家，其政府可能会被迫将这些内容包括到他们的采掘业透明度倡议报告中，以此显示他们在努力解决一系列资源采掘的相关问题，而不是只关注财政。采掘业透明度倡议无权强制这类报告，且目前也无法评估这些报告的可靠性，因而对采掘公司到政府间的资金流动并无直接影响，但这一现状在未来可能会改变。有些政府和公司对将国际采掘业透明度倡议的规则延伸至自然保护的问题会持反对态度，也有可能有的国家无法利用发展机构为采掘业透明度倡议提供的自然保护方面的资金和技术支持，但如果一个国家想要将自然保护问题纳入采掘业透明度倡议，不存在任何阻力。

端解决中心 (International Center for the Settlement of Invest Disputes, ICSID)，该中心是世界银行集团的组成部分，主要审理投资项目争议。非政府组织不可作为原告，很多时候甚至不能参加听证。

6. 国际公共组织：像世界银行或出口信用机构如进出口银行之类的组织，一直在规则建立与实施方面建树颇丰。

在采掘业领域，通常的做法是几乎不提及国际合约，而主要靠一个多次参与项目、有经验和影响力的参与者，将项目导向积极的变化方向。因此对采掘业和类人猿保护的非政府组织网络予以整合，其实可以对双方都有益处。

在采掘领域的非政府组织，关注各式各样的国际公共法律机构以获得变革，包括国际金融公司 (International Finance Corporation, IFC)、非洲发展银行 (African Development Bank, AfDB)、亚洲发展银行 (Asian Development Bank, ADB)、欧洲复兴开发银行 (European Bank for Reconstruction and Development, EBRD)、欧洲投资银行 (European Investment Bank, EIB)、美洲开发银行 (Inter-American Development Bank, IDB)。

他们的策略是关注来自国际机构内部或外部的变革，内部变革针对的是治理—整合问题，包括透明度、可信度和民主参与度；外部变革的重心在国际机构对更广阔的政治与环境空间的影响力。针对点可能是一个政策或一个项目，其中包含如下3个共同点：特定项目类型 (如采掘业、能

源、水坝、交通)、债务减免、结构调整。实施积极变化的机制通常是与政府机构合作，比如非政府组织取得重大成功的事例有：建立世界大坝委员会 (World Commission on Dams, WCD) (WCD, 2000) 和世界银行监察组 (World Bank Group, 2011)。

非政府组织采用一系列手段来引导变化发生，包括搭建地区、国内及国际的公民社会参与者间的社交网络，抗议活动，游说活动，利用媒体，公共—政治动员，地方能力建构，参与法律行动。其他手段还包括“点名批评” (“naming and shaming”) 的策略，独立研究，教育普通民众和政府代表人士了解关于国际金融机构的作用，从而最终能够影响合同的细节。放眼未来，类人猿保护与采掘业两个领域也许会成为盟友，两者都带来各自资本的和道义或策略的优势；采掘业也可以利用非政府组织关系网络的经验来自下而上地制定法律，从而解决以往实施基本协议或需经法院走法律途径的困扰。从资源利用的角度看，最好的办法是联络非政府组织，整合关系，创建有执行力的合同。

国际金融公司与绩效标准6号

金融机构是采掘业项目资金的主要来源，有不超过50家国际银行提供如此大量的财力资源。公民社会通过这些借贷机构比通过政府或法律系统更成功，只是在工业项目中附加上一些民主的条件。因而提高借贷机构的环境保障标准，就为影响私营部门的行为来降低环境与社会风险提供了条件。

不过在现实中，采掘业的行动与保护生物多样性却不断呈现冲突。在环境价值宝贵的地区也容许采掘业涉足的一些方案逐渐出炉，并整合到借贷的框架中。本部分关注国际金融公司（International Finance Corporation, IFC）的经验。国际金融公司是世界银行集团的一员，是多边私营部门资金的最大来源，其职能是“加深经济发展，鼓励成员国经营有方的私营企业成长，尤其是在欠发达地区，与国际复兴开发银行开展的活动互补”（IFC, 2012a）。

通过8个绩效标准（performance standards, PSs），国际金融公司得以控制并减少有环境与社会风险的贷款。在2009年，国际金融公司的执行董事

会要求对所有绩效标准进行回顾总结。其中对绩效标准6号的评审报告《生物多样性保护与可持续性自然资源管理》陈述称：“在有关关键栖息地的地区，客户需先满足下列条件才能实施项目：项目不能对关键栖息地承载其中物种种群的能力造成可测量的负面影响，且任何濒危或极危物种的种群数量不可减少”（IFC, 2006）。

由于大型采矿业本身的特性，包括移除植被和表层土壤、建设宽阔道路、长期不间断使用大型机械，所以几乎不可能做到保证黑猩猩和其他大型类人猿以及其他任何极危或濒危的物种得到保护，除非能划出大片区域不准许采矿审批。

国际金融公司在2012年1月修订了绩效标准，尤其是其中与生物多样性和大型类人猿最为相关的绩效标准1号与6号2。绩效标准1号通常要求国际金融公司的客户开展社会与环境影响评估，并且建立管理系统与行动计划以应对环境影响。绩效标准1号还要求客户遵守“减轻措施等级”来处理对环境的影响。“减轻措施等级”要求首要目标是“避免”风险与影响，但当实际情况“无法避免”时，客户则要“减少、修复、补偿或抵消风险与影响”。总而言之，绩效标准1号将环境影响补偿，作为国际金融公司项目的关键应对措施；绩效标准6号为如何应对绩效标准1号中要求的评估生物多样性风险与影响，提供框架结构。与2006版类似，2012年修订的绩效标准6号主要围绕3个栖息地类型的分类系统展开：人工改造栖息地（Modified habitat, MH）、自然栖息地（Natural Habitat, NH）、关键栖息地（Critical Habitat, CH），当然，关键栖息地中也包括改造的栖息地和自然栖息地。附录一中总结了国际金融公司如何定义这些栖息地类型。生物多样性与濒危物种都按照栖息地类型分别讨论处理，这些在2012版中作了重新定义。

除了上述栖息地框架结构外，绩效标准6号还重申了绩效标准1号中的“减轻措施等级”。在生物多样性抵消（是专为提供生物多样性裨益设计的自然保护活动，可以补偿因开发对生态系统造成的损失——译者注）方面，绩效标准6号还注明抵消的标准，即应使栖息地保护结果“可有理由预期”达到生物多样性无净损失（no net lost, NNL）；在关键栖息地，抵消的标准要达到有净增长。修订后的绩效标准1号和6号，以抵消损失的方案解决了可能对濒危和极危物种有影响的项目所带来的问题。

一份呈交给国际金融公司的报告（Kormos and Kormos, 2011a）表示，修订后的绩效标准由于使用离散管理单元（discrete management units）的概念而缩窄了关键栖息地（CH）的定义，从而会对包括大型类人猿在内的活动范围广阔的物种产生影响。国际金融公司试图处理这个问题，他们在绩效标准6号的指导说明中加入了如下脚注：

在第1级³栖息地的定义中，可能还需要对一些活动范围广阔的大型濒危和极危哺乳类动物给予特殊考量。由于该定义使用了离散管理单元的概念，导致这些动物物种达不到第1级栖息地的阈值。比如大型类人猿（人科）就应当给予特殊考量，尤其是考虑到它们在人类学、进化化学以及伦理上的重大意义。在有濒危和极危的大型类人猿种群存在的地方，仍可指定第1级栖息地，而不必局限于离散管理单元的概念（IFC, 2012b, p. 24）。

国际金融公司表示，第1级栖息地范围内的项目几乎不可能获得资金支持，不过他们也并不一味禁止所有项目，因为对关键栖息地的影响可以通过国际金融公司的“减轻措施等级”来解决。但仍有担忧认为上述脚注表述不清晰，尤其是对于其他一些不是大型类人猿的物种，它们的活动范围也同样可以很广阔。另外，脚注虽然提及道德问题，但却在提供具体标准前止步了；即便是对于黑猩猩，标准也仅是“可能”能找到关键栖息地。

此外，新的关键栖息地的定义是根据每个项目逐一而论，却没有将国际金融公司所有项目活动影响累积的总和考虑在内（Kormos and Kormos, 2011a; C. Kormos, 数据尚未发表）。在为几内亚和西非制定新的国家范围生物多样性抵消计划的过程中，他们试图解决上述一些问题。不过生物多样性

照片：公民社会通过贷款机构在项目上附加民主条件做得越来越成功，贷款机构环境保障标准的提升为影响私营部门的行为提供了机会。
© Jabruson, 2013. 版权所有
www.jabruson.photoshelter.com



“Lending institutions attaching conditions that seek to mitigate environmental and social impacts is a key avenue to ensure that extractive industries integrate these considerations.”

抵消也仍是一个相对较新、缺乏成功证据支持的概念（见第八章）。在商业与生物多样性抵消计划（Business and Biodiversity Offsets Program, BBOP）中，制定了关于生物多样性抵消的指导原则，发表了几个个案分析，并且继续开展新的研究（见第五章）。

此外，在大多数情况下绩效标准应用于相对后期的项目，也就是到了可行性研究的末尾，但是（正在实施的项目）对环境造成的巨大破坏这时可能已经发生了。应当对项目公司引入法律要求，使他们不论何时从国际金融公司申请资金，都需从项目起始就遵守国际金融公司绩效标准6号，从预可行性研究阶段就开始影响工业企业行为。目前，在任何预可行性研究阶段就采取减少社会与环境影响的行动，还依靠每个公司自己的政策规定；或者在国际金融公司投资勘探时就采取减少社会与环境影响的行动，但这种情况还不普遍。

大型借贷机构在附加条件中寻求减轻措施对环境和社会的影响极为重要，这为确保采掘业将这些因素考虑在内提供了关键的方案。对绩效标准6号的最新修订及改动，重点突出了解决濒危与极危物种保护与采掘业间的复杂关系，而如果不是在项目早期就从国际金融公司寻求资金支持的话，就会更加棘手。公民社会（包括非政府组织、社区组织等——译者注）与私营部门之间的协商沟通不断推动这一进程。此外，处于多边监督之外的银行没有足够动力去执行那些会影响他们利润率的标准，同时也不会将环境与社会考量作为他们贷款的条件。

结论

对于类人猿种群及其栖息地造成影响森林砍伐与捕猎的全球化推动力，尤其是来自人口分布、经济和全球化方面的影响，有着很悲观的趋势。我们需要付出极大的努力来减缓、停止甚至扭转这一趋势。尽管对任何大趋势间一对一的关系目前有一定了解，但人们还不清楚不同的影响在多大程度上相互作用。

尽管关于矿物采掘及木材开采发展速率对类人猿种群与栖息地的影响，已有相关政策规定出现，其中包括以消费者行为与需求为切入点的措施，其有效性仍是个未知数，且实际起效必须有消费国家严格监督。

本章谈到在合同法方面有些务实的行动措施，并重点强调了目前现行的类人猿保护相关法律和公约执行不力；还详细介绍了如何制定合同法从而通过公民社会的行动和与工业伙伴可能的合作来影响类人猿保护。

进一步改进贷款的相关条件以影响类人猿关键栖息地范围内的工业行为，并影响国家政策制定，展现出类人猿保护与行业惯例调和方面的复杂性，这些虽然在做，但其在类人猿活动范围内的作用尚未证实。进一步改进贷款的条件，可以解决采用未经验证的新方法所带来的缺乏清晰度和风险问题。

然而效果仍未显露。考虑到推动力之间相互关联而我们对其却知之甚少，我们必须转变方式承认全球化过程的互联属性及其对类人猿保护的重大影响，而依靠远离目前行为模式的范式转换。倘若有意义的效果出现，未来这方面的研究至关重要。

致谢

主要作者：Helga Rainer

其他贡献者或撰稿人：Eric Arnhem, Laure Cugnière, Oliver Fankem, Global Witness, Cyril Kormos, Rebecca Kormos, LEAP, Michael Likosky, Lorraine MacMillan, Sten Nilsson, Paul De Ornellas, Chris Ransom, 和ZSL

尾注

- 1 绩效标准1号，对环境与社会风险及影响的评估与管理，http://www1.ifc.org/wps/wcm/connect/3be1a68049a78dc8b7e4f7a8c6a8312a/PS1_English_2012.pdf?MOD=AJPERES
- 2 绩效标准6号，生物多样性保护和自然资源可持续化管理，http://www1.ifc.org/wps/wcm/connect/bff0a28049a790d6b835faa8c6a8312a/PS6_English_2012.pdf?MOD=AJPERES
- 3 “在有世界自然保护联盟（IUCN）红色名录中濒危和极危物种经常出现的地区，以及在作为这些物种离散管理单元的栖息地内，要求维持不少于10%的该名目所列物种”；或“在有世界自然保护联盟红色名录中濒危和极危物种经常出现的栖息地，而该栖息地为全球范围内仅有10个或以下拥有所列物种的离散管理点之一”。指南第6条对离散管理单元有如下定义：“有可辨别界限的区域，其中生物群落的特征和/或管理遇到的问题彼此间类似，而同其临近区域相比则有较大差异。离散管理单元可具有或无实际的管理区域边界（如受法律保护的区域、世界遗产原址、关键生物多样性地区（KBA）、重要生物多样性地区（IBA）、原住民保护区），但亦可借助其他能感知的生态边界定义（如集水区、河间带、碎片状改良栖息地内的完整森林区块、海草栖息地、珊瑚礁、集中上升流区等）。”



照片：刚果民主共和国的Virunga国家公园，被人类定居点和农业环绕。© Jabrison, 2013. 版权所有 www.jabrison.photoshelter.com

第二章

土地保有权：工业、类人猿保护与社区

内容简介

保有权，即对一块土地的所有权或使用权问题，长期以来都被认为是自然保护的一个关键要素，因为保有权决定了对土地和自然资源的责任与权力之间的关联，以及资源可持续利用的激励结构（Murphree, 1996）。采掘业对此的影响、进而对大型类人猿保护的影响，目前尚不明确。自然保护带来的好处是否能够超过其他形式的土地利用，既取决于大量基于生存（食物、燃料、文化）的利益，以及日益增长的基于市场（生态旅游、非消费性与消费性使用、初级与次级产品销

售、碳排放等等)的利益,同时也与保有权和使用权问题紧密相连。如果忽视所有权与利益权利之间的关联,以及可持续利用的潜力,就可能导致人们将土地用于其他用途(如自然保护)视为缺乏经济和文化重要性。同样,国有土地范围内存在的自然资源如果被划为公共用途或生物多样性保护,则常常导致关注更高经济回报者侵占这些土地,用作伐木、采矿、勘探石油和天然气等用途。

本章试图厘清围绕采掘业与土地保有权问题相关的两个主题:

1. 采掘业在受保护区域内的开采活动;
2. 采掘业对当地社区的影响。

本章内容检视了在亚洲和非洲吸引与自然资源开采相关外国投资的努力,是如何限制了当地社区及原住民对土地和资源的使用权;并且探讨了如下观点,即在任何采掘业从业的业主及利益相关方,更有可能为了自然保护与社会成果对土地进行更好的管理。

本章的前两个案例研究,展示了在受保护区域和国家公园内的土地保有权竞争的问题。随后,关注了采掘业、当地社区与自然资源使用权之间的关系。文中对公民社会活动份子推广的一些概念和原则进行了概述,这些概念和原则有助于促进社区与产业间结盟,包括自决权和自愿事先知情权(Free Prior and Informed Consent, FPIC)。另一个来自印度尼西亚的案例研究,突出了在构建这种关系中治理

的重要性,并关注了日益增长的“土地攫取”问题,以及这方面公民社会在推进透明度中发挥的作用。本章最后分析了一系列促进利益相关方参与的减轻措施策略,及推行这些策略可能出现的挑战。

本章包括的重要发现有:

- 需要使人们认识到采掘性资源用于社会经济发展的重要性,和为了可持续发展建立伙伴关系的重要性;同时,关注与之相伴的环境、经济、健康和社会影响。
- 在土地利用管理方面应用更有整合力和融合性的策略,不太可能只使部分利益相关方获得某些方面环境服务的益处。
- 需要在有关国家政治与相关机构中加强环境能力建设,具体包括提升环境关联问题意识,改进相关执法活动,澄清不同政府部门间相互矛盾的政策。
- 宏观与微观的减轻措施策略都需要搭配有细致的土地利用规划,同时,在国家与国际层面通过强有力的政策来巩固自愿机制和监管机制。
- 对商业实体引入更强的企业社会责任(corporate social responsibility, CSR)政策的需求不断增长,同时对政府立法在某种程度上拓展保护世界遗产的需求也在增长,这包括有代表性的动物及其栖息地,也包括与原住民权利相交叉的方面。
- 要根据国际最佳实践,通过清晰界定公司在财政、社会和环境方面的

义务,推出更有效的整体管理策略同时,与当地社区协商符合当地发展的强制性土地利用规划,并吸引其参与其中。

在保护区的采掘业活动

1962年,全世界范围内有大约1000个保护区;如今这个数字是10.8万个,而且每天都有新的地区加入。1990年,世界公园委员会设定目标保护全球10%的土地,至今全世界受到自然保护的区域土地总面积翻了一番,超出预期目标。受保护的面积超过全球总面积的

12%,达到30,432,360平方公里(Dowie, 2009)。与此同时,全球对石油、天然气、矿物质和金属的需求急剧增长,并且在下一个十年还将持续(第一章)。为了保障全球不断增长的需求,采掘公司将努力加强其勘探和生产,进入偏远的和迄今未开发的地区,其中很多是受保护或者即将成为受保护的地区(McNeely, 2005)。例如,世界资源研究所(World Resources Institute, WRI)报告称,将近四分之一的活跃矿和勘探地点,与世界自然保护联盟(IUCN)系统划定的保护区周围十公里范围内部分重叠、或者就在其中(Miranda *et al.*, 2003)。

照片:伐木道路旁的人类定居点。自然景观环境成为开发利用和人类定居的目标,其变化程度前所未有。
© Noelle Kumpel, 伦敦动物学会



对于如何能够最好地平衡经济发展与环境保护，政府不得不作出一些艰难的决定。可以理解有很多国家不情愿放弃来自开发自然资源的潜在收益，或者抵制将保护区扩展至可能有矿藏或油气储量地区的号召，又或者选择划定界限将矿化带排除在外。当保护区变得越来越生态隔离，并被农业与工业发展、森林砍伐和人类居住不断侵蚀，其毗连土地上的野生生物持续消失，就决定了当前的任务是设计有效的策略，不仅要保证物种与生态系统能长期存续，对当地社区和政府也在政治上与经济上也都接受，且具有实实在在的可执行性。

在类人猿活动范围内的国家的保护区，通常被不同类型的森林、栖息地和人类土地利用区相互交叠环绕。

这些人类利用的土地上很多也都有类人猿种群存在，却由于人类开采其中包含的资源而发生巨大变化。例如在印度尼西亚，如果继续目前的伐木趋势，在未来十年内很可能绝大多数国家公园都会遭受巨大的破坏，因为它们就处在保有贵重木材商业存量的最后区域里。而且，印度尼西亚的41个国家公园里有37个存在非法伐木的现象，其中最严重的出现在 Gunung Palung、Danau Sentarum、Gunung Leuser、Tanjung Puting 和 Kutai (Ministry of Forestry, 2006)。近期对加里曼丹猩猩分布区与各种不同的土地利用有交叠面积的研究表明，其中22%分布在保护区，29%分布在自然森林特许区 (Wich et al., 2012b)。关于Kutai国家公园的第一个案例研究显示，这些区域未来在物种存续中是多么重要，以及它对于为竞争的土地权利主张尝试找到解决方案的必要性。

在非洲，全非洲所有剩余的热带雨林有超过半数都位于刚果民主共和国境内，包括低地和山地雨林、竹林、稀树草原和沼泽地。自约十年前开始发生国内冲突起，刚果民主共和国的自然景观环境就成了开发利用和人类定居的目标，其变化程度前所未有。其中保护区和国家公园面临移民的威胁，包括人们寻求获得森林资源、耕地、野味、金矿、钻石、钶钽铁矿（制作手机的一种关键元素）和其他矿物。非法采矿、偷猎象牙与其他资源、过度牧牛，都威胁着野生生物及其栖息地；而这些问题又由于武装民兵的存在而愈加恶化（见第六章）。在

图2.1 印度尼西亚加里曼丹的Kutai国家公园与Kaltim Prima煤炭公司地图



来自IUCN和UNEP-WCMC, 2013

案例研究1

加里曼丹的Kutai 国家公园

Kutai国家公园位于印度尼西亚东加里曼丹省，占地1986平方公里，为世界自然保护联盟 (IUCN) 二类保护区 (IUCN and UNEP-WCMC, 2010) (见图2.1)。该公园是印度尼西亚婆罗洲的7个陆地国家公园之一，其中居住着受到广泛生存威胁的低地婆罗洲物种，包括猩猩 (*Pongo pygmaeus*) 和婆罗洲长臂猿 (*Hylobates muelleri*, 亦称灰长臂猿, 穆勒长臂猿) 种群 (MacKinnon et al., 1996; Singleton et al., 2004)。这片保护区有着悠久复杂的历史，一个地区享有法律保护地位并非必然能受到长期保护，该地区就是一个明显例证。

Kutai地区自20世纪30年代中期起就享有某种形式的保护地位，但该地区几十年仍不断遭受合法与非法的资源开采。历史上某些区域被从自然保护区划出为伐木公司所用；结果由于持续的伐木、采油和农业扩张，到20世纪80年代早期，剩余保护区东部有三分之一严重退化。如今的国家公园范围于1982年确定（但直到1996年才正式公告）。1989年，在PT Kaltim Prima煤炭公司 (KPC) 管理下开始在这一地区开采优质电煤。Kaltim Prima煤炭公司最初是力拓集团 (Rio Tinto) 和英国石油公司 (British Petroleum, BP) 在印度尼西亚注册的合资企业，而今是印度尼西亚全资子公司。该公司在国家公园北部边界处建立了一个大型露天矿及支持性基础设施，为矿工及其家庭建造了新的小镇，并建设了穿过公园通往小镇的道路 (MacKinnon et al., 1996)。Kaltim Prima煤炭公司多年来支持国家公园的管理，在1991年赞助编制公园管理规划，自1995年起一直是“Kutai之友” (Friends of Kutai) 倡议的中心合作伙伴。“Kutai之友”有来自采矿业和林业的9个私营部门开发与公园管理当局合作，为公园管理提供建议和年度预算支持 (KPC, 2012)。

尽管有政府和私营部门的这些合作，公园所遭受的威胁仍很严峻。厄尔尼诺南方涛动 (El Niño Southern Oscillation, ENSO) 的天气事件导致强烈野火，伐木造成的危害使之加剧，在1982年至1983年公园东部大约1000平方公里面积被彻底破坏。公园当局缺乏管理如此大面积土地的能力，加之公园周围人口增加带来的压力不断增长，以及对木材的需求，使森林继续退化 (Jepson, Momberg, and van Noord, 2002)。在2009年，林业部建议在已有2.4万人口居住的土地上另行划出240平方公里保护区。此外，由来自印度尼

西亚科学院 (LIPI)、Yogyakarta的Gajah Mada大学、能源部、矿产和人力资源部、林业部的专家组成的一个研究团队在2009年发现，印尼国家石油公司 (Pertamina) 在公园东部的采油作业，为800口油井和支持性基础设施砍伐了80平方公里森林 (Jakarta Globe, 2009)。来自采矿业的压力也持续存在。在2006年和2008年，与Kutai地区有重叠面积的350平方公里煤田勘探许可证颁发给了印度尼西亚公司 Ridlatama Group，现在该公司为英国Churchill矿业公司所有 (Churchill Mining, 2012)。然而在2010年，东Kutai区政府吊销了这些许可证，Churchill矿业公司正在起诉当地政府，请求撤销这一决定，允许继续勘探 (Wall Street Journal, 2011)。在资源丰富的类人猿活动范围国家，类似这种压力通常是常态而非特例。

也许有人会觉得惊讶，鉴于Kutai地区有着不幸的过去，国家公园却似乎仍承载着很大种群数目的猩猩、婆罗洲长臂猿以及其他在全球受威胁的物种。据统计2004年猩猩种群数量在600只左右 (Singleton et al., 2004)，而更近期的一项调查显示种群数量可能多达2000只 (OCSP, 2010)。Kaltim Prima煤炭公司持续支持公园和猩猩保护工作，与美国国际开发署 (USAID) 合作在2009年资助了猩猩保护服务计划 (Orangutan Conservation Services Program, OCSP)，作为猩猩保护管理规划和最佳实践指南的发展试点 (OCSP, 2010)。Kaltim Prima煤炭公司的一些采矿点还留有低地森林的块状残存，会被猩猩利用通过这个区域。该公司同意留出45平方公里的森林为猩猩保护所用（相当于特许采矿面积的5%）(OCSP, 2010)，并且制定了一个计划，若由于开矿在该区域发现猩猩，会将它们异地安置。他们还在建立一个监控计划，将继续支持国家公园内的研究和自然保护工作 (KPC, 2010)。在该地区开展业务的好几个行业承诺支持国家公园，Kaltim Prima煤炭公司更是在他们获得许可证的区域和公园内采取额外措施保护猩猩。现任印度尼西亚总统发布多项公开声明支持森林保护，其重要性在这个迅速发展的新兴经济体中获得了广泛共识。在这种情况下，预见和未预见到的Kutai森林退化的情形也许有望很快停下脚步。

案例研究2

刚果民主共和国的Virunga国家公园

Virunga国家公园位于刚果民主共和国（Democratic Republic of Congo, DRC）东部，是非洲最早的国家公园，生物多样性最为丰富。该公园于1925年设立，坐落在艾伯特裂谷（Albertine Rift）中心地带，占地7900平方公里，涵盖广泛多样的栖息地类型，从稀树草原生态系统到连绵的山脉和活火山。除了壮观的景色，该公园还以其山地大猩猩（*Gorilla beringei beringei*）种群而著名。尽管山地大猩猩仍被世界自然保护联盟（IUCN）列为极危物种，它们的故事却代表了自然保护切实成功的案例，其当地种群数目从1978年的130只增加到2010年的201只（此时全球其他地方山地大猩猩种群数目为880只）。

刚果于1969年通过关于国家公园管理的立法，除科学研究外，禁止“挖掘、土方工程、勘测、各种材料取样以及其他所有可能改变地形或植被外观的工作”。不同寻常的是，1969年的这部法律对整体保护区内的商业活动却没有提及。尽管这个公园是保护区国家网络的组成部分，而该网络的管理是刚果自然保护学会（ICCN, *Institut Congolais pour la Conservation de la Nature*，刚果的野生生物权威机构）的职责，现在则成为刚果民主共和国政府与总部在英国的非洲自然保护基金会（African Conservation Foundation, ACF）订立的公私伙伴关系协定的主题，非洲自然保护基金会从欧盟获得了大量资金支持公园管理。由于Virunga国家公园极为丰富的自然资源，它在1979年成为世界遗产。因此，根据世界遗产公约（1974年被刚果民主共和国批准）的条款，该国政府同意“尽其所能……来保证采取有效且积极的措施保护并呈现在其境内的文化与自然遗产。”在2006年由全民公投通过的新宪法重申了这一承诺，新宪法优先于国家法律对履行国际公约下的国家义务增加了份量。

然而，由于相当一部分与他国接壤以及丰富的自然资源，Virunga国家公园处在一个异常脆弱的地区。在1994年的卢旺达大屠杀之前就已经开始的国内冲突，导致过去20多年间刚果民主共和国整个东部的治理难度极大。法律与秩序全面崩溃，来自公园低地稀树草原地区流离失所的人们安置到Edward湖的西南部，尤其是反叛组织的活动，使Virunga国家公园的管理遭受严重损害。大猩猩一直受到偷猎和栖息地丧失的威胁，栖息地丧失主要来自木炭燃烧。自1990年以来，已有超过150名国家公园管理员在履职中被害身亡，还有超

过20只山地大猩猩被杀。这种丧失管控能力的直接后果是，在1994年Virunga国家公园被世界遗产委员会列为濒危世界遗产，且至今仍在这份名录上。

在Virunga国家公园的乌干达一侧，21世纪初进行的勘探，在Murchison瀑布国家公园内和更南部的Albert湖周围发现了石油，导致人们对于更加繁荣的经济期待增长。Albert湖就在艾伯特裂谷对面，距离刚果民主共和国国境只有几公里。不出所料，自2006年以来，刚果民主共和国政府已经给好几个公司签发了勘探许可证，其中两个与Virunga国家公园范围有交叠：第3分区分给了法国道达尔石油集团（Total），第5分区分给了总部在英国的石油公司Soco国际（见图2.2）。在第5分区里，52%的勘探区在国家公园，分别处在陆地生态系统和Edward湖范围内。

虽然道达尔石油集团承诺第3分区不会在国家公园范围内动工，“以遵守刚果的法律和国际公约”，但2011年Soco国际却寻求并获得了刚果民主共和国油气能源部的许可，继续在第5分区内包括在Virunga国家公园范围内进行石油勘探。同样在2011年，环境部许可Soco开展航磁探测和空中测重勘测，这些探测活动不需在国家公园内挖掘土地。Soco国际接到指示与刚果自然保护协会一起监测和控制由探测引起的负面社会经济影响。Soco国际与刚果自然保护协会签订了协议，允许Soco国际使用国家公园，作为交换Soco国际缴付费用给刚果自然保护协会，用来支付Soco国际在国家公园内的使用和检测活动。在2012年4月，刚果自然保护协会还允许Soco国际进行一系列特定活动，包括汽艇进入Edward湖和限定的车辆进入Virunga国家公园。

自然保护群体的反应很迅速。自2011年起，联合国教科文组织（UNESCO）、世界遗产委员会、英国和比利时政府、世界自然保护联盟以及许多国内和国际自然保护组织，都广泛谴责在Virunga国家公园范围内进行石油勘探，因为这与该公园世界遗产的地位格格不入。Soco国际就其自身辩称，将要在公园里进行勘测的部位与山地大猩猩活动的Mikeno区域距离数公里，公司的行动可以为当地人民带来社会经济效益，他们没有做任何非法的事情，并且一直以来其行为都遵守刚果民主共和国的法律和政府指令。由此可以清楚的看到，一方面对自然资源可持续化管理，另一方面利用这些资源带动当地和全国经济增长，政府在寻求达到之间的平衡。让很多自然保护主义者害怕的是，公告部分乃至全部撤销国家公园的称号，作为一种可能政府已经开始公开讨论。作为

世界遗产公约的签署者，根据该国宪法规定的有关国际条约义务，这种活动的非法性似乎未予理会。

上述情形突显出当围绕土地存在强烈经济诱惑时，土地保有权安排会多么脆弱，对当地土地所有权而言将出现更多难题。刚果立法并未包含政府为当地人民提供信息的义务，石油公司在当地的活动远未达到国际最佳实践时政府也没有职责（加以干预）（ICG, 2012）。在国家公园内混乱不安的北Kivu地区，公民社会的反对非常激烈。尽管有大约40名代表签了请愿书，赞同在第5分区的石油勘探，而且有些代表试图劝说民众支持石油勘探；但有些当地社团已经开始反对石油生产，并指责Soco国际进行环境影响评估（environmental impact assessment, EIA）时，据说没有咨询当地人民，也没有为当地提供工作岗位，并且勘探活动对俾格米人的捕鱼利益和栖息地构成威胁（ICG, 2012）。

Virunga国家公园的管理方，尤其是与刚果自然保护协会签订合约的非洲自然保护基金会，正处境艰难。刚果自然保护协会是受环境部管理的国家级机构，因此注定要与政府正式立

图2.2
Virungas与石油特许分区



感谢 © WWF

场保持一致。同时，在公园中工作的管理人员针对困扰他们的各种压力，每天都在生死一线间致力于努力保护国家公园及其丰富的生物多样性，除了全面禁止在公园内进行石油勘探，他们不会情愿接受其他选项。一个支持这一立场的强劲联盟开始形成，主要基于Virunga国家公园作为世界遗产为底线，全球自然保护群体和世界遗产公约的各缔约方，不可以也不应当妥协让步。Virunga公园的现状使多个自然保护非政府组织（NGOs）团结一致，共同抵御对世界遗产价值的侵害，他们相信这种侵害正在发生。

与此同时，来自多方的强烈共识认为，撤销Virunga的国家公园地位、即使部分撤销，也会造成最坏的结果，而且如果任何一方不愿加入关于限制、控制和补偿石油勘探开采负面影响的商谈，只会愈发加速Virunga丧失国家公园地位的行动。此外，由于这种行为的非法性，国际非政府组织意识到不能简单参与反对行动。将政府的立场说成促进当地和民族经济增长，是常见的美化修辞手法，现实证据却表明采掘业扩张很大程度上令精英阶层和国际投资者受益，当地居民很少看到超过边际收益，无非是低收入的临时工作机会，却不可能弥补他们失去土地和资源使用权所蒙受的损失。当地地位如此悬殊时，尽管实际上任何一方也不可能看到其完整目标实现，但目前为止很少谈论权衡取舍和折中方案（即各方都难以妥协——译者注）。

以这种方式对保护区的侵蚀，突显了当前一些与权利和使用相关的土地保有权立法事实上多么无力。各国法律各有不同规定，在动议于保护区内或者毗邻地区确定这类产业地点时，也并非总要求严格应用各种规划和决策工具，但它们可以帮助获取发生在景观环境的累积影响（即打算安排工业项目时，应当根据土地规划和决策方法收集和评估环境影响——译者注）。

Virunga和Kutal的实例都证明，即使现实是采掘业的运作罕有与保护区的使命和目标一致，刚果民主共和国和印度尼西亚政府可能都意识到在经济压力下他们被迫作出开发资源的决策，而不能顾及其负面影响。此外，比起不掺杂感情因素的单独的经济压力来，巨大的经济诱惑（比如以无息贷款形式换取矿产资源使用权）也是采掘业敲开大门的最常见方式。因此虽然建立保护区可以作为保护生物多样性一个很好的关键策略，但其并不总能在保障生物多样性的同时，也使采掘业有利可图。

照片：道路建设使清除森林用于耕作更加容易。

© Takeshi Furuichi



自然景观环境范围内、未标定边界的地区存在足够工业规模开采的资源，有些情况下则是在国家公园范围内，但公众无视公园边界；人们对这些资源的采掘有源源不断的兴趣，这使得这些挑战愈发复杂化（WCS, 2012）。在第二个关于Virunga国家公园内石油开采的案例研究中，我们重点关注了自然保护社区和采掘业在竞争土地保有权问题上进行建设性对话的需求，并且在有可能的情况下，找到能够对生物多样性保护和经济发展都有利的解决方案。

采掘业与当地社区

长久以来人们已经认识到，如果缺乏对人类与自然世界互动的理解，就无法保护生物多样性。世界上很多的保护区在历史上都曾经是原住民聚居地，创建保护区经常需要至少在某种程度上限制当地社区长期以来赖以生存的自然资源使用权。很多原住民认为他们是自己土地的实际监护人，而在原住民地域内丰富的生物多样性也确实很大程度是他们的功劳。也有人认为原住民和其他人没什么不同，他们迫于不断增长的人口和需要发展经济的压力也会过度开采（McNeely, 2005）。然而我们应当批判性地看待这种成见，市场经济和基础设施发展的侵入可能促使对资源的粗暴开采，但这种行为不太可能出现在原住民身上，而更有可能出现在具有与这种开采活动相伴的经济传统的那些人中。

在人们的需求与生物多样性的需求方面找到平衡点其实是有可能的，基

于这一原则，受欢迎的以社区为基础的自然保护计划，将对自然资源的可持续性管理作为其首要目标（Barrow and Murphree, 2001）。结果是在十余年后的今天，在自然资源管理方面以分权和下放权力到当地利益相关方为导向的政策变革，已经深入到发展中世界国家（Agrawal, 2001; Edmunds *et al.*, 2003）。但是，当重要的生物多样性区域和类人猿栖息地都处于当地社区监管下时，包括所有权、管理以及对自然资源的使用权在内的各种挑战也随之出现。这些挑战来自很多方面的参与者，包括各国政府、跨国公司、多边机构如世界银行、大型土地所有者和准军事团体。当这些参与者追求经济发展、盈利或权力时，可能会出现使政府和/或公司不经当地社区知情同意或允许就开采资源的新立法，这些法案会压制当地社区，甚至完全绕开相关法律（Gutpa *et al.*, 2011）。

在Virungas案例研究中可以看到，由土地保有权竞争和自然资源管理所引发的冲突，对一定环境下的所有参与者都有消极影响。在这种交互作用层面，下面提到的一些过程和问题都有可能与这些利益相关方有关，这些群体可能是当地社区，也可能是采掘公司，或者是保护生物多样性的自然环境保护主义者：

- 如何有效的（同时尽可能公平的）参与自然资源的管理和利用？
- 应当采用哪些机制来确保其可行？
- 怎样尽量缓和这些利益间的潜在冲突？

居住在森林里的社区如果得到国内与国际的立法支持，并且治理水平使其得以自主决定如何最佳管理他们的资源，那么确保他们的生存及其所居住的环境都能可持续发展也将成为可能。这个观点正在被越来越多的人接受。实际上，原住民一直都强调他们习惯制度（如公共财产制度）、惯常实践（如解决冲突）以及代表性群体在上述过程中的作用。然而，大规模采掘业和自上至下（指行政命令式——译者注）的自然保护做法，都会将当地人民与他们的环境分隔开来，在一定程度上可能阻碍对资源的可持续化利用。

随着不断增长的国际注意力放在政府和产业如何应对各类相竞争的权利主张，因此与原住民群体一起建立联盟关系，不但可以用更加可持续化的方式达到自然保护目标，还可能为公司提供办法来缓和他们与当地社区间存在的紧张关系。一些采掘业的从业者已经意识到这一点，并开始着手行动。

为了有助于促进这样的联盟，公民社会参与者推行了很多概念或原则，包括自愿事先知情权（free prior and informed consent, FPIC）的概念，自决权的原则，以及发展采掘业审查（Extractive Industries Review, EIR）等。接下来我们将展现这些概念的细节。

自愿事先知情权（FPIC）

自愿事先知情权的原则是指，对于可能影响一个社区按习俗拥有、占有或以其他方式利用的土地项目提案，他们有权给予或拒绝同意。自愿事先知

情权目前是与原住民相关的国际法和法理学的一个关键原则。

自愿事先知情权的含义是，在原住民的土地上开发和确定采矿特许权、伐木特许权、木材种植园、棕榈油产业区或其他企业行为之前，投资者、公司和/或政府与原住民之间需开展知情的、非强制性的协商。这一原则意味着任何打算使用原住民社区按习俗拥有的土地者，必须先与原住民进行协商。原住民社区在完整而准确的了解了项目对他们自身和他们土地的影响之后，有权决定是否同意项目的开展。最常见的解释是，有自愿事先知情权的权利是为了承认习惯制度为合法的决策方式，且这些决策应当由强有力的利益体有法律约束地考虑，如多国政府和中央政府作出的提案会影响人们的土地和资源使用权。因此处理当地人民与产业部门间的权力不平衡就至关重要。

在努力行使自愿事先知情权时，原住民面临的一个挑战是如何确保他们的决策系统确实有代表性，而且以包括所有社区成员的方式决策并对他们负责。Colchester和Ferrari（2007）通过与第三方一起审计印度尼西亚森林管理委员会（Forest Stewardship Council, FSC）的经历，表明审核者有时对判定其审核对象是否充分遵从自愿事先知情权过于宽松，从而使当地社区可以从公司应当担负的责任中获得的杠杆作用削弱，而这些公司本应尊重社区依照森林管理委员会自愿标准所具有的权利和优先权。

另一个关键问题是，各国政府常常不承认其境内的原住民身份，因而

公司也可以说他们不能或者不需要遵从自愿事先知情权。例如在利比里亚，其政府声称能代表所有人民的利益，并且可以代表他们与公司达成协议，从而不需要自愿事先知情权。然而，在本章稍后的一个案例中可以看到，利比里亚政府与棕榈油生产商Sime Darby所签订的协议明确要求Sime Darby遵守一系列给定的原则，因此利比里亚政府实际上在这个过程中认可了社区的自愿事先知情权（Lomax, Kenrick, and Brownell, 即将出版）。

自决权

《联合国原住民权利宣言》（United Nations Declaration on the Rights of Indigenous People, UNDRIP）确认了很多已经包括在国际人权公约中的权利，并将其运用于原住民集体权利，原住民生活的很多方面都是共享的，比如对土地和资源的所有权。《联合国原住民权利宣言》规定：

第3条

“各原住民族均有自决权。根据这一权利，他们可以自由决定他们的政治地位并自由追求经济、社会和文化的发展。”

第4条

“各原住民族在行使其自决权时，在与他们内部事物或当地事物相关的问题上，有权自治或成立自治政府，并以自治的方法和手段提供实行自治所需资金。”

在这一宣言及其他一些文件中，国际法承认习俗为权利的来源，且这种权利并不依国家对其承认与否而独

立存在，因为这种权利源于原住民族自己的法律与惯例。与国际人权法和法理学相一致，以森林为居的人们作为民族，由此可以依照习惯标准和自决权宣称有权拥有他们的森林和土地（Colchester, 2008）。

采掘业审查（Extractive Industries Review, EIR）

在如何实施自愿事先知情权方面，有包括世界银行的世界水坝委员会和联合国原住民问题常设论坛在内的很多国际专家机制提供了指导，其中关键问题是如何使自愿事先知情权在实践中发挥作用。在这些规章制度缺乏执行力的情况下，有些公司就完全忽视原住民，甚至当他们不存在。尽管有森林民族计划项目（Forest People's Program, FPP）与世界银行（World Bank, WB）合作参与采掘业审查活动，国际矿业与金属理事会（International Council on Metals and Mining, ICMM）也仅仅才开始接受建议的标准（ICMM, 2013）。采掘业一直有拒绝接受“最佳实践”标准的历史——世界银行制定了较低的标准作为保障策略的一部分，却一而再、再而三无法确保标准得到执行——这意味着采掘业的运作在某些方面对原住民及其生存环境都造成了破坏性影响（Caruso *et al.*, 2003; World Bank, 2011b）。然而后面的案例研究显示，依然有一些成功参与的例子。

治理的重要性

在采掘业运营的环境中，生物多样性保护方面（包括大型类人猿保护）

治理质量的重要性不容小觑。在2002年，采矿业首先开始通过采矿、矿物与可持续发展（Mining, Minerals and Sustainable Development, MMSD）倡议，集体参与可持续发展方面的问题（MMSD, 2002）；该倡议由业界提供资金支持，对该产业在实现可持续发展目标方面表现如何进行独立审查。在过去10年里，自然保护组织与工业发展组织的态度都开始发生变化，双方都愈发认识到同采掘业建立合作伙伴关系，可以保障这些独一无二且极为脆弱的栖息地得到妥善管理和保护，这是为了人类社会也是为了其他生物群的共同利益。

Yayasan Tambuhak Sinta (YTS) 是一个印度尼西亚当地的基金会，于1998年成立，建立者是初级勘探公司加里曼丹金矿有限公司（KLG），其目的是作为一个载体以应对该公司开展勘探活动附近的社区关于社会发展的关切，并为将来在无人居住地区发展大型采矿点创造支持条件。其中一个主要担忧是，能否与社区和地方尤其当地政府建立良好的关系：当时有这样的考虑在这个领域是非常超前的，也是上述自愿事先知情权所期望的。

对加里曼丹金矿有限公司的考虑和Yayasan Tambuhak Sinta基金会的关注点，采掘业审查有着重要影响。出于采掘业审查提供的建议，Yayasan Tambuhak Sinta基金会开始建立一个程序性方法，试图能够满足加强地方治理的需要。该基金会用了好几年，不断测试并修正其方式和方法。至今他们已将该程序性方法应用于加里曼丹金矿有限公司矿点周围地区的21个村

“The importance of the quality of governance with respect to biodiversity conservation within the context of extractive industry operations should not be underestimated.”

庄，也包括加里曼丹的其他地方和印度尼西亚东部有矿产勘探的地区。这个过程相关的具体步骤有：

- **参与规划：**由当地社区选出的一组当地人通过培训后，推进一个分析和策划的密集过程，生成前期社区发展规划；社区的所有成员参与确认发展机遇与约束条件，然后决定有哪些需求和优先事项应当包括在内。这也为其他所有活动提供了一个平台：创建行动议程，满足三个广泛领域内的需求，包括当地基础设施、经济民生以及社会和文化层面。

- **机构建设：**与参与规划同等重要的是，动员社区成员积极参与这些机构的成立和运行。先成立一个非正式的乡村管理组织，由他们实施社区发展规划中的具体行动。
- **搭建与当地政府间的桥梁：**政府在了解社区需求和提供服务方面都有知识缺口；因此要在政府与村民间建立会议制度、改进信息交流，以促进这种状况的改变。
- **加强政府能力：**为地方政府提供技术支持，以提高他们与社区更有效交流的能力。

照片：Yayasan Tambuhak Sinta (YTS) 基金会从经验中学到，在企业活动附近，与当地政府和社区建立良好的三边伙伴关系，能够帮助促进他们所有的资源勘探过程顺利进行并成功发展。图为该基金会协助召开社区小组会。© Bardolf Paul



治理包括使社会实现正常运行以及决定何为正常运行的所有要素：正规机构、政策、法律、规则，以及影响事物运行的非正式机制。对土地占有权（正式的或者习俗的）和使用权的争议，会对其中的很多因素有消极影响。当前在中加里曼丹省，制度框架非常薄弱，并且现行法律法规的实施也很差。不仅政府的整体管理能力低下，而且根据当地需求提供相应项目和服务的能力也有限。部分原因是很多行政管辖范围还相对较新，只有不到10年，因此很多政府机构工作人员缺乏经验。因而任何公司想要将矿藏勘探发展为生产矿，都需要清晰且有效的政策，以及该政策能够顺利运行的法律和制度环境；还需要政府和社区之间有良好的关系，否则政府和社区都会期待公司提供一些服务，而这些服务原本是政府的职责。Yayasan Tambuhak Sinta基金会从经验中学到，在企业活动附近，与当地政府和社区建立良好的三边伙伴关系，能够帮助促进他们所有的资源勘探过程顺利进行并成功发展。上述所有因素和条件也可以用于其他当地发展项目，包括对当地自然资源或者生物多样性与物种保护的长期投资管理。

土地攫取

在过去10年中，政策分析人士、自然环境保护主义者和当地人民，对非洲、亚洲和世界其他地方大规模土地收购的影响提出相当多的担忧。这些

收购活动现在被称为“土地攫取”行为，最早在2007年受食品价格迅速上涨的刺激而出现，同时也受到石油价格上涨和欧洲对生物燃料（通常指植物或植物来源的生物产生的燃料，如生物乙醇，是由玉米或甘蔗等作物的碳水化合物发酵产生的酒精。——译者注）需求增长的影响。对于当地人民而言，由大规模土地收购带来的利益与随之相伴的代价很难分开，外国投资导致成千上万的小型农户背井离乡，有时甚至被武力驱离，而且通常只有极少的补偿。这个表象下的根源是这样一个观念：为了使土地最有价值，应当以有益于国际市场的方式加以利用；实际上，世界银行就将位于雨林和沙漠间的400万平方公里的非洲稀树草原，称为“世界上最大的未充分利用的土地保护区”（Pearce, 2012）。这一说法意味着上百万农民、渔民和猎人没有在这片土地上劳作，而这显然是错误的；反之，尽管他们没有对国际市场有直接贡献，但无疑对当地和民族经济做出了贡献。

不过要指出的重要一点是：我们特意选择“土地攫取”这个词，是为了吸引本领域以外的人士关注这些土地剥夺过程。这种外界侵入行为已有很长的历史，殖民主义法律和政策反复出现，这些法律和政策为外国介入和强占当地铺平了道路，这些情况发生在采矿、农业和环保领域。由于大范围的环境变化，衍生出一些对当地社区和野生生物的重大担忧，这些担忧可能也与采掘业有关，主要集中在土地交易谈判以何种方式，以及由此产

案例研究3

利比里亚：森林、社区居民生计与认证体系

在一些地方如马来西亚和印度尼西亚等地，人们认识到土地变更用途带来的社会和生态影响，这种认识正在逐渐导向出台关于可接受的相关产业发展的新标准和认证体系。例如可持续棕榈油圆桌倡议组织（Roundtable on Sustainable Palm Oil, RSPO）（亦称棕榈油可持续发展圆桌会议——译者注），是一个第三方自愿获得资格认证程序，它采用一系列原则和标准，大体上与基于权利的方法保持一致，力图使棕榈油扩张远离原始森林和极高价值自然保护（high conservation value, HCV）区域，同时未经当地社区行使自愿事先知情权（FPIC）禁止收购他们传统拥有的土地。越来越多的情形是，坚持可持续棕榈油圆桌倡议组织的标准正在成为欧洲市场的准入条件，试图保持市场份额的主要棕榈油生产企业集团目前均为可持续棕榈油圆桌倡议组织的成员。

随着工业规模的资源采掘迅速扩展至许多类人猿活动范围的国家，类似这种认证程序意味着可以在认证过程中尽早发现并解决冲突。2011年，在利比里亚的大角山（Grand Cape Mount），当地居民公开谴责马来西亚企业集团Sime Darby为了棕榈油开发而对他们土地的侵占和破坏。作为对这一正式投诉的回应，Sime Darby集团在抗议地区暂停了生产活动，并通过可持续棕榈油圆桌倡议组织秘书处，同意与当地社区进行双边谈判以解决分歧。

诸如此类负面影响促使受影响的社区组织起来对抗采掘性资源利用活动，多次阻止企业进入这些地区和开发资源（Orellana, 2002）。从这一过程中得出的重要教训包括：马来西亚的公司经营者要有积极参与的意愿，当地社区的律师要有强烈公开发声的意愿，以及国际公民社会团体要提供便利服务，在试图支持人民重获土地和资源权利的同时，为有关公司找到行动路径。

要找到这些复杂的权衡取舍的正确方法，而不大幅减缩企业经营活动的发展速度和范围，依赖处于同一环境中的所有利益相关方参与。如果某种特定资源的重要买家容易受到公民社会压力的影响，那么其主要国际供应商也更有可能会设法确保他们被看到遵守相关的社会 and 环境保护措施，以便不失去市场份额。尽管可持续棕榈油圆桌倡议组织是一个自愿的认证过程，通过来自工业内外部对公民社会的压力创立，但它以下述主要原则为基础：减缓对生物多样性的影响，确保棕榈油产业发展承认当地社区的土地权利，以及对在他们土地上开展业务的自愿事先知情权。这为确保利益相关方能够加入与公司的对话提供了关键基础。不考虑资源问题，对目前关于应用中的这类标准和影响程度哪些是恰当的工具的争论，这个认证体系也能帮助提供有用的信息。

然而，这种对话是否有意义常常取决于各方的参与水平。这包括社区的认识与动员程度，国内国际的公民社会支持力度，以及公司是否有意愿承认自身保护环境和尊重人权的义务。这些问题都是与采掘业侵占社区的土地和保护区最相关的问题。类人猿活动范围内的地方大多为贫穷国家，它们很需要增加外国投资，但是相关机制必需到位，确保不会导致小农户被驱逐，也不能允许以类人猿种群受到威胁为代价的情况出现。

生的新的土地保有权分配结构。随之出现的一些重要的问题是：

- 在当地居民提出受到影响土地的索赔要求时，他们有什么能力获得想要的结果？
- 如果（土地收购）谈判结果不是他们想要的，他们能阻止交易达成吗？
- 这种土地收购活动，会给当地居民和国家的生物多样性总体上带来怎样的结果？

尽管拥护者声称这些交易会国家和当地社区带来好处，批评者则认为它们更有可能对粮食安全、基本生态系统服务功能和贫困人口的土地使用权带来负面影响（Pearce, 2012）。在对境外投资的需求一直持续的情况下，把土地转让给投资者的政策主要动机是盈利，将食物出口到其他国家或为全球生物燃料市场提供货源，那么结果很可能是加剧贫困。在柬埔寨，全国近四分之三的耕地以所谓“经济用地特许权”的方式，已经转让给私营公司，通常没有（与当地社区）协商或者补偿（Neef and Touch, 2012）。

尽管这些大量土地交易对大型类人猿造成的直接和间接影响目前还没有被量化，对土地竞争的不断增长也会对其他采掘业产生影响。中非和西非的低地森林是大型类人猿的主要栖息地，如今也被打包转换为产业化规模的农业用地。理解土地投资交易是如何达成的，从它们对野生生物保护和当地土地保有权的双重影响来看，很可能成为政府和资源采掘业未来土地利用管理策略的重要组成部分。利比里亚的案例研究反证了这种情况是如何发生的。

减轻措施策略

在非洲和亚洲，资源采掘业的发展传统上都基于这一假设：凡事必有赢家和输家，由于生物多样性保护的需求广泛因而通常处于输家一端。极度贫困、基础设施严重缺乏以及利益相关方在开发项目的合同谈判中持续缺乏话语权，都令这一状况加剧（ECA, 2011）。在土地保有权制度安排薄弱的背景下，在采掘业涉足的领域，自然保护工作者必须采取广泛的手段和措施使对大型类人猿及其栖息地的影响降到最小，并在整体上促进生物多样性保护。

人类界面：加强土地保有权与当地社区权利

对印度尼西亚的案例研究以及下面要具体分析的全球见证组织（Global Witness）有关透明度和公民社会参与方面的工作，都突出显示了关于土地保有权的一个新近发展方向，是以基于权利的考量方式来确保当地社区参与土地管理和开发。这方面可见的实例，是在保护文化遗产、医疗卫生、日常生活、公民和政治权利方面，各种讨论、行动和活动都越来越多的在当地和多边各种层面开展。不过虽然这些理念是多个联合国条约的基础，却很少被各国政策广泛包含，而即便某些国家的政策采纳了这些理念，当地和地区也没有有效贯彻执行。

为了达成这些目标，需要相应的基础设施到位。在很多当地社区，大型工程项目威胁着他们赖以居的景

观环境，在决策过程中缺乏社区的声音是一个很大的不足，而且也会成为冲突的根源。尽管国际协议保护社区对哪些开发项目可以在他们的土地上实施的决定权，但是对于那些会影响他们生活的项目，原住民和部落居民却常常缺乏获取项目信息的渠道。即使如联合国和世界银行这样的机构呼吁参与式发展，但政府和公司还是很少与社区会面沟通讨论当地的优先事项，确定可能开展的项目会带来的影响，或就其他可行性达成共识。

加强治理的机制

当地社区有权利管理属于他们的自然资源，并保护他们的社区和生计不受某些开发项目的负面影响，为这些权利提供支持需要多层面的方法。在印尼加里曼丹，Yayasan Tambuhak Sinta基金会开始与当地社区合作，推出一个能够加强他们自我管理能力的机制，从而在加里曼丹金矿有限公司（加里曼丹 Gold Corporation, KLG）的矿点地区改进整体治理质量。这个任务并不简单，因为当地社区从来没有集体决策的文化传统。此外，他们与当地政府及其他外界机构的关系和互动，有一种顺从和依赖的文化。因此任务的目标是实施一套流程，来鼓励并奖励集体决策，并促进社区与外界机构如政府、公司、公民社会团体积极接触。同时，Yayasan Tambuhak Sinta基金会也注重让当地区级及以下的政府尽量多的参与，让他们充分了解公司在各个乡村中开展的工作，获

得他们的正式支持，并且从他们那里取得同意书。

改进治理质量是一个长期复杂的过程，这不仅需要各参与方投入精力并坚持不懈，还需要有资金来源保障和必要的专业知识支持。为加强政府能力建设获取资金格外困难，而若没有政府能力的提升，任何重大的系统性改变则几乎无法开展。说到底，对生物多样性和大型类人猿物种自然栖息地的长期保护，需要高质量的治理环境支持，才能努力达到这一目标。如果采掘业公司如加里曼丹金矿有限公司，有一个像Yayasan Tambuhak Sinta基金会这样的独立且完善的发展伙伴提供资金和其他资源，就能对改善治理质量的单位产生催化效应。当有越来越多的有能力的合作伙伴时，讨论和应对诸如生物多样性与物种栖息地保护这类复杂问题也就更加容易了。

“加强森林领域透明度” (Making the Forest Sector Transparent) 计划

自2008年以来，全球见证组织实施了加强森林领域透明度计划 (Global Witness, 2008-12)，以此为手段吸引热带森林富集国家的居民和积极分子参与打击森林滥伐活动。这个计划的目的是，通过帮助当地积极分子和林区居民从政府获取更多关于森林管理的信息，来改进这些国家的森林治理能力。加强森林领域透明度计划在森林富集国家与公民社会组织一起，与政策制定者互动，支持有能力、反应积极、负责任的森林领域治理活动。它也支持了7个不同国家的当地环保和

人权运动领导人，进行透明度监督，并为当地社区在有重要意义的问题上发声，其中包括土地保有权方面的问题。为了达到这个目的，全球见证组织与秘鲁、厄瓜多尔、加纳、喀麦隆、刚果民主共和国、危地马拉和利比里亚的当地非政府组织形成伙伴关系。该计划的最重要部分如下：

“森林透明度报告卡” (Forest Transparency Report Card)

该计划创新地开展了“森林透明度报告卡”制度，并通过年度透明度报告评估公共领域的信息水平 (Global Witness, 2008-12)。这个方法在森林富集但治理低下的国家实行，将有关的信息公开与传播情况进行比较，例如森林管理规划、特许权分配、收益与违规行为等。这个制度的开展，还包括对其他领域许多类似的报告卡方法进行文献综述 (Global Witness, 2009)。

2011年度报告卡 (表2.1) 包含森林领域治理关键方面的20个指标。使用简单的“红绿灯”系统，即“达标”、“部分达标”或“不达标”，来表示是否达到预期标准。基于网络的数据库和评估 (Global Witness, 2008-12)，可以清晰表明人们多么需要关于使用森林的权利和森林利用成效的信息。所有这些就可以用于在森林资源管理中有关政府政策问题获得话语权。比如在秘鲁，报告卡是与许多政府机构对话的基础，也是提供给居民更多可查阅信息的基础。

报告卡在帮助公民社会团体分析政府提供给人民的哪些信息上有缺口

表2.1

2011年在7个国家开展的林业领域透明度评估

图例

- 透明：有相关信息且可获取
- 半透明：相关信息不完整或仅可部分获取
- 不透明：无相关信息或不可获取
- 该情形不适用于该国

	喀麦隆	加纳	利比里亚	秘鲁	厄瓜多尔	危地马拉	刚果民主共和国
信息立法自由	●	●	●	●	●	●	●
国家林业政策	●	●	●	●	●	●	●
林业成文法与支持规范	●	●	●	●	●	●	●
有关林业产品的已签署国际条约	●	●	●	●	●	●	●
林业法与规范透明度的规定	●	●	●	●	●	●	●
对林业法与规范中习俗权利的法律认定	●	●	●	●	●	●	●
对新林业规范咨询程序的法律认定	●	●	●	●	●	●	●
对自愿事先知情权的法律认定	●	●	●	●	●	●	●
国家土地保有权政策	●	●	●	●	●	●	●
森林所有权与资源使用地图	●	●	●	●	●	●	●
商业伐木活动许可证的管制制度	●	●	●	●	●	●	●
对商业伐木配给前需进行咨询的法律要求	●	●	●	●	●	●	●
商业运营者合格性验证过程 (尽责调查)	●	●	●	●	●	●	●
森林管理规划	●	●	●	●	●	●	●
环境服务调控	●	●	●	●	●	●	●
战略性环境评估	●	●	●	●	●	●	●
独立森林监控	●	●	●	●	●	●	●
分摊林业特许区使用费或激励的财政制度	●	●	●	●	●	●	●
违反林业法的信息	●	●	●	●	●	●	●
年度林业权威报告	●	●	●	●	●	●	●

Global Witness, 2012b, p.2, 感谢Global Witness

“Successfully conserving forests and species requires a remedy that should include all stakeholders, and that balances often-competing claims for resources.”

方面，成为一个有力工具。在有些情况下还通过加强公民社会的能力，使他们能有效使用他们国家关于森林利用和管理的信息，提出变更森林管理的诉求，而促成了切实的政策转变。人民需要有动力而且有技巧来说服政府倾听他们的诉求并给出答复。在加纳，这个计划通过大量社区级资金补助，使得将近7000人直接与当地政府官员互动（Cowling, Wiafe, and Brogan, 2011）。公民社会活动分子认为，发生在依赖森林为生的人们进行的这种层面的互动，是引发权力关系长期变化的关键所在。如果公民社会想要向他们的政府提出主张，采取更加有效的措施保护类人猿，这类能力建构活动是必不可少的。

利益相关方合作：与社区和采掘业领域建立密切关系

在过去10年里，自然保护组织在推动保护区应当尊重原住民权利的认识上进展迅速，其中包括在他们按习俗拥有的领地内对建立新保护区放弃或保留他们的自愿事先知情权，都已载入国际法。然而，尽管留作“被保护”的土地等同非洲大陆面积，全球生物多样性仍在持续减少（Dowie, 2009）。

要成功地保护森林和物种，需要一个办法能够包括所有利益相关方在内并能平衡各方对资源常常彼此竞争的权利主张。与其强制设置保护区并设法将当地居民拖入购买过程，不如承认并支持当地社区拥有和管理他们赖以生资源的权利。这种支持可以

提供给小规模的土地所有者，而非工业化伐木产业。比如有很多社区级的木材和非木材森林管理方式，通常结合其他小规模的经济替代方案，已经有证据证明，这些可以在促进日常生计可持续化的同时，合理保护完整的热带森林生态系统（Bray *et al.*, 2008）。在热带森林领域，这种公共池塘资源管理的成功模式的共同主线是治理，即使在地方或社区层面，也只有当国家立法鼓励特别是正式批准社区的土地保有权时，才能做到（Zimmerman and Kormos, 2012）。

为了应对由于资源权利竞争可能引发的冲突，很有必要确认采掘业在保护区内的利益，并协助他们设计一些可能采取的措施，使他们与保护区管理者结成伙伴关系而非对立面。采掘业除了可以提供财政捐款，还能资助环境规划和管理，在他们作业地区开展与环境有关的重要研究，并资助保护区建立更有力的公众支持（McNeely, 2005）。

在实际行动中，公司也许可以通过他们的伙伴关系借贷额外的自然保护资金，并且提供有效的“非现金”支持来减轻保护区管理的经济负担（例如：为保护区公园员工提供薪酬，捐赠设备，提供办公场地）。不过，一个关键要素是采掘公司要明确承诺他们的项目对生物多样性和对保护区的影响，并筹划和实施管理措施将任何消极影响最小化；在最理想的情况下，为一个国家的保护区系统提供净收益。在环境和社会责任方面，大型跨国公司可能有比较严格的行为规范，

而小型公司则可能为了追逐利润甘冒更高风险。例如在采矿业，小型公司的业务可能是勘探和发现新的资源，并且就开矿的利益与大公司进行谈判。在石油工业，这些“独立体”专门寻找开发大公司不感兴趣的油田，而大公司通常着眼于有较大产出的油田。这类勘探活动天然具有竞争属性，而在逐利的过程中很可能就将环境和社会责任视而不见。

空间规划

保护区亟需长期的财政支持，而受保护的生态系统、栖息地和物种免于伤害，然而对前者的支持并不能作为对后者的补偿或替代。在推动经济发展的同时，正式承认习惯法上原住民的土地保有权和传统使用权与保护自然资源和生物多样性作为一个系统，这是一个根本问题，而在对待保护类人猿种群上仍是一个重大障碍。由于土地保有权制度在有野生生物和自然资源的地区具有一定的复杂性，显然，需要设计综合土地利用管理规划，确保所有利益相关方都能受益。

空间规划利用现有原始数据来作出宏观判断，这包括当前状况、威胁，以及在特定的地理区域改进资源管理的机会。空间规划使用的手段通常包括，采取不同措施协调区域政策的空间影响，从而在一个地区内或者地区间实现比市场力量带动的发展更为均衡的经济发展，并对土地和附着财产变更用途进行约束（Economic Commission for Europe, 2008）。空间规划通常力图支持一些决策和行动，在

土地保有权方面包括：

- 在各区域内，社会 and 经济发展更加平衡，并提升竞争力；
- 增加通讯网络；
- 使受影响的利益相关方更容易获取信息和知识；
- 减少基础设施建设和采掘业发展带来的环境破坏；
- 增进对自然资源和自然遗产的保护；
- 强化将文化遗产作为发展的要素。

由于以上多数议题本质上是跨部门的，因此有效的空间规划应当有助于同一个地区或景观环境参与开发的各方避免重复工作，他们包括政府、企业、公民社会、社区和个人（Economic Commission for Europe, 2008）。在类人猿保护领域，综合性全景环境规划可以使利益相关方从改变栖息地环境的背景下，来看待资源权利的竞争。例如在Virunga地区，石油开采过程的特点是漠视已有的法律框架，对重要的利益相关方缺乏透明度或协商，并且对于如何长期最妥善利用刚果民主共和国的自然资源，没有任何战略性或参与性的（即各方参与并兼顾利益分享——译者注）土地利用计划。刚果民主共和国政府在这个问题上的决策，也产生于缺乏全国的土地规划或分区规划。这类土地规划可以帮助政府对可能发生的土地重叠利用或土地利用冲突以及其他活动作出裁决，如采矿、采油、林业、自然保护。此外，划分专门区域并发

“Effective spatial planning should help to avoid the duplication of efforts by all actors engaged in development across a region or landscape.”

表公告，可以确立土地的安全使用权，并在其中引入一定程度的规则，同时将受害于缺乏透明度的制度得到澄清。

用来减轻采矿和油气开发带来的影响的技术与管理方法，在行业文献中均有记载并为业内所熟知 (McNeely, 2005)。然而，没有任何一种“超级技术手段”能够处理勘探和生产对生物多样性保护的所有风险，所以如果一个区域的生物多样性要保持在一定水平，开发项目就必须事先计划尽可能降低这些风险 (见第五、六、七章)。

一个综合性景观环境评估应当包括：

- 对该区域自然和社会环境的描述；
- 地图数据
- 森林管理清单；
- 对于划区和使用者权利的界定，标出分界线；
- 计算该区域的资源生产潜力。

特许权拥有人能够对传统权利进行调查，而社会经济与生态调查和咨询，在特定区域曾用来界定和保障习惯法上土地使用者的权利。例如，在南非的Karoo地区，这样的评估结果成就了一个多用途景观环境规划的产生，从而划出区域用于自然保护、传

照片：没有任何一种“超级技术手段”能够处理所有生物多样性面临的风险……开发项目必须先计划尽可能降低这些风险。图为利比亚东Nimba自然保护区内一处废弃的矿点。
© Chloe Hodgkinson, 野生动植物保护国际



统放牧权和包括采矿在内的更集约型开发活动 (Maze, 2003)。

加强有效的空间规划也可以为有关国家创建可靠的地籍图，包括传统的/习惯法的和正式的土地使用权与所有权。这种地图或调查通常包括土地的各种细节：所有权、保有权、具体位置、尺寸范围、耕种状态以及每一块土地的价值等。进而在土地所有者或使用者的任何纠纷中成为基础数据来源。无论是政府还是投资人，只有那种开发不择手段的利益相关方，才会不放弃从土地保有长期缺乏透明度中获益。传统土地调查和地籍图绘制本身是一项艰巨的工作，却能对空间规划项目予以重大支持。

显然，森林管理处于复杂的环境中，通常位于发展的边缘，在那里野生生物保护与为谋生计的问题以不同寻常的方式交叉在一起。比如，越来越多的证据表明，伐木特许区对猩猩长期生存极为重要 (Wich *et al.*, 2012b)，而且有据可查大猩猩和黑猩猩也能在非法捕猎低的伐木特许区内生存。调查显示，一些特定区域对类人猿种群非常重要，因此也许可以将这些地区留置为特许区内的自然保护区，禁止伐木和采矿。设置这类专门保护地带用于野生动物保护，并在受保护区域或保留地周围建立缓冲区可以加强野生动物保护，并且在外围减少人类与野生动物间的冲突。在这些特别敏感的区域，还可以采取特殊措施以进一步减少资源开采对类人猿造成的影响。调查结果可以与政府官员共享，从而用来评估这种重要地区取

得正式保护地位的可能性，以及如果不在这类地区开采就可获得经济激励 (如减税) 的可能性。如果在有人类社区的区域作出这种管理决策，则以参与方式作出战略空间规划就能有助于影响这种决策。

减轻措施策略自身和面临的关键挑战

知识缺乏

土地保有权不仅是生物多样性保护的关键问题，也是任何基于激励的政策工具的关键问题，因为这些政策工具旨在保障热带森林产出的公共产品。在应当由谁控制和管理一个国家的森林和林地的问题上，存在着冲突与分歧，这成为很多现有紧张局势的根源，而激励结构会导致利益相关方做出破坏森林管理的行为，从而不利于生物多样性保护。

例如在印度尼西亚，这种分歧部分存在于对森林和林业部管辖权的定义和范围过于简单化地理解上。不同的理解导致不同参与者和机构控制森林资源的水平有根本区别 (Contreras - Hermosilla and Fay, 2005)。遥感数据显示，印度尼西亚林业部法律规定为“林区”的很大一部分地区，实际上是当地社区种植的农用地 (果树、产树脂树和木材用树)、农用地或草地。这些地区目前还被当作天然林或自然土地，按照为木材生产重新造林进行监管；这种方式常常导致冲突的发生 (Contreras-Hermosilla and Fay,

“Currently, only a tiny minority of firms seek to achieve sustainable and long-term solutions to the environmental and social impact of their activities.”

2005)。在这种情况下，由于所有权不清（国家所有或社区所有），在控制土地和自然资源上的分歧只能通过一些特别的努力来弥补，即通过明确的行动策略来明晰国家划区政策，从而使所有利益相关方都清楚了解他们各自使用权的范围。

与工业的利益权衡

与利益相关方紧密相关的问题都应当作为可达到的、实际的目标，包括积极参与、能力建设、政策变化、土地利用规划、企业责任，与此同时，也不要轻视自然保护主义者或原住民遇到的一些复杂问题，这一点很重要。面对从事工业的人，一个主要危险是对于有关的公司和政府，他们成了“绿色洗衣机”，他们推动积极潜力，但同时也会略过实际可能出现的复杂的利益权衡和矛盾情况。随着伙伴关系的发展，最初具有良好意图的各方，对那些复杂和相互关联的社会环境问题，缺乏理解并寻求解决方案而长期投资的能力和意愿，最终却可能成为利益欲望/需求和目标冲突的受害者。有些合伙人会发现由于巨大的权力失衡，不论对相关公司或政府，他们都无力作出任何改变。例如，广受赞誉的玻利维亚 Noel Kempff 森林砍伐与森林退化减排（Reducing Emission from Deforestation and forest Degradation, REDD）项目，公司合作伙伴（主要来自能源领域）做出了巨大补偿，而批评者宣称森林滥伐只是转移到了其他地方，对当地社区也几

乎没有可持续化的利益（Densham *et al.*, 2009）。对于这类伙伴关系，必须负责任地推广。

还有一点也很重要，就是认识到在不同领域的不同公司资源采掘方式多种多样，而现在只有极少的公司试图对于他们的活动对环境和社会的影响，取得可持续的长期解决方案。然而这还可能转化为相当简单的方案，例如为基础生计活动提供支持，尤其是那些可以提供给养的，如勘探需要的蔬菜、鱼类和其他农产品（McNeely, 2005）。不加鉴别地将任何采掘业或重要基础设施项目归为“发展”的言论，可能会掩盖事实，实际上国家精英阶层不同程度地享受这种发展，但在当地居住的群体（包括动物和人类居民）受这些公司的活动影响最大，但得到的回报却最少，甚至没有回报，通常他们的损失远远大于他们的所得。

在某些情况下，勘探公司对强化当地机构不一定感兴趣，也不愿意尝试为社区和政府间的联系改进他们的服务和支持。这可能是短期观点的一个反映，对其他问题如生物多样性保护和自然保护也没有好的前景。尽管如此，如Yayasan Tambuhak Sinta基金会案例研究表明，恰当管理的勘探活动可以对环境和当地生物多样性产生相对较小的影响，而同时加强与当地社区的关系。如果哪个公司有更广阔的视野和社会责任心，那么他们可以为启动计划提供有用的起点和平台，致力于解决更广泛的问题，包括在工作区域内保护大型类人猿。

习惯法的土地保有和“公地”（“Commons”，是“公地悲剧”（“Tragedy of the commons”）的简称，指每个个体均独立且有理性地依照自身利益利用公共资源，尽管他们理解过度使用公共资源不利于群体的长期利益，但仍导致对公共资源的剥削。——译者注）

管理土地使用的机构和部门一直以来都优先考虑财政收入，而非生活在这些宝贵资源地区的人们的权利和利益。在很多情况下，这些个体（指原住民——译者注）甚至缺乏来自政府的基本认可如公民资格，因而在法规实施时也未考虑在内，即使这些法规是旨在保护原住民的文化而制定的。习惯法的土地保有既是社会制度也是法典；作为一种社会制度，这种权利具有巨大的韧性、持续性和灵活性。对于现今的土地继承者而言，最重要的是国家法律在多大程度上支持他们的土地权利，以及权利的兑现和规范执行中对其的维持情况（Alden Wiley, 2011）。问题不仅是谁拥有土地，更是这种所有权如何得到保护。

这个问题在非洲尤其严重。由社区共管的公地经市场交易转化为私有土地，当地人民就失去了一代人主要甚至唯一的收入来源。比如，在刚果民主共和国的一些地区，政府不承认也不保护原住民拥有、享有、支配或者使用他们共有土地的权利。结果没有任何有效的措施保证和保护他们的权利到位，而这些人民却成了他们自己土地的偷居者，还常常被剥夺了习惯使用和共用自然资源的权利（IWGIA, 2007）。当土地改造在全球范围发生时，公共权利通常被忽视，导致法律

无效而终，或者非立法本意的后果，对当地社区带来更加负面的影响。此外，这种法律框架和政府部门内部跨机构协调的有限性，也能导致对实施必要的保护和保障监管无力与缺失。习惯法土地保有和的变化也加剧了已经出现的不公平趋势，包括加速阶级形成和土地占有集中化。这种趋势损害大多数穷人的权利，正在增加对当地宝贵的公共资源的直接影响，这些资源包括森林和其中的类人猿种群。

国际机制

与土地保有及权利有关的国际机制，通过国际和国内的政治、法律、金融机构发挥作用。面对无力的治理和规章制度，让公司对其所在国和本国政府都负责任国际金融机构扮演着关键角色，它们要求想要贷款的公司和政府必需遵守设定条件。世界银行集团（World Bank Group, WBG）特别是集团中私营部门的贷款机构国际金融公司（International Finance Corporation, IFC），在全球被看作是企业行为的标准制定者。然而对如何解释自愿事先知情权仍有很多范围上的困惑，国际金融公司绩效标准修订稿中的具体措词，也对自愿事先知情权有无包括公司的自由决定权——不论其是否已经获得——留有解释空间。

（Weitzner, 2011）同时对于违规行为也几乎没有处罚，这表明自觉性主动性不能替代公司所在国与本国强有力的保护、法规和执法。

在过去，世界银行成功帮助一些国家促进投资以刺激发展。然而，为了保持与其投资范围一致，这些发展要集中于经济发展和加强私营部门。随着保持生态系统产品和服务（指生态

“In the face of weak governance and regulations to hold companies to account within both host and home governments, international financial institutions play a critical role.”

“The interplay between extractive industries, local communities, and conservation is complex and demands a multi-level response.”

系统为人类提供的各种资源和功能，如生产食物和水源、控制气候和疾病、营养循环和作物授粉。不仅是人类，包括动物和植物在内的所有生物均受益于这些资源和功能；人们对生态产品和服务为卫生健康、社交、文化和经济需求的重要社会作用有日益增长的认识。——译者注）的需求增长，促进生物多样性保护重要性的意识增强，世界银行可以发挥作用，帮助政府吸引公众参与发展决策过程，以及推动私营部门与公共部门间形成更加平等的伙伴关系。这可以帮助缓和被Randeria（2003）称作“狡猾状态”的权力不对等，“狡猾状态”是指主要促进政治精英的利益，充分利用政府自身的弱点使之对本国国民和国际机构不负责任。很多行政机构故意修改一些措辞，如本地的或边缘化的、同意或商讨，在讨好捐赠者的同时，规避与原住民权利或自愿事先知情权的概念相关的国际法责任。本章提到的很多事例表明，公民社会在监督、林业信息系统、管理规划、公私同盟（如共同打击非法资源采掘）方面的参与，可以为增加社区发展和利益相关方参与提供重要途径。如果土地登记制度和原住民社区的土地保有权权利正式化可以提供足够的动力来保护资源，那么它们同时还可以使同域的大型类人猿种群受益。这也能帮助私营部门明晰应当与谁谈判，从而大量减少由于彼此竞争的资源权利主张所产生的冲突。

结论

《联合国生物多样性公约》(Convention on Biological Diversity, CBD) 指出，只有对人类如何与自然世界互动有更深

入的理解，生物多样性才能得到保护 (CBD, 2012)。但是，在采掘业、当地社区和自然保护之间的相互作用是复杂的，需要多层面应对。高价值自然保护 (High Conservation Value, HCV) 区域不断减少，不言而喻显然需要一个网络，来涵盖受到充分保护的区域和得到精心管理的生产林。

在世界范围内，由社区管理并保护的陆地有至少360万平方公里 (3.6亿公顷，同正式保护区系统中的区域面积相当)，并且没有什么政府支持却保护得更有效。(Hermosilla and Fay, 2005) 然而在这些管理系统中，社会政治的和空间的不对称或不平等，在形成有机会从自然环境获取利益的方式上，可以起到关键作用。由资源引发的冲突的核心是对土地保有权的理解，如在Virungas的石油勘探的例子显示，如果没有全部利益相关方的支持推动可持续利用，那么保护社区权利和保护生物多样性的行动就不太可能取得充分成效。

不过，如果采掘业、开发方和自然保护的各部门不是以彼此为敌的方式，而是形成同盟关系采取行动，那么对保护森林和森林居民的可持续化生计是有很希望的。这种协作需要妥善应对大量的利益冲突。在法人层面，进一步厘清协商、合作的法律义务和社会责任，可以有助于企业实现协作。借鉴这一领域内的最佳实践，可以确定一个最低限度捐资额，用于生物多样性保护和当地发展（工作岗位、教育、医疗卫生、基础设施等）这在评标时应（纳入标底——译者注）被考虑在内。如在加里曼丹金矿有限公司的案例中所提及，所有利益相关方越早开始对话，结合细节研究，就越容易促成协作。

在当地层面，政策和计划致力于在法律上承认习惯法的社区土地和资源的权利，尽管不是完全没有风险，却可为经济效益、减少贫困和环境影响提供有利条件。如果得到正确执行，还能矫正过去剥夺的财产状态，它们对乡村人口的生计和经济机会是必不可少的。但是在政府和公民社会寻找威胁生态系统服务与生物多样性的解决方案的同时，清晰的土地保有权安排也必须成为未来策略的主干。缺少任何一个环节，都无法成就工业、人类社区和大型类人猿和谐共生的愿景。

致谢

主要作者：Adam Phillipson

其他贡献者或撰稿人：Marcus Colchester, FPP, Global Witness, Matthew Hatchwell, Justin Kenrick, Bardolf Paul, Edward Pollard, James Tolisano, Ray Victorine, Ashley Vosper, WCS, 和 YTS

第三章

采掘业对类人猿种群的生态影响

内容简介

本章探讨了采掘业活动对类人猿及其栖息地造成的显著威胁和风险。所有类人猿在其分布的地域内都受到国内法和国际法保护。因此，杀戮、捕获或交易类人猿或其身体部件均属违法。重要的是，要了解一个采掘业项目的每一阶段是在哪里以及如何影响大型类人猿及其栖息地。在采矿、石油和天然气项目中（见第五章），这些阶段包括勘探和评估、初期工程及可选方案分析、最终设计与选址、施工和调试、正式运营、关闭以及关闭后阶段。所有采掘业的各个阶段都有可能对原住类人猿具有一定影响，虽然范围和严重程度很可能不同。一般

照片：砍伐后林地中的大猩猩群落。大猩猩不愿意穿过大片无森林覆盖的空地。© Jabruson, 2013. 版权所有 www.jabruson.photoshelter.com



而言，我们已经知道野生动物的行为和生理机能都会受到人类活动影响（Griffiths and van Schaik, 1993; Kinnaird and O'Brien, 1996; Woodford, Butynski, and Karesh, 2002; Blom *et al.*, 2004a; Wikelski and Cooke 2006; Rabanal *et al.*, 2010; Ruesto *et al.*, 2010; Chan and Blumstein, 2001）。不同物种对环境干扰的反应根据其生物特征而各有不同，也因干扰的类型和范围不同而不同。具有高度特化需求的物种可能显示出重大不利影响，例如对于陆生及采食树皮昆虫的鸟类或蝙蝠，有关伐木影响的研究便显示出类似结果，而需求更广泛的物种受到的影响可能相对较小（Putz *et al.*, 2001; Peters, Malcom, and Zimmerman, 2006）。

采掘业对类人猿种群的潜在影响广泛多样：(1) 大规模皆伐（即不加区分地砍伐一个区域内的所有树木——译者注）和露天采矿造成的栖息地丧失，将导致原住类人猿种群彻底丧失或被驱离。(2) 由择伐（相对于皆伐，通常在一定区域内选择砍伐成熟的树木。——译者注）、地下小规模采掘作业造成的栖息地干扰和退化，很可能影响原住类人猿的家域和资源利用，并可能导致额外的间接影响。资源丰度的变化可能推动类人猿活动方式与能量收支的改变（energy budgets：能量收支，指反映动物能量摄入与消耗间的平衡，是研究动物适应周围环境的重要指标。——译者注）。这些改变可能是适应性的，但某种情景下能量收支降低则会导致饥饿、应激和低繁殖力，从而增加死亡率，最终反映在受影响栖息地对类人猿种群的承载能力降低。确实，在因择伐而退化的森林里类人猿种群密度下降，这是我们下面要讨论的一个普遍话题。由

基础设施建设造成的栖息地碎片化和整体森林质量下降，还可能具有长期效应，包括亚种群的隔离和种群生存能力长期下降（见扩展资料3.1）。由于栖息地受到影响，也可能对类人猿种群社交产生影响，迫使不同群组进入相邻地带，与同物种的其它个体发生更多交集，可能引起群组间内凝力丧失，增加相互攻击、冲突以及死亡率。所有这些因素都可能增加类人猿种群的应激水平，其潜在影响包括：能量收支改变，社交行为变化，死亡率升高，免疫抑制，生长率降低，以及繁殖成功率下降（Woodford *et al.*, 2002; Wikelski and Cooke, 2006）。

除了采掘业的直接影响外，还有些影响则是其他生计或商业活动的间接结果，而这些活动来自于采掘业带来的工作岗位或经济活动。通常最显著的间接影响是，由于人口规模和财富增加的推动，森林向人类敞开大门，并且通过开发得以进入曾为偏远之地的运输路线，使得可达森林和市场。与伐木和其他采掘业间接相关的威胁包括，专门针对类人猿的捕猎（如偷猎）增加，以及针对其他物种捕猎而无意中捕获并杀害类人猿的间接捕猎增加。这些情况是由于它们被视为具有药用价值，而存在为商业及生计目的的野味消费，以及活体动物交易。此外，栖息地退化（指栖息地质量下降而无法以最佳水平支持原有的动植物。自然退化通常有时空局限性，如地震、洪涝或土地滑坡导致的退化；而人类造成的退化则可能无法逆转且波及范围广泛，如工业扩张导致的退化。——译者注）与碎片化，土地变更为农业用地，可能来自人类的疾病，以及原住类人猿间疾病传播增多，都会对其种群产生不利影响

（见第七章）。由木材开采或采矿导致的森林过度退化，使森林更容易遭受旱灾和火灾及其他随机事件的伤害，从而使类人猿生存面临灾难性后果。在同一片景观环境内的多重产业和其他活动的累积效应，令这些不断增加的直接后果和密切相关的间接后果愈发加剧（见第七章）。

尽管我们罗列出长长一串采掘业作业可能对类人猿造成的潜在影响，其中

许多还只是推测，因为它们的因果联系尚未证实。然而，我们可以由已知的采掘过程和大量的类人猿社会生态学信息作出推断（见本章“四、潜在的长期影响与未来研究方向”）。还有一小部分研究从采掘业进入前到采掘业开工后追踪了类人猿种群，记录了采掘业造成的其他影响。本章凭借大量文献资料总结出类人猿对采掘业活动的反应，对类人猿面临的来自伐木

扩展资料3.1

大型类人猿能在森林碎片中存活么？

当东南亚的森林被清除，猩猩将在周围地区寻求庇护所。如果森林重生，它们可能会回来，但退化的森林并不能满足猩猩所有的生物需求。它们起码要有交织混合的栖息地类型，像在马来西亚高度碎片化的Kinabatangan冲刷平原，但河岸生态结构与混合型低地龙脑香森林沿岸仍然可见（Ancrenaz *et al.*, 2010）。研究也发现猩猩可以在金合欢树与桉树种植园中生存（Meijaard *et al.*, 2010），不过这些个体的长期生存能力尚不确定。

在非洲，在中央盆地之外的大型类人猿种群受到栖息地碎片化的严重威胁，因人类活动主要是刀耕火种的农业方式，东非和西非遭到大量毁林，（如Brncic, Amarasekaran, and McKenna, 2010）。黑猩猩和倭黑猩猩能够使用范围广泛的栖息地类型，所以它们可不局限于密林。几内亚、马里、塞内加尔和坦桑尼亚境内，黑猩猩在稀树草原林地、沿岸走廊林和相当贫瘠的干燥林交织混合的栖息地中居住；有些倭黑猩猩在沼泽林、干燥林、沼泽草原和稀树草原林地交织混合的地方出没。尽管如此，在这些开放环境中，黑猩猩和倭黑猩猩仍然严重依赖任何可用的林木植被蔽荫和筑巢。在加蓬，研究发现在破碎的斑块林和条状连绵林中黑猩猩密度相近，而大猩猩密度则在碎片林中比在连绵林中低很多，因为大猩猩通常不愿穿越大片无林木空地（Tutin, White, and Mackanga-Missandzou, 1997）。

对伐木导致的栖息地碎片化的研究表明，大型类人猿受到的影响取决于不同物种（Tutin and Fernandez, 1984; Plumtre and Reynolds, 1994; Hashimoto, 1995）。Onderdonk 和 Chapman（Onderdonk and Chapman, 2000）研究了乌干达Kibale国家公园外围森林碎片的特征和灵长类动物的占地情况。在总共20个森林碎片里，他们发现9个碎片中有黑

猩猩存在的证据，有些碎片小到仅8000平方米（不到1公顷）。不过他们认为，黑猩猩只是在这些地点短期采食，并且在片区之间频繁穿行。他们未发现灵长类动物存在与特定片区特征（片区大小、与最近片区间的距离、与国家公园的距离、提供食物树木的数量）之间有何关系。在乌干达Bulindi的河岸碎片栖息地中生存的黑猩猩，那里具有的食物资源与Budongo附近黑猩猩的明显不同。显然，那里的资源足够黑猩猩存活，甚至可能是持续人为干扰的直接结果（McLennan and Plumtre, 2012）。同样在加蓬，黑猩猩和大猩猩也会光顾天然林碎片，但不会长时间占据这种小森林片区，其周围就是稀树草原草地（Williamson, Tutin, and Fernandex, 1988; Tutin, 1999）。

一项近期在塞拉利昂的调查（Brncic *et al.*, 2010）发现，有大约2000只黑猩猩居住在官方保护区以外，在剩余的森林片区间穿行，于再生农田林（farmbush，是一种森林经历刀耕火种之后退化的次生林——译者注）和次生林中觅食，但严重依赖于人类消费的种植作物。目前尚不清楚这些个体是否能够长期存活，或者是否为一个萎缩的种群残余。在尼日利亚，黑猩猩似乎在碎片森林中勉力存活下来，但是所调查地点残留的黑猩猩最近也在流失（Greengrass, 2009）。

根据Harcourt和Doherty（Harcourt and Doherty, 2005）的研究，在有灵长类动物的森林碎片中，65%的区域不足1平方公里，这对于长期支撑大型类人猿生存远远不够，除非这些森林碎片与其他适宜的栖息地相连。这种栖息地可以是天然的也可以是人工改造的，例如在东非和西非大型类人猿常常使用的森林农田交织混合类型（Hockings and Humle, 2009）。极危的西非罗斯河大猩猩在严重碎片化的景观环境里存续，然而那里有大量栖息地和分散型森林走廊（Bergl *et al.*, 2012）。所以，看起来在人造栖息地中大型类人猿要依赖景观环境中其他地方的资源，而要保证其存活，必须凭借森林走廊网络保持栖息地的联通性。

和采矿两类采掘业的问题，分别予以阐述。我们还遵循生物分类学和地理学两条线分别进行分析，由于它们不同的生态需求，不同采掘业与区域标准所构成的威胁不同，将包括猩猩和非洲类人猿（大猩猩、黑猩猩和倭黑猩猩）在内的大型类人猿与长臂猿分开讨论。本章开篇将介绍类人猿的社会生态学，为文献记载对这些物种的影响和潜在的生态影响提供背景。随后我们将对采掘业影响类人猿的详细研究进行文献综述，并推测其他研究可能揭示哪些影响。

本章的重要发现有：

- 皆伐与类人猿的存续毫不相容，会令它们彻底消失。
- 类人猿生存对择伐或负责的伐木行为的耐受程度目前未完全明了，但过量采集木材会导致类人猿种群密度大幅下降。
- 由伐木导致的类人猿行为改变目前知之甚少，但已知在采伐区由于食物利用度发生变化，会导致居住在此的类人猿能量负平衡。
- 伐木对长臂猿存续的影响难以清晰区分，尤其是长臂猿在地理范围内分布广泛。
- 目前缺乏有关采矿对所有类人猿影响的关键性信息。
- 为采掘业提供教育有明显且迫切的需要，以便使他们理解采掘作业初期阶段（基线）对类人猿种群影响研究的重要性。
- 需要在所有有类人猿的国家提出法律要求，在勘探和开采发生之前、之中和之后，都采取野生动物友好最佳实践。

类人猿社会生态学

大型类人猿社会生态学

大型类人猿共有6个物种（2017年科学家新发现一个独立的猩猩物种：达班努里猩猩，因此大型类人猿目前共有7个物种。本书英文版成书早于2017年，故未更新。——译者注）：2个猩猩物种（婆罗洲猩猩和苏门答腊猩猩）（加上达班努里猩猩，共3个猩猩物种。——译者注）、2个大猩猩物种（东非大猩猩和西非大猩猩）、黑猩猩和倭黑猩猩。在此我们将概述大型类人猿社会生态学的多个方面，以及对它们生存至关重要的基本需求，而这在本书是非常重要的内容。在不同物种间，甚至是同一亚种的不同种群间，存在相当大的区别。（关于猩猩的更多细节信息可参见Wich等人编写的那卷书（Wich *et al.*, 2009 b），对更新的关于非洲大型类人猿的综合信息可参见下列文献：Emery Thompson and Wrangham (2013), Reinartz, Ingmanson, and Vervaecke (2013), Williamson and Butynski (2013a, 2013b), and Williamson, Maisels, and Groves (2013)）。

类人猿社交组织与结构

三类大型类人猿属之间社会组织有相当大的区别：猩猩是半独居的，大猩猩在稳定的混合性别群体里生活，黑猩猩和倭黑猩猩则形成动态（分离聚合，fission-fusion）群落。黑猩猩和倭黑猩猩群落是多雄多雌的紧密社交网络，根据食物可利用性及是否有排卵的雌性（如Wrangham, 1986）而分离为较小群组，而当有充裕的食物来源时便汇集（聚合）到一起。黑猩猩群落的平均规模为35只个体，但在乌干达也有已知特别大的群落有150只个体（如Mitani, 2009）。在森林栖息地中，群组的规模通常是5至10只个体；而在Fongoli（位于塞内加尔——译者注）的稀树草原—林地中，群组的规模平均是15只个体（Pruetz and Bertolani,

2009）。倭黑猩猩的群落由10至120只个体组成。在地面觅食时，倭黑猩猩的社会单元会分散为混合性别的群组，但比黑猩猩群组规模大且更有凝聚力，平均为5至23只个体。在水果稀少时，这两个物种的群组规模都会更小（如Mulavawa *et al.*, 2008）。

大猩猩由于体型硕大和食叶偏好（以树叶为主食），水果短缺不是问题，并且适应在有凝聚力的社会单元里居住。生活在相对稳定的类群里，有一只或多只成年“银背”雄性大猩猩，数只雌性以及它们的幼崽。大猩猩种包含的各种大猩猩亚种的群组规模、组成和分离模式都很相似；平均群组规模为10只个体。主雄（dominant male）的一个主要角色是利用自己的力量、个头以及令人生畏的展示行为，来保护本群的雌性不受其他群的雄性干扰。在雌性大型类人猿中，只有雌性大猩猩一直与雄性保持关系，才能依赖雄性保护它们的婴儿免遭其他雄性的杀婴行为攻击（Robbins *et al.*, 2004）。如果一个雌性带着婴儿迁移到新的群组，就要面临幼崽被新群组的主雄杀害的风险（Watts, 1989；亦可见“繁殖”部分）。

猩猩的群落界限松散，居住在一个群落的猩猩与其周围的猩猩邻居彼此熟悉。大多数面部有颊垫的成年雄猩猩处于半独居状态，而个头略小无颊垫的成年雄性与其他雄性能够比较相容（有些成年雄性猩猩个头增大，发育出颊垫，同时雄激素水平增高（Emery Thompson, Zhou, and Knott, 2012））。成年雌猩猩比成年雄性更合群、喜交际，有亲缘关系的雌性间或会一起在林中进行。无颊垫的雄性也会与雌性及其幼崽一起行进，这种群居性/合群性显著影响它们对栖息地的要求以及巡域行为。苏门答腊的森林比婆罗洲的更多产（Wich *et al.*, 2011c），所以苏门答腊猩猩在食物充足时就会群聚到一起（Wich *et al.*, 2006）。苏门答腊猩猩的群组规模也稍大一些（平均1.5至2只个体；Mitra Setia *et al.*, 2009）。

类人猿繁殖

大型类人猿繁殖十分缓慢。大猩猩和猩猩的孕期与人类几乎相同，持续9个月；较小的黑猩猩和倭黑猩猩的孕期稍短，持续7个半月至8个月。雌性通常一胎只生育一个婴儿，不过也有双胎生产的情形出现。而在产双胎的情况下，母亲往往不可能保住两个婴儿都成活（如Goossens *et al.*, 2011）。大型类人猿没有特定的生育季节，但由于雌性的生殖周期对能量需求高，并且要保持好的身体状态，因此怀孕会由食物充裕度决定，而食物充裕度可能具有季节性（Emery Thompson and Wrangham, 2008）。在涉及资源可利用性的特定月份期间，可能会有生育高峰。婆罗洲猩猩居住在有明显季节性的龙脑香科森林中，在丰果期（mast fruiting，是在没有季节性气温或降雨变化的情况下，大量果树同时结果的现象，通常2至10年出现一次。——译者注）最有可能怀孕，因为这时含脂量高的种子充足（Knott, 2005）。苏门答腊猩猩则不用面对类似的严苛限制（Marshall *et al.*, 2009a）。大猩猩相对较少依赖果实，繁殖也没有季节性。然而雌性黑猩猩和倭黑猩猩在果实充裕时更易排卵，所以在某些种群里会有雌性怀孕高峰的情形，由此导致出生率高峰（如Anderson, Nordheim, and Boesch, 2006）。

年轻的大型类人猿发育相当迟缓，需要依赖其母亲很多年，会一直和母亲在同一个巢里睡觉，直到断奶或者母亲生产下一胎。我们对于大型类人猿断奶年龄目前仅有初步了解，大致估测范围是非洲类人猿在4至5岁，婆罗洲猩猩为5至6岁，苏门答腊猩猩是7岁。非洲类人猿断奶标志着婴儿期结束，但猩猩直到7至9岁才能完全独立而不依赖其母亲（van Noordwijk *et al.*,

“There is a need for legal requirements in all ape countries to adopt wildlife-friendly best practices before, during, and after exploration/extraction have occurred.”

2009)。雌性泌乳会抑制它们恢复生殖周期，所以当婴儿还在哺乳时，雌性就不会怀孕（如Stewart, 1988）。因此大型类人猿的生育间隔很长，非洲类人猿平均在4至7年，婆罗洲猩猩为6至8年，苏门答腊猩猩是9年。有观点认为，猩猩极长的生育间隔是由于它们近乎独居的生活方式。猩猩母亲这种程度投入的收效是婴儿低死亡率，大约90%的猩猩婴儿都能成活，比较而言，山地大猩猩的婴儿成活率是73%，而一些黑猩猩种群例如在坦桑尼亚西部的黑猩猩则低至50%（Wich *et al.*, 2004, 2009a）。

在整个动物界有一个普遍现象能够缩短生育间隔，在由外部影响导致的行为方面也有重大意义，这个现象就是弑婴，即同物种的成员扼杀尚未断奶的幼崽（Harcourt and Greenberg, 2001）。在大型类人猿中，弑婴现象通常来自与母婴无亲缘关系的成年雄性，并且致使母亲提早恢复生殖周期（因为不再有婴儿吮吸）。弑婴现象在大猩猩和黑猩猩中都有文献记载，但尚未在猩猩中发现，在某种程度上这与它们近乎独居的生活方式有关（Beaudrot, Kahlenberg, and Marshall, 2009）。有些雌性大型类人猿采用一种策略，即通过与多只雄性交配来“迷惑”父系关系。雄性倭黑猩猩毫无迹象认定具体哪个幼崽是其亲生，由此在它们的群落似乎不存在弑婴现象（Furuichi, 2011）。

繁殖速度缓慢在所有大型类人猿中是普遍情况，这是由于母亲对一个幼崽的大量投入，以及婴儿发育和成年过程缓慢。雄性倭黑猩猩在10岁左右达到性成熟，雄性黑猩猩要到8至15岁达到性成熟（Emery Thompson and Wrangham, 2013）。雄性东非大猩猩到15岁成熟；雄性西非大猩猩至18岁才

完全成熟（Breuer *et al.*, 2009）。雄性猩猩在8至16岁达到性成熟，但是至少在35岁以后发育出颊垫（Wich *et al.*, 2004）。猩猩和大猩猩在灵长类中是最具有性别二态性的动物，（性别二态性：指同一物种在不同性别之间的差别。——译者注）这也反映在这些物种成年雄性间的激烈体力竞争。一些有颊垫的雄性猩猩极具侵略性，它们可以独占一片区域，以吸引处于发情期的雌性进入（Delgado, 2010）。

雌性大型类人猿在相近的年龄达到性成熟：雌性猩猩在10至11岁开始展现性行为，黑猩猩为7至8岁，倭黑猩猩于9至12岁开始排卵周期，大猩猩是6至7岁。第一胎生育年龄在猩猩是15至16岁，大猩猩为10岁（平均范围在8至14岁），黑猩猩于13岁半（在不同地区的平均范围是9岁半至15.4岁），倭黑猩猩是13至15岁。大猩猩和黑猩猩的平均生育率为每个成年雌性年生育0.2至0.3胎，或每个成年雌性每3.3至5年生育一胎。有研究估算了山地大猩猩和黑猩猩雌性一生平均生殖成功率：雌性黑猩猩一生生育4个后代，但只有1.5至3.2个能够在婴儿期后存活（如Sugiyama and Fujita, 2011）；雌性山地大猩猩一生平均生育3.6个后代（Robbins *et al.*, 2011）。相比非洲类人猿，猩猩在所有哺乳动物中有最缓慢的生命史，它们生育第一胎的年龄较晚，生育间隔较长，代际时间也较长（Wich *et al.*, 2009a）。大型类人猿的代际间隔为20至25年（IUCN, 2013）。

类人猿栖息地偏好与筑巢

多数大型类人猿居住在密闭、潮湿的热带混交林中（混交林：与“单纯林”相对，指由两个或两个以上树种组成的森林，可以形成层次多、冠层

厚的林分结构。——译者注），它们占据的森林类型范围广泛，包括低地、沼泽、季节性淹没地区、走廊、海岸、山麓、山地森林和次生林。黑猩猩东非亚种和西非亚种，也出现在以稀树草原为主的景观环境里。在非洲和亚洲海拔500米以下的广阔陆地与沼泽森林中，发现有最大的大型类人猿种群（如Morrogh-Bernard *et al.*, 2003; Stokes *et al.*, 2010），虽然东非大猩猩的活动范围可达海拔3800米。大猩猩、黑猩猩和倭黑猩猩在大瓣苏木为单一优势品种的森林里罕见，那里草本层稀疏，只有在中非每4至5年大瓣苏木大量产果时能够见到它们的身影（如Blake and Fay, 1997）。

非洲大型类人猿为半陆生。猩猩曾被认为是完全树栖，但最近研究显示婆罗洲猩猩也利用陆地移动（Loken, Spehar, and Rayadin, 2013）。尽管如此，相较于其他大型类人猿，猩猩的

身体结构并不适应在地面长途行走，它们更多依赖于藤蔓在林冠层移动，（林冠层：指那些紧密分隔开的树木和它们树枝的稠密的顶层。——译者注）而不下到林地上来（Thorpe and Crompton, 2009）。大型类人猿不仅在树上取食，也在树上休息、社交、睡眠，不过大猩猩和黑猩猩白天经常在地面休息。作为具有很丰富智力的哺乳动物，它们需要长时间睡眠。所有大型类人猿都有一定程度上与生俱来的行为习惯，它们会筑巢以备过夜；每个已断奶的个体几乎每天筑一个新巢（如Tutin *et al.*, 1995）。大猩猩往往在地面筑巢，通常利用草本植物做个软垫。有些黑猩猩种群偶尔也在地面睡眠（如Koops *et al.*, 2007）。为了筑巢，大型类人猿需要利用足够坚固的树木支撑其体重，同时又足够柔韧使树枝能够弯曲并彼此扣紧，还有大量树叶在坚硬地面上提供缓冲。这些床

照片：为了筑巢，大型类人猿需要利用足够坚固的树木支撑其体重，同时又足够柔韧使树枝能够弯曲并彼此扣紧，还有大量树叶在坚硬表面上提供缓冲。
© Kathelijne Koops



“The great apes' frugivorous nature is an important factor in maintaining forest diversity as they are important seed dispersers.”

建在高高的树上，通常距离地面10至30米（如Morgan *et al.*, 2006）。猩猩选择在粗壮并具有稳固性的树上筑巢，类似建筑物的扶壁构造，能够给它们提供保护免受风吹雨淋（如Prasetyo *et al.*, 2009; Cheyne *et al.*, 2013）。

这种窝巢为增进睡眠质量提供了舒适和帮助。一项近期研究对塞内加尔和坦桑尼亚的黑猩猩筑巢习性作了比较，表明这种窝巢有多重功能，包括隔热保温、提供简单保护防止熟睡时从树上坠落，而把巢建在地面以上还有一个重要因素是捕食者的存在（Stewart and Pruetz, 2013）。在树上建巢可以躲避夜间活动的捕食性动物和其他大型森林哺乳动物，如野猪和象。对于易受捕猎所害的种群，睡眠地点的选择至关重要：在喀麦隆的西非低地大猩猩和在刚果民主共和国（DRC）东部的格劳尔大猩猩（Grauer's gorilla，亦称东非低地大猩猩），就在人们发现难以涉足的地点筑巢（来自E.A. Williamson的个人观察）。各种抗寄生虫和抗疾病的功能也被归因于筑巢，尤其是这些窝巢罕见重复使用（如Fruth and Hohmann, 1996; McGrew, 2010）。因此，栖息地的构造和树木品种的多样性对大型类人猿显然至关重要。

类人猿的食物与采食

大型类人猿不是严格的植食性动物，所有物种都取食昆虫，有些还食肉；然而，它们都适应了固定饮食结构即食用植物最容易消化的部分：如肉质果实、新鲜树叶、叶柄、花蕾、嫩芽、香料植物。森林中树木结出的成熟且含糖分的果实，是它们的主要营养来源，只有山地大猩猩例外，它们居住的高海拔地区不易找到肉质果实（Watts, 1984）。其他非洲类人猿的日

常食物平均62-85%是果实，并且有明显的季节差异（如Rogers *et al.*, 2004）。婆罗洲猩猩不如苏门答腊猩猩的果食性强，因为它们每年会经历数月几乎找不到果实的情况（Russon *et al.*, 2009）。大型类人猿的果食性天性是维持森林多样性的一个重要因素，因为它们成为重要的种子播撒者（如Tutin *et al.*, 1991; Gross-Camp, Masozera, and Kaplin, 2009; Beaune *et al.*, 2013）。

即使最大型的类人猿，为了采食也会偶尔爬到30米以上的高度。它们不随机觅食，而是选择性采食，即倾向于在广泛可选食物中选择相对很少的几种（如Leighton, 1993）。尽管非洲类人猿的食物很多是从林冠层获取的，它们也在森林各层觅食，并且大多数情况下还专门采集丰富的地表香料植物，这些植物在更潮湿的森林地区常年都可获得。

在食物匮乏时期，饮食结构的灵活性异常重要。“后备食物”是那些总能得到但“不受青睐”的食物，通常质量低下，例如树皮和未成熟的果实（Marshall and Wrangham, 2007）。当肉质果实稀少时，倭黑猩猩、黑猩猩和大猩猩会食用更多草本和木本植被，例如嫩芽、嫩叶和树皮（如Rogers *et al.*, 1994）；在很多地方，黑猩猩在其偏好食物稀缺时会食用更多无花果。同样，猩猩也会进食大量树皮和无花果，这些都是常年富有的产出。有些婆罗洲猩猩种群居住在季节性强的栖息地，它们在食物短缺期间就要经受能量负平衡阶段（Knott, 1998a, 2005）。

类人猿活动范围

大型类人猿每天在森林里穿行寻找食物。它们的移动路径并非随意的，通常限定在特定地点，即某只或某群类

人猿熟知的森林区域。在复杂的森林环境中觅食要有空间记忆和认知地图，（认知地图：是在过去经验的基础上，产生于头脑中、类似于一张现场地图的模型。是对局部环境的综合表象，包括事件的简单顺序、方向、距离甚至时间关系的信息——译者注）已经证实，黑猩猩可以在多年内记住成千上万棵树中每一棵所在的位置（Normand and Boesch, 2009）。其他大型类人猿物种很可能也具有相似的心智。

或多或少受到林冠层的局限，猩猩不作长距离穿行：成年雌性与有颊垫的雄性婆罗洲猩猩每天移动200米至1000米。无颊垫的成年雄性体重更轻也更敏捷、能够更快速移动，通常为2倍的距离。苏门答腊猩猩移动距离更远，但平均也不超过每天1公里（Singleton *et al.*, 2009）。半陆生的非洲类人猿活动范围更加广泛，其中果食性最强的每天会漫游数公里：黑猩猩每天行进2至3公里，偶尔会远达10公里；倭黑猩猩和西非低地大猩猩平均每天行进2公里，有时达到5至6公里（如Doran-Sheehy *et al.*, 2004）。栖息地和季节影响白天活动时长，也影响家域的使用。

被个体、类群或群落（根据物种决定）习惯性使用的区域面积称作家域。雄性婆罗洲猩猩的家域平均为4至8平方公里，雄性苏门答腊猩猩的家域则更大，它们在沼泽森林中的家域超过25平方公里（Singleton and van Schaik, 2001）。猩猩家域交叠的面积通常很广泛。地位高的有颊垫的雄性能在某种程度上独占食物和雌性，因此可以暂时居住在一个相对小的区域（如Delgado and van Schaik, 2000）。确立对家域的控制范围有助于确保对其中资源的使用（如Delgado, 2010），

并且一个雄性的家域内可能包含多个雌性的（较小的）家域。有颊垫的雄性猩猩彼此不能互容，但是它们并不采取主动防御的方式，而是通过发出长啸（long call）来确立个体空间。无颊垫的雄性苏门答腊猩猩偶尔会聚在一处大家都喜欢的食物资源周围，可能还有一只颊垫的雄性在场，只要彼此之间保持距离，就罕见出现肢体冲突；然而，成年雄性猩猩间近距离遭遇会触发挑衅炫耀行为（aggressive display），从而有时会导致打斗（Knott, 1998b）。当雄性进行搏斗并且使对手遭受重伤时，伤口感染可能导致死亡。已知在雄性婆罗洲猩猩当中出现过多次这类死亡事件（Knott, 1998b）。

东非大猩猩的活动范围覆盖6至34平方公里（Williamson and Butynski, 2013a）。西非大猩猩的家域范围平均在10至20平方公里，不过Head等人（Head *et al.*, 2013）报导在加蓬海岸地区有一处家域超过50平方公里。大猩猩没有领地性，它们与相邻类群的家域交叠情形大量存在。由于在茂密森林里能见度低，可能在使用同一片区域的类群间未能看到彼此而发生遭遇。为此，主雄之间则会以发声和捶胸的方式交流，有时持续数小时，直到一方离开或者双方都离开。有些特定情形下不同类群间会忽略对方，比如在刚果北部发现的大片沼泽空地，这里能见度良好，成年雄性可以在安全距离以外观察到可能出现的竞争者（Parnell, 2002）。这些雄性会有炫耀行为，但肢体接触很罕见。相比较而言，对山地大猩猩的研究显示，成年雄性在类群间遭遇时有17%的情况下发生了接触性攻击行为（Sicotte, 1993）。在大猩猩之间严重攻击行为罕见，但当竞争逐步恶化时，打斗也会变得激烈，并出现灾难性后果。在类群相遇

“The structure of the habitat and the diversity of tree species are critical to great apes.”

“A great ape population that has been reduced in size is likely to take several generations to recover.”

中持续受伤可以引发败血症而导致死亡 (Williamson, 待出版)。

居住在森林栖息地的黑猩猩的家域在7至41平方公里间不等 (如Emery Thompson and Wrangham, 2013), 而在较干旱的栖息地则范围会更大 (如超过65平方公里, Pruetz and Bertolani, 2009)。被雄性保护的群落的家域, 雌性在其中会有小块的“核心”区。雄性的领地性很强, 它们会在家域的边界巡视, 在其家域与另一群落的家域毗邻时尤其如此。成群的雄性黑猩猩会攻击相邻群落的成员, 某些种群以其攻击性而闻名 (Williams *et al.*, 2008)。Wilson等人 (Wilson *et al.*, 2012) 报导称, 大多数攻击由有大量雄性的群落或巡视队伍挑起, 受害者常常是成年雄性和婴幼儿。而争端的获胜方则从得到更多雌性和扩大其家域范围中获益。倭黑猩猩群落共享22至58平方公里的家域, 群落间有40%至66%的面积交叠 (如Hashimoto *et al.*, 1998)。倭黑猩猩既没有领地防御行为, 也没有协同巡视行为。不同群落的两个群组倭黑猩猩会频繁遭遇, 通常会用标志性的高声调兴奋啼叫打招呼, 而不发生冲突 (如Hohmann *et al.*, 1999)。有些遭遇会有攻击性行为, 但是至今尚无致命事故记载 (如Hohmann *et al.*, 1999)。

大猩猩和黑猩猩是同域物种, 这两个物种有时会在同一产果树前相遇。大多数情况下, 黑猩猩和大猩猩间的食物分配可以避免直接的食物资源竞争。如果可利用的栖息地面积有限, 这种天然的减少竞争的机制就将失效。目前鲜有观察到这两个物种之间的冲突, 它们即使遭遇也是和平的, 或者以竞争性比赛为结局。在乌干达, 人们观察到一只大猩猩正在无花果树上采食, 几米远内就有几只成

年雄性黑猩猩, 而就在同一地点, 一群黑猩猩阻止了一群大猩猩暂时进入其占据的树林 (Stanford, 2006)。在刚果共和国, 也看到它们共同采食的情形。目前, 未观察到大猩猩和黑猩猩间的遭遇有攻击性, 有研究认为这两个物种在有双方都青睐的食物资源吸引、尤其食物稀少时, 它们之间更加宽容 (Morgan and Sanz, 2006)。

下列2个关键点值得注意:

1. 由于这些长寿物种的低繁殖率, 对它们的生物学记录需要花费数十年研究。
2. 当一个大型类人猿种群规模下降, 可能要经过几代才能重新恢复。

这些因素使大型类人猿面对威胁时, 比小型、快速繁育的物种更脆弱。猩猩的繁殖率在所有大型类人猿里最低, 因此它们最容易受到种群丧失的威胁。还有重要的是, 大型类人猿大脑很大, 它们严重依赖社会学习。种群和个体会展现出不同的习得行为, 并以不同方式利用其自然栖息地。根据这些观察结果, 我们但愿大型类人猿在一定程度上能够适应栖息地的变化, 从而对栖息地退化和栖息地被人类利用显示出一些抗性。

长臂猿社会生态学

长臂猿 (长臂猿科, Hylobatidae) 在所有类人猿中分布最广泛, 可见于印度阿萨姆邦、向东穿过孟加拉国、缅甸、泰国、中国西南部、柬埔寨、老挝、越南, 之后向南穿过马来西亚和印度尼西亚。目前分为4属19种 (目前共4属20种长臂猿, 白眉长臂猿属的天行长臂猿于2017年被认定为新的物种, 本书成书早于此, 故未更新。——译者注); 其中, 长臂猿属

(*Hylobates*) 包含9个物种, 黑冠长臂猿属 (*Nomascus*) 居次, 包括7个物种, 白眉长臂猿属 (*Hoolock*) 有2个物种 (如前所述, 本属目前共3个物种——译者注), 还有单一物种的合趾猿属 (*Symphalangus*) (IUCN, 2013)。印度尼西亚有最多种长臂猿, 共8个物种, 其后是老挝、越南和中国, 各有6个物种 (加上天行长臂猿, 中国共有7个物种——译者注), 同域性在有些物种间存在, 通常发生在较窄范围内, 唯一例外是生态学上差异很大的合趾猿与白掌长臂猿 (*Hylobates lar*) 及黑掌长臂猿 (*H. agilis*, 亦称敏长臂猿), 它们之间可能有同域性。

长臂猿非常濒危, 在灵长目中通常被认为是最濒危的物种 (Melfi, 2012), 在世界自然保护联盟濒危物种红色名录中 (IUCN, 2013), 长臂猿有4个物种极危, 13个濒危 (目前加上天行长臂猿共14个濒危物种——译者注), 1个易危, 1个未评估 (北黄颊冠长臂猿, *Nomascus annamensis*)。这种物种保护迫在眉睫的状态, 源于大规模的栖息地丧失和碎片化以及捕猎活动。这些威胁背后的推动力及其严重程度不一, 因为长臂猿在10个国家有广泛分布, 这些国家的民族构成、法律环境、乡村社区对森林的依赖程度、商业用林开采, 都各有不同。对长臂猿的捕猎主要发生于为了生计、传统中药及宠物贸易; 而栖息地丧失与碎片化, 则来自将森林变为小型产业规模农场、基础设施建设以及与本书特别相关的伐木与采矿作业 (关于间接影响, 见第七章)。

长臂猿出现在多种多样的栖息地, 主要包括低地、山麓、山地阔叶常绿林与半常绿林, 以及龙脑香科树木为主的森林和落叶混交林。有些黑冠长臂猿属的成员也出现在石灰岩喀斯特

森林里, 有些长臂猿属的种群出现在沼泽林中。长臂猿可能出现在从海平面起到海拔1500至2000米之间, 根据物种及特定地点而分布。例如有记录显示, 在中国的西黑冠长臂猿 (*Nomascus concolor*) 到达过海拔2900米的高度。长臂猿是完全树栖的 (Bartlett, 2007), 因此受到森林范围和质量的密切影响 (有例外的罕见记录, 观察到它们用双足行进, 在地面穿过林冠空隙 (forest gaps: 又称林窗、林隙, 指上层林冠树木死亡或因干旱、火灾等导致成熟优势树种死亡, 在林冠层造成空隙的现象, 从而在林地上形成不连续的林中空地。——译者注), 或接近在退化和碎片化栖息地中的独棵果树)。

长臂猿也要依赖森林生态系统采集食物。长臂猿的食物结构特征通常是大量摄入果实, 一些研究显示以无花果为主, 伴以嫩叶和少量成熟叶片与花朵 (Bartlett, 2007; Elder, 2009)。有记录说其所依赖的蛋白质来源有昆虫、鸟蛋、小型脊椎动物, 但文献有可能代表性不足。长臂猿天生的果食性对维持森林多样性意义重大, 它们是最重要的种子播撒者 (McConkey, 2000, 2005; McConkey and Chivers, 2007)。

长臂猿具有领地性, 每个家庭群组维护一片领地, 防备其他群组侵入。每个家庭的领地平均约为0.42平方公里 (42公顷) (Bartlett, 2007), 但也有相当程度的差别。有线索表明更靠北的黑冠长臂猿类 (*Nomascus taxa*) 可维持较大的领地, 可能因为那里有更多季节性森林, 一年中有些时候资源丰度较低。通常认为长臂猿典型形成和睦的单偶制家庭群组。然而近期研究显示, 它们并不一定是单偶制性行为 (Palombit, 1994)。有些明显例外包括: 多对交配 (与配偶以外的个体

“Gibbons are highly threatened, and have been referred to as the most threatened of primate families.”

交配), 个体离开家庭领地与相邻领地的个体住在一起, 以及由雄性照顾婴儿 (Palombit, 1994; Reichard, 1995; Lappan, 2008)。此外, 更靠北的东黑冠长臂猿 (*N. casutus*)、西黑冠长臂猿 (*N. concolor*) 和海南长臂猿 (*N. hainanus*), 看起来更经常形成多偶制群组, 其中不止一只正繁殖的雌性 (Zhou *et al.*, 2008; Fan Peng-Fei *et al.*, 2010; Fan Peng-Fei and Jiang Xue-Long, 2010)。对于这种变化不定的社会结构和交配结构, 目前尚无统一论, 而它们可能是自然的, 也可能是由于种群规模小、生存环境受压缩或非理想栖息地的副产品。

雄性和雌性都会离开它们的亲代群组 (Leighton, 1987), 基于有限数据大约在9岁左右 (Brockelman *et al.*, 1998), 然后去建立自己的领地。通常它们也在此年龄段有自己的第一个幼崽。然而圈养环境的数据则显示, 长臂猿达到性成熟可以比这早很多, 为5岁半左右 (Geissmann, 1991)。生育间隔在2至4年范围内, 孕期持续约为7个月 (Bartlett, 2007)。虽然圈养的个体有记录存活至40岁, 野生环境长臂猿的最长寿命尚不知晓, 但被认为比之要短。由于长臂猿成熟年龄相对较晚, 加之生育间隔较长, 所以繁殖年限可能只有10至20年 (Palombit, 1992)。因此长臂猿的种群代际更新相对缓慢。

关于伐木对类人猿种群直接影响的研究

商业性和手工伐木都对森林组成和结构造成改变, 变化程度从栖息地退化到栖息地消失。类人猿作为依赖森林为生的物种, 对其负面影响最显著的是皆伐, 因为这种伐木方式会移除绝

大部分乃至全部林木。皆伐与类人猿存续完全不相容。由于皆伐导致类人猿完全消失, 所以本部分我们不考虑皆伐, 而专注于讨论择伐问题。择伐与有责伐木 (减轻影响的伐木 (reduced-impact logging, RIL), 见第四章) 不同。择伐是一种林业技术, 用于在一定程度上模仿树木自然更替率, 仅移除一定比例的商业用途树木 (Okimori and Matius, 2000)。理论上这种方式顾及到森林可持续利用, 因为在再次伐木前森林能够天然更新 (Rijksen, 1978)。然而即使树木移除保持在低水平, 可以预计仍将对森林产生重大损害, 采掘机械和倒下的树木对立木会造成额外损害 (Mittermeier and Cheyney, 1987)。有很多报导显示, 即使在一个区域只移除10%的树木, 结果也会造成另外55%的树木丧失 (Rijksen, 1978); 或者只移除3.3%的树木, 也会使胸高直径 (diameter at breast height, DBH) 30厘米以上的树木有50.9%被损毁 (Johns, 1986b)。

在过去10至20年间, 大量研究都指向了解伐木活动对热带森林野生生物的影响。这个研究领域特别具有挑战性, 研究结果证实关于特定伐木活动的结论很难推广到整个领域。这种情况部分是由于热带森林中生物的纯粹复杂性, 加之研究地点、伐木技术、物种反应以及研究方法, 诸因素间具有可变性。想要梳理这些因素与可能的直接或间接影响之间的相互关系, 是个难题。调查结果无法只反映林业活动的影响, 也包括大量间接与附带影响的结果, 因而难以分离出对特定伐木活动干扰的反应模式。关于伐木对类人猿的影响, 方法论的问题也阻碍了科学家识别共性问题 and 达成共识 (Plumptre and Grieser Johns, 2001)。

有3个主要原因决定了伐木作业对野生动物种群的影响是否严重。首先, 种群要能在伐木过程下存活; 其次, 它们能够靠伐木剩余的资源成功存活并繁殖后代; 最后, 在伐木结束后有重建栖息地和保持种群稳定的可能 (Grieser Johns and Grieser Johns, 1995)。从伐木开始前、经历整个伐木过程, 直到再生恢复一直跟踪种群的变化, 目前很少有研究, 因此这方面的评估受到限制。常用的方法是比较伐木地点和未曾伐木的地点, 当从这类研究中提取信息时, 由于缺乏关于伐木前种群密度的原始信息, 即使在小区范围内种群密度也可能变化不定, 所以应当注意研究结果可能有歧义。

此外, 还可以通过伐木后立即观察到的反应模式看到一种时间效应, 即这种反应模式可能随时间推移而改变。在印度尼西亚东加里曼丹开展的一项研究显示, 由于伐木过程造成的干扰, 初期灵长类种群出现下降, 而随之似乎大体上适应的较好, 尤其是食物广泛的物种。不过应当注意如果有捕猎活动, 这些变化则无法确定 (Meijaard *et al.*, 2005)。Clark等人 (Clark *et al.*, 2009) 在研究伐木对刚果北部一系列物种多度的影响时, 试图将直接影响和间接影响区分开。他们报导了一个与Meijaard等人提出的相似模型, 即在伐木造成的初期干扰过后许多物种的多度会增加, 随着时间推移物种数量会逐渐恢复到之前的水平, 这可能与林冠层更加开放从而促进新生有关。

尽管许多灵长类动物对栖息地干扰相对容忍, 但也有很多会受到负面影响, 同一地点的不同物种也可能受到的影响程度不同 (Johns and Skorupa, 1987; Weisenseel, Chapman,

and Chapman, 1993; Plumptre and Reynolds, 1994; Chapman and Lambert, 2000; Paciulli, 2004; Stickler, 2004)。伐木很可能改变类人猿家域范围内食物资源的丰度和分布, 从而影响其采食策略。这些变化会改变觅食的效率, 随之反映在活动时间分配上 (activity budget), 也就是动物在觅食、移动或休息上的时间用度, 可以日、季节或其它单位计算。例如, 在砍伐后的森林里, 为了找到食物资源灵长类可能需要更加集中进行觅食 (Johns, 1986b), 或者作为替代方式, 它们可能采取能量节约策略 (energy conservation), 限制活动量以应对由资源丰度降低导致的能量收支下降。人们发现在单一树种金合欢种植园里生活的猩猩就有这种情况, 这些猩猩吃的是劣质树皮, 比天然林中的猩猩休息得更多 (S. Spehar, 数据尚未发表)。通过它们每日行进距离和进食时间量的变化对比其他活动, 可以识别这种影响。

早期研究显示, 果食性物种更有可能受到伐木的负面影响 (Johns and Skorupa, 1987), 这点对类人猿格外重要, 因为它们普遍具有果食性的天性。大多数情况下, 不太可能发现果实丰度与类人猿存续之间的关系。例如, 一项对9种灵长类物种 (未包括任何长臂猿属的成员) 的元分析发现 (meta study: 元分析: 一种研究方法, 对相关文献中的统计指标利用相应统计公式再次统计分析, 考察单个研究的有效性, 根据获得的统计显著性等分析两个变量间真实的相关关系, 确定是否能形成一致的结论。——译者注), 在灵长类动物死亡率与资源丰度之间仅存在微弱且不稳定的相关性, 而且与Johns和Skorupa (Johns and Skorupa, 1987) 的上述研

“Although many primates are relatively tolerant of habitat disturbances, others are negatively affected, and different species may be variably impacted at a single site.”

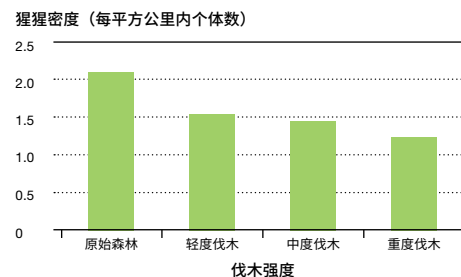
究结果相反，这种情形在叶食性动物更明显 (Gogarten *et al.*, 2012)。在动物死亡率与资源可利用性之间缺乏简单连接关系，很可能是因为死亡率受很多因素制约，包括资源丰度、疾病、寄生虫以及与应激相关的免疫功能下降。所有这些因素协同作用，影响动物多度 (Chapman, Lawes, and Eeley, 2006; Gogarten *et al.*, 2012)，也使试图针对资源采掘造成的影响能够得出确凿快速的结论更加困难。

在下面内容中，我们总结了目前为止已知伐木对猩猩、非洲类人猿和长臂猿造成的影响，以及推动种群密度和存续发生变化的可能的机制。我们将强调一些信息缺口，并根据以下评估提出建议。

伐木与猩猩

在印尼的婆罗洲和苏门答腊，林木采伐造成的损害普遍很严重，对林冠层造成的损害高达80%，对在这些森林里生活的类人猿具有潜在的巨大生态影响 (Husson *et al.*, 2009; Ancrenaz *et al.*, 2010; Hardus *et al.*, 2012)。对婆罗洲的研究表明，过度采伐木材令猩猩的栖息地显著退化，导致猩猩种群密度下降 (Husson *et al.*, 2009; Ancrenaz *et al.*, 2010)，而且伐木强度越高，猩猩

图3.1
婆罗洲不同伐木强度下的猩猩密度



根据Husson *et al.*, 2009。

密度下降越大 (见图3.1)。不过，猩猩在伐木后的区域还可以存活 (Felton *et al.*, 2003; Knop, Ward, and Wich, 2004; Husson *et al.*, 2009)，在恰当的管理下猩猩密度也可以维持 (Marshall *et al.*, 2006; Ancrenaz *et al.*, 2010)。事实上，Ancrenaz及其同事发现，在伐木后的森林中有比附近原始森林更高密度的猩猩窝巢。

近期在苏门答腊对猩猩窝巢的一项大规模调查 (S.A. Wich, 数据尚未发表)，显示出与婆罗洲类似的调查结果，即原始森林横断面每公里的平均巢数比伐木后森林横断面的更高。伐木强度和持续时间在伐木结束后的影响效果不可能量化，然而在一些情况下，横断面选取的是伐木结束超过20年的旧址，以表明在这些区域这样长的时间猩猩能够存活 (Knop *et al.*, 2004)。不过在20世纪90年代末期进行的调查记录了一些被大量砍伐的横断面，其中没有猩猩窝巢，而相邻的原始森林中还有猩猩 (S.A. Wich, 数据尚未发表)。看起来在大量伐木后苏门答腊猩猩从伐木区域消失了，只是很难确定。尽管是推测，观察显示有些雄性猩猩可能迁离，而雌性猩猩会留下来，但如果食物充裕度降低到不能再维持生存的程度它们就会死掉 (van Schaik, 2004; S. Wich, 个人观察, 2013)。

关于猩猩密度变化与伐木关联的数据，尽管现在有适当数量，但有关行为改变的数据较少。在伐木过程中与结束后猩猩的活动时间分配，有些研究作了评估。Rao和van Schaik (Rao and van Schaik, 1997) 的研究显示，猩猩取食树叶的次数在伐木后的森林里比在原始森林里多；在原始森林里取食果实的时间用度比在伐木后的森林里多。两个研究结果都显示了在伐木后与未伐木的森林中猩猩运

动方式的差别，表明在伐木后的森林里猩猩要采用消耗更多能量的运动方式。关于伐木对苏门答腊猩猩行为的影响，最近的一项长期研究显示，相较于原始森林，猩猩在伐木后的森林里要用更多时间穿行、用更少时间休息 (Hardus *et al.*, 2012)。这种高能量消耗的运动方式与采食果实时间用度减少相结合，可能潜在导致在伐木后森林中生活的猩猩能量负平衡，这种现象见于婆罗洲Gunung Palung的原始森林里，即介于丰果期之间的贫果期 (Knott, 1998a)。有证据表明在伐木后的森林里，猩猩更频繁地在地面穿行而不是在树上，可能借以应对能量不平衡 (如Loken *et al.*, 2013)。不过，对整个婆罗洲的一项后续研究表明，尽管森林干扰程度和林冠空隙规模对猩猩的地面活动程度有影响，但有记录显示，猩猩在地面活动的频率在原始森林中和在极度退化的栖息地中相同 (M. Ancrenaz, 数据尚未发表)。

目前，尚无其他研究可以对伐木后与未伐木森林中的猩猩行为进行直接比较，但有另一种方法是进行跨域比较和评估，即在伐木后与未伐木的不同地点是否存在猩猩活动时间分配和食物结构的差别。研究发现，伐木后与未伐木地点的活动模式没有显示出明显差别 (见图3.2)，不过这种粗略比较没有考虑以下潜在因素：年龄或性别差别，亚种区别，以及地点是旱地森林、泥炭沼泽区亦或两者混合林。跨域比较也无法揭示猩猩的食物结构在伐木后与未伐木地点间的明显差别 (见表3.1)。尽管如此，伐木后区域中猩猩的活动与食物结构与其在原始森林中观察到的模式，仍然是可以比较的。不过应当注意，在比较均值和范围数据时，要精心控制上述潜在因素等混淆变量 (confounding variable：指与自变量和因变量均相关的变量，



该变量使自变量和因变量间产生虚假的关系。——译者注)。还有值得提及的是，在跨域比较研究中列为未伐木的地区，自进行前述研究后也已经成为伐木区。因而Ketambe, Suaq Balimbing, Gunung Palung, Mentoko和Ulu Segama，现在都是经历过不同强度伐木的地点，而在当时收集数据时这些地方还是原始森林。所以，在未来几年里，我们可以期盼来自这些地点的行为学数据，能够用于伐木前与伐木后的比较研究。

照片：猩猩在伐木后的森林里要用更多时间穿行、用更少时间休息，这可能会导致能量负平衡。
© Perry van Duijnhoven

表3.1

伐木后与未伐木森林中猩猩的食物结构

地点与范围	果实	花朵	树叶	树皮	无脊椎动物	其他
Suaq Blimbing (苏门答腊)						
平均值	66.2	-	15.5	1.1	13.4	3.8 (inc. flowers)
低果实-高果实	62.7-69.6	-	18.3-12.7	0.8-1.4	14.6-12.2	3.6-4.1
Ketambe (苏门答腊)						
平均值	67.5	3.5	16.4	2.7	8.8	1.3
月均范围	57.5-71.5	-	10.6-20.1	2.2-3.3	5.7-11.7	-
Batang Toru (苏门答腊)						
平均值	73.7	5.3	6.8	2.9	2.9	8.4
Sabangau (婆罗洲, 已伐)						
平均值	73.8	9.0	5.1	1.5	8.6	2.0
月均范围	24.4-91.9	0.0-60.2	0.3-17.4	0.0-9.1	0.7-28.0	0.1-4.9
Tuanann (婆罗洲, 已伐)						
平均值	68.6	5.9	17.2	1.0	6.3	0.6
月均范围	26.3-88.0	0.0-5.1	4.5-49.5	0.0-5.9	0.3-24.1	0.0-2.5
Tanjung Putting (婆罗洲)						
平均值	60.9	3.9	14.7	11.4	4.3	4.0
月均范围	16.4-96.1	0.0-41.1	0.0-39.6	0.0-47.2	0.0-27.2	0.0-21
Gunung Palung (婆罗洲)						
平均值	70.0	5.1	13.4	4.9	3.7	2.9
月均范围	25.8-99.0	0.0-49.6	0.1-41.1	0.0-30.9	0.0-14.0	0.0-9.2
Kinabatangan (婆罗洲, 已伐)						
平均值	68.0	1.3	22.9	6.7	1.2	-
Mentoko (婆罗洲)						
平均值	53.8	-	29.0	14.2	0.8	2.2 (inc. flowers)
月均范围	25.7-89.0	-	5.3-55.6	0.0-66.6	0.0-11.1	0.0-2.5
Ulu Segama (婆罗洲)						
平均值	51.5	-	35.6 (inc. flowers)	11.2	2.1	-
月均范围	10.0-90.0	-	8.3-75.0	0.0-36.7	0.0-8.3	-

注：表中呈现了均值与范围。Suaq Blimbing的月均范围没有数据，但有低果实可用性与高果实可用性的数据，因此在表中列出。Batang Toru的其他一列里包括木髓和茎。由于研究数据还处于早期，Batang Toru的月均范围尚不清楚。有些地点有些食物类型的的数据尚无。数据来自Morrogh-Bernard *et al.*, 2001; Wich *et al.*, 2013。

倘若伐木后的森林得以再生，并且伐木区域毗邻的森林仍有猩猩存在，那么破坏生态平衡的伐木造成的长期影响就是有限的。甚至还出现这样的情况，伐木强度致使猩猩完全消失，但猩猩又在其他地方另觅新栖息地（如Knop *et al.*, 2004）。如果木材采伐量低，剩余森林损害有限，随着时间推移，猩猩密度可以恢复到伐木前的水平。不过在东南亚，伐木过程中造成的损害通常非常严重，结果导致猩猩密度降低很多。

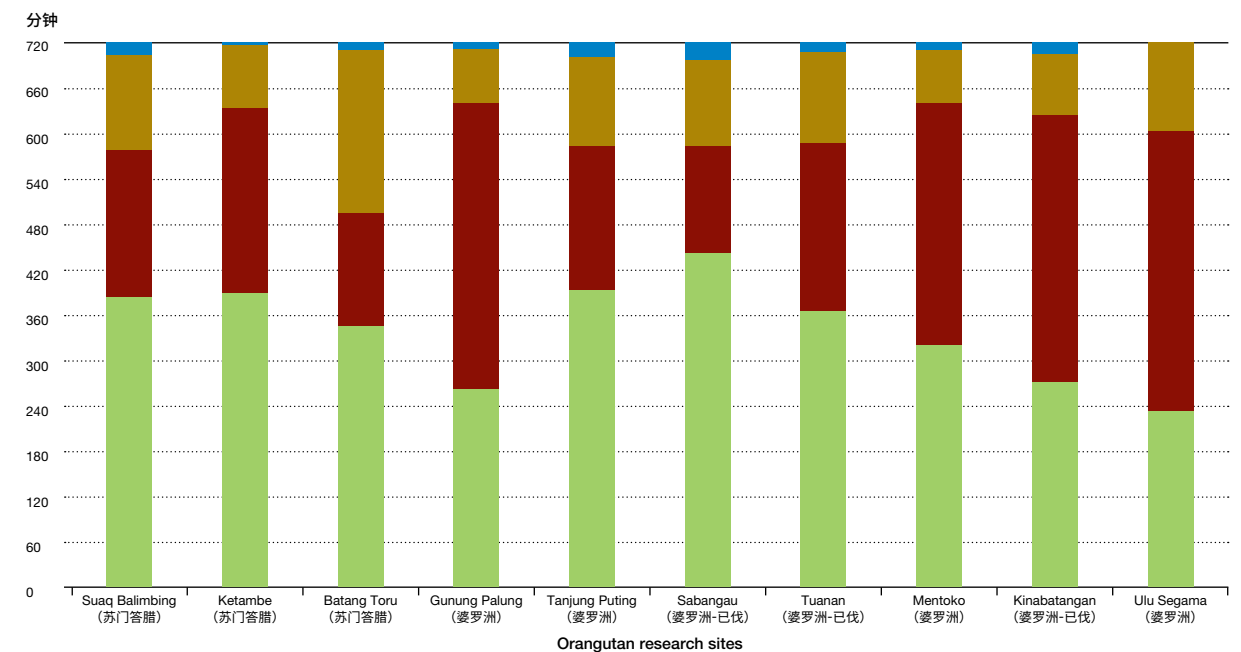
近期研究结果表明，总体上传统伐木活动会造成猩猩密度降低（但参见Marshall *et al.*, 2006），但是这种下降有可能变得不太明显，这是由于森林有时间再生，猩猩密度会通过自身恢复

或另觅新栖息地又渐渐增加。此外，传统方式伐木停止后，似乎对猩猩的活动时间分配和食物结构不再有大的影响。这些研究结果认为，伐木特许权在猩猩保护中具有重要的潜在作用，只要针对伐木的直接和间接影响对伐木区加以妥善管理，在伐木区，间接影响最关键的是要控制捕猎和偷猎（Meijaard *et al.*, 2012; 第六章）。应用减轻影响的伐木（RIL）方式（而非传统方式）伐木的特许区，往往有更高的猩猩密度（Ancrenaz *et al.*, 2005, 2010）。所以对于猩猩的生存而言，关键问题不在于是否有伐木活动，而是这种伐木活动是否采取了减轻影响的方式，以及森林能够有多少时间从伐木中恢复。

图3.2

一天12个小时内猩猩的活动时间分配

图例：● 采食 ● 休息 ● 穿行 ● 其他
S = Sumatra, B = Borneo, L = logged



根据Morrogh-Bernard *et al.*, 2009; Wich *et al.*, 2012。

“Logging activities will displace resident chimpanzees and may force them to encroach on a neighboring community's home range, resulting in social upheaval and sometimes in lethal conflict.”

伐木与非洲类人猿

对伐木后的森林中非洲类人猿的研究结果迄今尚不清晰，还不能确定有一致的影响模式。传统伐木对类人猿种群有明确的负面影响（Morgan and Sanz, 2007），但择伐的影响还不太清楚。在伐木特许区还没有对倭黑猩猩的研究，而在伐木特许区中对有些大猩猩和黑猩猩种群已经监测超过10年。有些窝巢数调查显示，在伐木造成的初期干扰过后，大猩猩相对未受其影响（White and Tutin, 2001; Arnhem *et al.*, 2008），而且长期研究也确实发现，在刚果北部的伐木特许区中，大猩猩存在相当高的密度，那些地方被认为管理有方（Morgan and Sanz, 2006; Stokes *et al.*, 2010）。然而，在临近伐木特许区的道路和人类定居点的地方，大猩猩的密度下降（Poulsen, Clark, and Bolker, 2011; 见第六章），这表明在现有或曾经的伐木特许区内种群反应可能有变化。

黑猩猩的情况则不那么清楚；对乌干达的一项早期调查证实了伐木强度与黑猩猩密度之间的负性关联，并且确定栖息地干扰程度是决定伐木后森林中黑猩猩多度的关键因素（Skorupa, 1988）。但随后在多个地点进行的窝巢数调查没有发现与之一致的结果：有些黑猩猩种群减少，有些增加或者没有显示出变化（Plumptre and Reynolds, 1994; Hashimoto, 1995; White and Matthews, 2004; Arnhem *et al.*, 2008）。根据调查的强度和窝巢破败比率的评估能力不同，对窝巢计数的准确度可能有差别。然而，对刚果北部伐木后和未伐木的栖息地黑猩猩的长期监测发现黑猩猩更喜欢有偏好

较少干扰的森林，显示黑猩猩更适应成熟林（Stokes *et al.*, 2010; D. Morgan, C. Sanz, S. Strindberg, J. Onononga, C. Eyana-Ayina, and E. Lonsdorf, 私人通讯, 2013）。即使它们避免与人类接触，且喜欢选择混交成熟林筑巢，但是在伐木特许区的再生林中，如果狩猎强度得到控制，黑猩猩似乎能够缓慢恢复到稳定的种群水平。长期来看，在刚果一些伐木结束后15年的森林中，黑猩猩的密度仍比未伐木前的栖息地低（Stokes *et al.*, 2010）。与之类似，对乌干达灵长类一项持续28年的研究显示，与未伐木的区域相比，在伐木后地区的黑猩猩密度一直处于较低水平（Chapman and Lambert, 2000）。

类人猿通常会从有伐木作业的区域迁离，被迫迁徙到相邻的家域，而这使迁入的类人猿和原住民人猿都会产生应激反应。有研究提出，至少在短期内，黑猩猩显示出比大猩猩更多的来自伐木相关干扰的负面影响（如 Arnhem *et al.*, 2008）。对此可能的解释是黑猩猩具有领地性，而侵入另一个黑猩猩群落的家域通常具有敌对性（Mitani, Watts, and Amsler, 2010）。伐木活动将迫使原住黑猩猩离开，它们不得不侵犯相邻群落的家域，导致内部动荡，有时甚至是破坏性冲突：群组间的雌性可能彼此转换，而雄性很可能受到攻击并被杀害。有研究显示，在加蓬的Lopé，与伐木相关的黑猩猩群落间的攻击性行为已经造成黑猩猩密度下降（White and Tutin, 2001）。大猩猩没有领地性，因此有人认为大猩猩在迁移中不像黑猩猩那样受限，这可能有助于它们抵御林业活动的影响。不过，大猩猩类群的稳

定性脆弱不应被忽视：在山地大猩猩中，极端的内部分裂会导致高弑婴率（Kalpers *et al.*, 2003）。

迄今少有研究涉及森林生产力的变化如何最终影响类人猿种群的分布和密度。不过，在乌干达的Kibale正在进行的研究，为伐木对黑猩猩的生态和繁殖适合度的影响，可以提供一些罕见的观点。Kibale地区在20世纪60年代曾有伐木活动，各伐木区（logging compartment，一个伐木点（logging site）内可分为多个伐木区。——译者注）之间木材采集强度不一。与居住在较少干扰的森林中的雌性黑猩猩相比，在伐木率为每公顷17.0立方米（胸高断面降低50.3%）和每公顷20.9立方米（胸高断面降低46.6%）的地区，雌性黑猩猩的生殖成功率更低，生育间隔更长，婴儿死亡率更高（Emery Thompson *et al.*, 2007）。这也许可以归因为强度更大的伐木环境，减少了黑猩猩依赖的食物资源基地。但更新的研究表明原因可能更加复杂，因为伐木对黑猩猩食物结构的影响较低，即使在它们的首选食物被伐木移除的情况下也是如此（Potts, 2011）。在Potts的研究中，黑猩猩多度似乎与伐木史无关，反而强调曾经伐木的森林可能仍留有适合类人猿存活资源属性是重要的。然而，将这些研究在空间与时间尺度上的差异纳入考量非常重要，间接影响也可能对黑猩猩密度有影响（见第七章）。

附录二中总结的大量数据显示，黑猩猩和大猩猩都能够在木材生产林中存活，但成功率不一，长期存活的前景也不明确。在刚果北部的研究表明，森林管理委员会（Forest

Stewardship Council, FSC）的认证过程对涉及木材开采的自然保护工作有积极作用（Stokes *et al.*, 2010; Morgan *et al.*, 2013）；不过关于低影响伐木活动对大猩猩和黑猩猩有何特定影响尚未确定。（参见第四章中Goulougo三角地带的案例研究和野生动物与木材项目（Wildlife Wood Project, WWP）的案例研究（案例一和案例二））。

伐木与长臂猿

与大型类人猿的情况类似，伐木对长臂猿的影响也有些模棱两可。无疑有众多变量相互作用，来决定长臂猿在伐木过后多大程度上存续与恢复。这些变量包括：伐木作业的强度和范围，作业期间对栖息地造成的附带损害，伐木结束以后多长时间，伐木之前、之中及之后采用的造林技术，目标树木开采品种，当地长臂猿种群将目标树木作为关键树种或备用资源的依赖性，长臂猿物种的食物结构灵活性，伐木前该地点对于长臂猿存续的边际性，同域分类群的竞争程度，人类任何其他活动影响的严重程度（如狩猎、道路通行程度、人口流入、农业开发）。因此，关于伐木对长臂猿存续的影响难以划出清晰的议题也并不奇怪，尤其是长臂猿的地理分布如此广泛。

在长臂猿科中，对长臂猿属种群密度受伐木影响的研究最透彻。迄今最完整的研究是在马来西亚半岛针对白掌长臂猿（*Hylobates lar*）密度的追踪，从伐木前经过伐木整个过程直至伐木结束后跟进，研究持续达12年。Johns和同事（Johns, 1986b, 1992; Grieser Johns and Grieser Johns, 1995）发现，

在此期间该地点的长臂猿密度无明显变化趋势，伐木之后也无种群减少的迹象，尽管在伐木过程中死亡率有所上升。相反，Southwick和Cadigan (Southwick and Cadigan, 1972) 在其对白掌长臂猿的研究中发现，原始森林里的群组密度（每平方公里0.43群）要略高于曾因择伐而受干扰的森林或次生林（每平方公里0.34群）。泰国的戴帽长臂猿 (*Hylobates pileatus*) 的密度较低，并且往往避开择伐区域甚至附近未受干扰的林区 (Brockelman *et al.*, 1977)。自20世纪70年代未再伐木的地区与90年代进行伐木的地区相比，前者长臂猿密度几乎比后者高3倍，但仍低于原始林地区，这表明一定的长期恢复效应，但可能仍受到较低资源丰度的限制 (Brockelman and Srikosamatara, 1993; Phoonjampa *et al.*, 2011)。

对婆罗洲穆氏长臂猿 (*Hylobates muelleri*) 的研究显示出矛盾的结果。一项研究表明：原始森林与低强度择伐森林中的群体密度没有差别 (Wilson and Wilson, 1975)；另一项研究显示，在原始森林中群体密度为每平方公里7.3群，在3至5年前曾伐木的森林中降至每平方公里5.0群，而在一周前伐木的森林中则降为每平方公里2.3群。这表明在伐木期间，这一种群由于死亡或从该区域迁移而正在经历瓶颈效应，且在5年后仍不能完全恢复 (Wilson and Johns, 1982)。另一个婆罗洲的长臂猿物种婆罗洲白须长臂猿 (*Hylobates albibarbis*)，居住在婆罗洲中加里曼丹 Sabangau 流域的泥炭沼泽森林里，显示出与林冠层覆盖程度和树木高度具有相关性的种群密度；而且据推测，在一个伐木30年的

地点，对长臂猿密度会产生负面影响 (Buckley, Nekaris, and Husson, 2006; Hamard, Cheyne, and Nijman, 2010)。与此相反，对印度尼西亚 Mentawai 群岛特有物种克氏长臂猿 (*Hylobates klossii*) 的研究显示，未伐木的森林与伐木10至12年及之前伐木20至23年的森林相比，该长臂猿密度没有差异 (Paciulli, 2004)。Paciulli (Paciulli, 2004) 推测这种长臂猿密度与伐木之间缺乏关联的现象，可能是由于伐木者的目标树种是龙脑香树，而它们不是克氏长臂猿的采食资源 (Whitten, 1982)，这表明其食物资源基础没有受到伐木环境的影响。然而，这种假设没有考虑伐木过程引起严重附带损害的可能性。

其他3个长臂猿属的信息普遍缺乏，主要包括轶事观察。例如，有报导称在苏门答腊南部伐木后的森林中，合趾猿 (*Symphalangus syndactylus*) 密度较低 (Geissmann, Nijman, and Dallmann, 2006)，这一观察结论显然来自伐木干扰的森林中记录到的密度（每平方公里0.20群），较未受干扰的栖息地（每平方公里0.42群）的密度低 (Southwick and Cadigan, 1972)。定性观察显示，北黄颊冠长臂猿 (*Nomascus annamensis*) 在老挝南部曾受到伐木影响的几个地区都消失了 (Duckworth *et al.*, 1995; Evans *et al.*, 1996)。然而，高强度狩猎推翻了这些看法 (Duckworth *et al.*, 1995)，而且这个原因有可能适用所有黑冠长臂猿属的物种 (Duckworth, 2008; Rawson *et al.*, 2011)。东黑冠长臂猿 (*Nomascus nasutus*) 的大面积家域也传闻是由于伐木造成的森林退化，尤其是果树的丧失。

人们所发现地区的种群密度变化，可能由许多因素驱使，包括直接与间接死亡，资源丰度改变和栖息地碎片化。由于其领地性和严格的树栖性，长臂猿比其他许多野生动物物种可能更多受到伐木环境的即时影响。研究显示在伐木活动期间，长臂猿出于领地性会留在其家域范围内未伐或伐过的区域，与正在作业的伐木区保持一定距离，迫不得已时也仅仅在家域外围的边缘穿行，来躲避伐木活动 (Wilson and Johns, 1982; Johns, 1986b)。研究者推测，在伐木作业期间长臂猿被迫离开家域的情况下，会出现高死亡率后果 (Johns and Skorupa, 1987)，其中因素包括原住长臂猿群组的驱赶、对资源分布不熟悉以及应激。此外，面对由伐木作业道路和树木倒下带来的家域碎片化，其树栖的天性还会限制它们有效躲避伐木作业的能力 (Meijaard *et al.*, 2005)，也可能导致致死性坠落增多。这些因素都可能造成一些地区在伐木过程中长臂猿类群完全丧失 (如 Fan Peng-Fei, Jiang Xue-Long, and Tian Chang-Cheng, 2009)。

伐木过程中，原住长臂猿的婴儿死亡率也可能上升。在环境应激和资源短缺期间，所有灵长类婴儿死亡率普遍增加 (Dittus, 1982; Hamilton, 1985; Gould, Sussman, and Sauther, 1999)，而怀胎与泌乳对雌性哺乳动物特别消耗能量 (Clutton-Brock, Albon, and Guinness, 1989; Rogowitz, 1996; Lee, 1998)。由伐木造成的迁移和应激，加

之家域内资源丰度和分布的变化，就会对雌性的能量收支产生负面影响，从而影响依赖它们的婴儿的营养。Johns (Johns, 1986a) 发现，择伐对一个白掌长臂猿种群有显著影响，它们

照片：猩猩在伐木后的森林里要用更多时间穿行、用更少时间休息，这可能会导致能量负平衡。
© Terry Whittaker



“It is quite common for extraction crews to be involved in hunting during operations and the volumes of bushmeat consumed can be staggeringly large.”

的婴儿死亡率是100%。尽管该报导未提及原因，但很可能是由于遗弃与婴儿营养不良 (Meijaard *et al.*, 2005)。

最后，伐木作业对长臂猿的一个间接影响是狩猎程度增强 (Bennett and Gumal, 2001; 见第七章)。例如，伐木队在作业期间参与狩猎活动相当普遍，有些报导显示他们的野味消耗量惊人，如在马来西亚沙捞越州的一个伐木工棚一年就消耗29086公斤野味，其中445.5公斤是灵长动物 (Bennett and Gumal, 2001)。对于使用枪支捕猎鹿和婆罗洲须猪的猎手而言，长臂猿很容易成为击中目标，尤其是因为长臂猿惯于每天早晨在固定的地点大声啼叫 (Bennett and Gumal, 2001)。狩猎压力高的地区长臂猿种群可能已经局部灭绝 (Duckworth, 2008; Rawson *et al.*, 2011)，即使小规模丧失，也会对已经弱小脆弱种群的生存能力造成影响 (如Waldrop *et al.*, 2011)。因此，在伐木期间对狩猎特别是枪支狩猎予以管制，可能是长臂猿存续和恢复的决定性因素。

虽然伐木过程中死亡率上升似乎很明确，但如上所述，对伐木后森林中长臂猿的适应和恢复能力尚无定论。Johns和Skorupa (Johns and Skorupa, 1987) 关于伐木对灵长类动物影响的相关文献综述表明，在一个新近伐木过的森林中，一个灵长类物种的果食性与其存续呈现负相关，这与最近的一项元研究结论相反 (Gogarten *et al.*, 2012)。这种联系与长臂猿格外相关，因为长臂猿对果实资源有很强依赖性，果实是其主要食物资源，还是

备用资源 (Bartlett, 2007)。有些评论者主张择伐对长臂猿影响甚微，因为长臂猿的食物结构相对灵活，所以有意或无意移除供给食物的树木，只是改变其日常食物构成中相关物种的利用程度 (Chivers, 1972; Wilson and Wilson, 1975)。长臂猿这种对食物资源利用性尤其果实相对快速改变的回应，很可能依赖于行为和饮食结构的灵活性，包括依赖低质绿叶食物的能力。长臂猿具有单胃，因此不像通常同域的疣猴如叶猴 (如乌叶猴属 (*Trachypithecus*) 和亚洲叶猴属 (*Presbytis*) 的物种) 具备消化树叶的能力，这些叶猴拥有特化的胃和共生细菌，可以降解树叶纤维素，帮助消化 (Raemaekers, 1978; Chivers and Hladik, 1980; Chivers, 1994; Caton, 1999)。由于果实通常较绿叶食物含有更多可用的游离糖 (Raemaekers, 1978; Johns, 1986b)，这可能也会影响能量收支，潜在影响死亡率和繁殖力。

现有证据显示，长臂猿很可能为了应对伐木活动带来的资源可利用性变化而改变行为。在自然条件下低资源丰度时期，例如当果实非季节性可用时，长臂猿通常减少巡域行为和其他活动 (Chivers, 1974; Raemaekers, 1980; Gittins, 1982; Fan Peng-Fei and Jiang Xue-Long, 2008)。Johns (Johns, 1986b) 比较伐木前后的森林发现有类似反应，即长臂猿在伐木后的活动水平显著下降。这种应对资源丰度变化的活动模式改变可能是功能性的，然而倘若资源不足，这就可能导致负能量收支，进一步导致因饥饿和相关因素引发的

死亡率增加。较低的能量收支对不同年龄和性别的长臂猿有不同影响。在怀孕和泌乳期间，成年雌性单位体重的代谢需求相当高，幼龄个体因生长轨迹也是如此。幼龄个体的觅食效率较低，并且可能遭受驱离所偏好的食物资源 (如Fan Peng-Fei and Jiang Xue-Long, 2010)。因此，在只有次优食物 (sub-optimal food) 可利用的条件下，我们可以断言婴幼儿的死亡率会增长 (O'Brien *et al.*, 2003; Meijaard *et al.*, 2005; Rawson, 2012)。这还可能导出生率和/或幼崽存活率下降，因为靠低能量食物雌性也许不能维持怀孕或泌乳，这两种结果都会影响种群的内部结构。

一项对长臂猿的研究证实，低资源丰度与婴幼儿死亡率增加直接关联，这可能也适用于伐木的情形。O'Brien等人 (O'Brien *et al.*, 2003) 对遭受1997年严重火灾的森林区域的合趾猿进行研究，将它们与没有遭遇火灾森林中的个体作比较。结果是：遭遇火灾区域有25%的树木死亡，包括失去几乎半数的缠绕无花果树，这些是合趾猿的重要食物资源，随后还有大量树木持续死亡；在火灾影响区域居住的合趾猿类群，婴幼儿死亡率明显更高，比无火灾影响区域的婴儿少30%，幼儿少24%，少年个体少39%；多年以后，火灾影响区域的群组数量比对照组下降。这种对存活率的影响导致了种群分布结构的变化，这又源于食物资源可利用度降低。由于这是树木死亡造成的，因而可为研究伐木情况下的初始影响提供一些参考。

在此我们认为，虽然长臂猿对伐木作业的反应不一，但有可能影响原住种群的长期生存能力。死亡率尤其是很可能婴幼儿死亡率增加，会对种群分布有长期影响，从而影响种群可存续性。已经受到狩猎抑制的种群，更可能由于长臂猿的低繁殖率而格外脆弱。我们还认为，长臂猿饮食结构的灵活性在应对伐木情形时，不一定总能有效克服能量收支的影响，并且死亡率特别是婴幼儿死亡率的增加，在某种情况下较低的繁殖率也可能出现。比较生态学显示，一些长臂猿物种较其他物种可能受资源丰度变化的影响更大。例如已经注意到，伐木导致的合趾猿 (*Symphalangus syndactylus*) 密度降低可能小于同域的敏长臂猿 (*H. agilis*)，因为前者天然更具有叶食性 (Geissmann *et al.*, 2006)。我们可能需要更多的纵向研究，追踪一个从无人踏足到伐木后森林中的种群情况，以获取原住长臂猿种群的完整影响。

如上所述，伐木后长臂猿种群的恢复，很可能与伐木对关键食物资源及种群分布特征的影响有关，尤其是在种群已受抑制的地区。此外，择伐和木材搬运设施造成的森林结构改变，很可能在伐木队撤离后仍影响原住长臂猿种群。伐木及相关基础设施可能导致栖息地碎片化，曾经连续的森林地带变成不连续的片区 (更多关于栖息地碎片化的内容见第七章)。在这些情况下，种群分布差异，自然随机事件如疾病和自然灾害，近交衰退，以及人为影响，都可能使森林碎

“Recovery of gibbon populations post logging is likely to be linked to the impacts of logging on key-stone food resources and the demographic profile of the populations.”

片中的小种群比大区域中的大种群更易发生局部灭绝 (Fahrig and Merriam, 1994)。

即使小片林冠层消失也会将长臂猿隔离, 所以碎片化必须视为一个潜在的重大问题。种群间的隔离可能导致中止或阻碍种群间基因流动。在局部灭绝发生的碎片化地区重新建立栖息地, 对在景观环境层面的物种保护可能至关重要 (Fahrig and Merriam, 1994), 而在高度碎片化的景观环境地区也会很棘手。在更局部的层面, 长臂猿的隔离还可能影响其散播。长臂猿通常一旦成熟就离开亲代领地, 去建立其自己的群组; 然而碎片化可能阻碍这种散播 (Kakati *et al.*, 2009)。即使长臂猿具有杂技般的特质, 可以轻松臂行 (brachiate, 指用双臂交替摆动前行——译者注) 于复杂的三维环境, 但如果坠落会遭受严重伤害, 大概率是死亡。Schultz (Schultz, 1939) 发现, 在他研究的118例野外捕获的长臂猿样本中, 36%的个体有后来愈合的长骨骨折 (有些不止一处), 很可能是由于坠落导致 (Gibbons and Lockwood, 1982)。与伐木造成的栖息地碎片化相关, 使提供树栖行进支撑的可用物减少, 林冠空隙和陌生路径增加, 必然加剧坠落发生率。一项在长臂猿中成功测试的解决方案是搭建树冠桥 (canopy bridges), 可以减少坠落发生率以及地面穿行的需求 (Das *et al.*, 2009)。

可以维持长臂猿种群的最小碎片面积, 已经在2个物种中进行评估, 结果相似。Gray等人 (Gray *et al.*, 2010) 对

柬埔寨自然碎片景观环境里南黄颊冠长臂猿 (*Nomascus gabriellae*) 的存续性进行常绿林最小碎片面积建模, 发现维持种群的常绿林区域需要大于15平方公里。Kakati等人 (Kakati *et al.*, 2009) 对印度碎片景观环境里西白眉长臂猿 (*Hoolock hoolock*) 的评估显示, 小于5平方公里区域里的种群, 群组规模较小并且死亡率较高, 比大于20平方公里区域内的种群更容易遭受局部灭绝。这表明, 栖息地碎片化严重到使森林片区减少到小于20平方公里时, 会对长臂猿种群的长期存续非常有害。Yanuar和Chivers (Yanuar and Chivers, 2010) 在印度尼西亚5个地点的研究显示, 森林碎片化导致敏长臂猿 (*Hylobates agilis*) 与合趾猿 (*S. syndactylus*) 行为改变, 如家域范围缩小和由于森林组成变化使食物构成改变, 这些改变还可能影响这些类群的长期生存能力。

关于伐木对森林碎片化和长臂猿存续的影响, 仅有一个案例研究, 是针对在中国的东白眉长臂猿 (*Hoolock leuconedys*), 它们受到商业规模伐木的严重影响。路网与木材开采导致长臂猿栖息地严重碎片化, 目前所有种群居住在17个碎片中, 没有一处超过5个群组 (Fan Peng-Fei *et al.*, 2011b)。根据记录1994年至2009年, 在5个地点有50%的下降, 在9个地点出现局部灭绝, 包括该国之前的最大种群 (Fan Peng-Fei and Huai-sen Ai, 2011; Fan Peng-Fei *et al.*, 2011b)。尽管狩猎的作用不很清楚, 但伐木作业和来自碎片化的影响被认为是最重要的因素。

尽管在伐木期间种群死亡率增加, 但种群的内部组成和整体健康程度还可能恢复到伐木前水平, 而已经受到其他因素如狩猎或栖息地碎片化严重影响影响的种群, 则不太可能恢复。长臂猿生育间隔长、性成熟晚, 导致终生繁殖量低 (Palombit, 1995; Bartlett, 2007; Reichard and Barelli, 2008), 因此在小种群即使死亡率小幅升高, 也可能导致丧失种群生存能力 (Waldrop *et al.*, 2011)。对有弱小而脆弱的长臂猿种群生存的地区, 尤其是这些类群是全球高度濒危和/或生存范围受限的物种, 只有对各种潜在影响进行充分评估后伐木才能进行。

关于采矿对类人猿种群直接影响的研究

矿石与油气开发导致栖息地结构和组成的大范围变化, 成为采矿、采油和天然气项目不同阶段活动的直接结果 (更多关于这些阶段的信息, 见第五章)。在一个地点进行地震勘测与勘探钻井仅需要清空或破坏几公顷植被, 但在一处景观环境很可能散布数百个这样的地点, 而且基础设施建设会使栖息地支离破碎。此外, 研究显示地震勘测的相关噪音会驱离野生动物 (Rabanal *et al.*, 2010)。随着勘探作业期间森林中人员数量增加, 驱离和干扰野生动物的情况也会发生 (见第七章)。

一个项目的实施阶段通常导致最戏剧性的生态改变, 一般而言是对生

物多样性干扰最大的时期。实施阶段的活动可包括发展更完整的运输网, 建设钻探和采掘点, 以及建造各种设施。作业阶段通常是日复一日的生产, 维护设施设备, 经输送管线和出口终端运输采掘原料。尽管这些活动对生物多样性的最终影响非常相似, 但它们的源头、影响区域、规模、强度和范围都可能不同。

关于采掘业对野生动物影响的研究仍不成熟, 尚未提供采矿作业后果或可能产生累积影响的详细信息。在矿点区域和运输通道沿途关键部位, 在项目发展每个阶段的影响, 都需要研究、进行评估。然而上述观察表明, 在一个资源开采项目全过程中, 类人猿面临的风险和威胁可能很高, 可能发生严重的负面影响; 且在项目开展早期若无适当的避害、减害和补偿措施, 负面影响的强度会增加。

采矿与猩猩

关于采矿活动对猩猩影响的研究, 不如木材开采的相关研究详细。虽然采矿对猩猩的影响尚未进行综合性研究, 但在许多重要地区的猩猩栖息地, 很明显采矿业具有潜在威胁。轶事信息与观察都显示, 在露天矿点与猩猩栖息地交叠的地区, 人们通常忽略猩猩的存在, 而在矿点开发期间也有某些交叠区域移位的情况, 出现对猩猩可能有害的结果。在煤矿和铝土矿矿床与猩猩栖息地明显交叠并且实行露天开采的地方, 这是主要担忧。

“The study of the impacts of mining on wildlife is still nascent and yet to provide a detailed picture of the consequences of mining operations.”



照片：在天然林中建立采矿点、道路和相关基础设施对猩猩和其他生物多样性有直接影响。
© HUTAN - Kinabatangan 猩猩保护项目

采矿特许区常常覆盖有大面积猩猩原始栖息地。在天然林中建立采矿点、道路和相关基础设施，对猩猩和其他生物多样性具有直接影响。目前，还没有同行评议文献的科学出版物（如科学期刊、学术文集、科技著作等。——译者注）报导采矿对猩猩的影响。不过有一家公司报告了自己关于森林与猩猩管理的观察发现。Kaltim Prima煤炭公司（KPC）在其2010年可持续发展报告中（KPC, 2010, p. 63）称：“在2010年开展了动物监测，其目的是对猩猩这一受保护的濒危物种进行盘点。……这一活动的结论是，猩猩会使用矿点恢复区的植被作为其食物资源，并在其中的树上筑巢，在矿点恢复区的树上有很多窝巢，树干上可见抓痕。”该公司还将在采矿点发现的猩猩搬迁到更安全的地

点；不过，搬迁后猩猩的种群趋势和成功率尚未知晓。

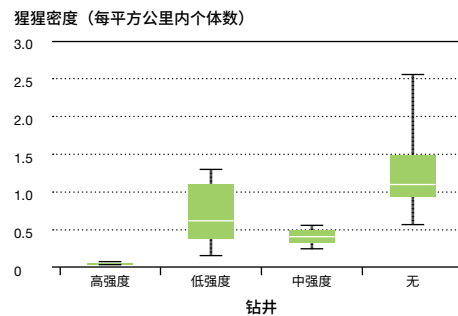
建立露天矿和支线通路通常导致皆伐大部分植被，几乎没有猩猩生存所必需的栖息地，对这种区域幸存猩猩的成功管理几率也几乎为零。在许多情况下，唯一选择是在政府机构和猩猩福利组织的帮助下，不得不将猩猩从皆伐区搬迁到附近的森林。然而搬迁会产生生态问题（如猩猩数量超过迁入区域承载能力，疾病的引入，原社交网络的破坏），并且对于使猩猩远离作业区的问题，搬迁仅提供了解决方案。这表明对于猩猩而言，大规模采矿最令人担忧。不过，世界银行在2000年的一项研究认为，手工和小规模采矿（artisanal and small-scale mining, ASM）可能对环境更有害（McMahon *et al.*, 2000）。（关于手工

和小规模采矿的更多信息见第六章。）

遗憾的是，几乎没有关于勘探阶段对猩猩潜在影响的数据。我们所知的唯一数据资料来自苏门答腊西南部。在Batang Toru地区，他们评估了勘探阶段钻井活动对猩猩的影响。这一区域设定了横截面准线（standard line transects），调查了每个阶段的猩猩密度。通过给每个横截面分配一个钻孔强度类别（根据每单位面积的钻孔数量，范围从无到高），确定每个横截面的钻井强度。这些结果显示，钻井强度对猩猩密度有显著负面作用（图3.3）。因而，高强度钻井对猩猩密度有负面影响，而低、中强度勘探不会显著降低猩猩密度。在这个案例中，森林里没有支线通路，森林受到的物理损害有限。因此，很可能在钻井阶段，这一区域的猩猩在家域内移动了位置，猩猩密度才未真正长期下降。

猩猩的生态性相对灵活，如果采矿后有高质量的土地修复，尤其是采

图3.3
箱型图显示三类钻井强度和一个无钻井地区的猩猩密度（每平方公里内个体数）



图片来自S. Wich and M. Geurts in PT Newmont Horas Nauli (2003)。感谢S. Wich供图。

用能为猩猩提供食物的本地物种，猩猩有望在一定程度上恢复。然而，在修复林中的猩猩预计不会达到原始森林的同样密度，部分原因是由于这些前矿区人类干扰可能很大。有一个好的例子是，在印尼东加里曼丹 Kaltim Prima煤炭公司矿点，在采煤结束数十年后仍有猩猩出没，虽然明显密度很低。该矿点与Kutai国家公园毗邻，后者可以为猩猩提供庇护。（有关Kutai国家公园和Kaltim Prima煤炭公司的信息，见第二章的案例研究。）

采矿与非洲类人猿

尽管有大量的环境影响评估（environmental impact assessments, EIAs），对采矿点的非洲类人猿研究还极少。这类研究仅仅最近才开始进行，因为基线数据常常不存在，或者即使存在也由于保密规定而限制数据共享。Rananal等人（Rananal *et al.*, 2010）报导，在加蓬与地震勘测有关的噪音驱离了大猩猩和黑猩猩，直至作业结束后数月才露面，这可能导致种间和种内冲突增加，因为这些动物被迫进入相邻家域，或者它们自己家域内的采食和筑巢地受到破坏。近期在采掘业作业点附近开展实地研究获得的观察和推测数据，对于采掘业运行全周期中类人猿可能面临的风险和威胁提供了一些启示。就生态学而言，大型类人猿及其依赖的栖息地，看来正在经历来自采矿点和运输通道的双重威胁。表3.2总结了采矿发展各阶段对大型类人猿的部分潜在影响。

“In addition to the direct impacts of mining operations, associated infrastructure development including access roads and provision of power supply may have detrimental impacts on gibbons.”

采矿与长臂猿

关于采矿作业对长臂猿的影响及范围，目前理解和记录都很差。世界自然保护联盟濒危物种红色名录 (IUCN, 2013) 目前所列的长臂猿物种中，采矿作为潜在威胁的物种仅提及2个，即西白眉长臂猿 (*Hoolock hoolock*) 和东白眉长臂猿 (*H. leuconedys*)。遍阅关于长臂猿的文献也无更多记录。虽然采矿偶尔作为潜在威胁提及，关于范围、强度或威胁性质方面的信息仍然缺乏。

例如，在印度尼西亚婆罗洲、苏门答腊和爪哇，露天开采与石油钻探均被确认为长臂猿属物种的威胁，但由于普遍缺乏信息，而未对这种威胁进行量化或限定；可能也是出于这种原因，在长臂猿保护的20个优先因素排名中，采矿列在第19即倒数第二位 (Campbell *et al.*, 2008a)。同样，关于对印度北部西白眉长臂猿 (*H. hoolock*) 栖息地的影响 (Choudhury, 2006, 2009)，露天煤矿开采、石灰石开采、石油钻探和勘探都在文献中被提及，但如何影响以及影响范围则无具体细节。根据已有资料（或者没有影响的迹象），看来相较其他威胁采矿对长臂猿造成的威胁最小，或者威胁程度尚未被长臂猿保护人士意识到。

不过，采矿作业与长臂猿分布在许多景观环境中都有共存现象。一项近期分析 (UNEP-WCMC, 2012) 发现，在长臂猿分布的区域内只有两个物种未遇采矿作业：即东黑冠长臂猿 (*Nomascus nasutus*) 和海南长臂猿 (*N. hainanus*)。这也许并不奇怪，因为拥有这两个物种的全球区域面积仅几千公顷，整个种群大约各为130只和23只个体。然而，这项初步分析 (UNEP-WCMC, 2012) 还发现，已确

认全球范围内的16个长臂猿物种，任一物种的分布区域面积未超过0.02%在已知采矿区域，并且在任一物种分布范围内1平方公里的像素点（即采矿井——译者注）在所有情况下不超过60个。这仅代表多数物种的分布区域情况的很小一部分（具体见第五章）。像白掌长臂猿 (*H. lar*) 和穆氏长臂猿 (*H. muelleri*)，预测会是受到采矿作业影响最大的物种，其根据是 (1) 采矿活动与物种分布区域的交叠程度；(2) 很大比例矿点内可能有这些物种的核心区域；(3) 在保护区网络范围内有生产矿。(UNEP-WCMC, 2012)

这些采掘业对长臂猿生态的影响，取决于其规模和作业性质。露天采矿项目，如露天开采和浅层开采，由于为了移除覆盖层会对森林采用皆伐方式，显然对长臂猿极具破坏性。由于长臂猿有树栖的天性而依赖森林，所以露天采矿与长臂猿存续明显不相容 (Cheyne *et al.*, 2012)。在这种情况下，尽管长臂猿天生具有领地性，它们也会被迫离开这些区域。正如在伐木部分讨论过，这会引发高死亡率，而且很可能对剩余资源产生更多竞争，可能使未来种群密度下降。

除了采矿作业自身对栖息地的直接影响，相关基础设施建设对长臂猿也存在有害影响，包括支线通路及提供电力供应的设施。最显著的影响是这些建设使景观环境支离破碎，并且为猎人提供更方便的通道，使迁入者有可能进入偏僻地区，以及将森林转化为农用地（参见伐木部分对这些影响表现的讨论，关于间接影响的细节见第七章）。

研究显示，人为产生的声音对大量野生动物物种具有潜在负面影响，因为这些声音能够遮蔽动物的呼叫，诱

发应激，驱离动物，改变其行为如增加警觉活动，以及分散注意力，导致被天敌捕食或用于其他重要活动的时间减少（见综述：Chan and Blumstein, 2011）。这些影响都可能出现于居住在采矿作业相关区域的长臂猿群组中，或者导致长臂猿迁离领地。例如有报导称，德氏乌叶猴 (*Trachypithecus delacouri*) 群组为应对附近的石灰石矿爆破而改变了家域 (Nguyen Vinh Thanh and Le Vu Khoi, 2006)；而一系列物种尤其是家域范围广阔的物种，因石油勘探的相关噪音改变了行为 (Rabanal *et al.*, 2010)；然而对长臂猿的影响目前还是推测。

手工和小规模采矿单位产出造成的环境影响比工业规模采矿大；不过由于作业规模小，其影响也在很大程度上受到空间局限 (Hentschel, Hruschka, and Priester, 2002)。手工和小规模采矿被认为是森林滥伐的推动力，而且可能对当地范围内的景观环境碎片化起作用 (Hentschel *et al.*, 2002)，对长臂猿的影响，之前伐木部分“栖息地碎片化段落”已经论述。不过，对生物多样性最显著的影响是水路污染，而对长臂猿的生态影响有多严重尚不明确，虽然其影响很可能较小。

采矿对长臂猿的影响，既包括严重程度也包括范围，尚有很大信息缺口。已经注意到，在印度尼西亚的采矿或伐木特许区，长臂猿保护工作开展甚微。其中一个障碍是自然保护问题缺乏公司的参与，且长臂猿保护面临的威胁实际，可能由于其他高知名度的物种如猩猩而相形见绌 (S.M. Cheyne, 个人观察, 2013)。长臂猿可能受到采矿作业和其他采掘业活动的负面影响，提高该物种受威胁的公众

关注度，可能对弥补这些信息缺口有益，并使相对威胁以及减缓方法得到更好的理解。

潜在的长期影响与未来研究方向

采掘业对类人猿种群的影响可能很严重并且长期持续，但目前为止能够揭示这种影响的研究很少，更不用说测量这些影响，当然种群密度变化除外。对类人猿的调查通常利用其他代表物而非直接观察动物，例如用窝巢数代表大型类人猿，用统计定点发声数代表长臂猿。各研究之间的方法常常不同，这也限制了数据间的可比性 (Kühl *et al.*, 2008)。可是在确定采掘业如何影响动物密度这一根本问题上，大多数研究是将理论上对应的有采掘与无采掘区域的种群密度作比较，而未在同一地点作纵向研究。由于密度可能在小空间尺度上有自然变化，这种研究方法就愈发不能证实采掘业对原住类人猿种群影响的研究结果。我们需要在同一地点采用相同方法，对采掘前与采掘后的密度变化进行更多长期研究，才能解释不同采掘业对类人猿的长期影响。有些新技术，例如通过非侵入手段采集的粪便中提取脱氧核糖核酸 (DNA) 进行基因测序，能够确定种群规模和结构 (如Arandjelovic *et al.*, 2011)，可以提高未来对类人猿种群规模评估调查的可靠性。

由于许多原因，测量类人猿受到的特定影响很不容易，而且如上所述若要将任何生态系统中的特定因素分离很复杂，不过行为观察的一个主要障

碍还是类人猿极有戒心，通常它们看到、听到或者嗅到人类就会逃离。所以，对类人猿的行为尤其是在低能见度环境中进行研究，通常需要动物习惯人类观察者。这一过程对于猩猩很快，但对于非洲类人猿可能需要数年时间（Williamson and Feistner, 2011）。此外，为了准确确认与采掘业关联的变化，使动物适应观察者的过程应当在产业活动出现前就开始。Goulougo 三角地带类人猿项目（Goulougo Triangle Ape Project）即由于这种前瞻性而设立，在一个确定要伐木的原始栖息地，研究人员提前几年就开始使动物适应他们，并研究那里的大猩猩和黑猩猩（Morgan *et al.*, 2006）。设立的几项猩猩研究项目的原始栖息地现在已经开始伐木，这就使回溯研究能够进行（如Hardus *et al.*, 2012）。不过在即将开展工业规模采掘作业的地区，使研究对象适应通常不再可行。

我们对类人猿的一般生态学了解较好，它们是这方面全球研究最好的分类群之一，而关于资源采掘如何影响类人猿的生态学细节方面，仍然鲜为人知。基于目前对未受干扰的自然环境中类人猿的行为与生态学的认识，我们可以断言，采掘业会引起它们的行为改变，从而发生生理改变，只是这些变化的影响很难量化。这是由于存在三方面的复杂关系：各种采掘业活动，它们对原住类人猿资源基础的影响，每一类人猿物种适应特定环境内影响的灵活性。因此这些问题具有行业、地点、物种的特异性，很难找到普适标准。不过人们普遍承认，最乐观的情形是资源丰度下降很可能推动原住类人猿行为发生变化，如促使它们适应变化的资源质量、数量和分布。我们可能预料的最坏的情形是，类人猿的应激水平上升，能量收支降低，免疫抑制，疾病和寄生虫增多，

照片：我们对类人猿的一般生态学了解较好，它们是这方面全球研究最好的分类群之一，而关于资源采掘如何影响类人猿的生态学细节方面，仍然鲜为人知。
© Takeshi Furuichi, Wamba 倭黑猩猩研究委员会



进而导致高死亡率和低生殖率。这些影响或独立或共同作用，如果持续存在，很可能伤害类人猿种群的长期生存能力。我们对采掘后恢复的了解也很少，但有一点是明确的，就是原住类人猿物种的生态性、采掘历史和生态修复制度，决定恢复程度。

要进一步了解类人猿对资源采掘复杂的社会生态学反应，需要采用新兴技术集中研究。评估自然栖息地中类人猿的身体条件，实际上是一个巨大挑战，而且直到最近，很多研究中涉及的生理变化尤其是应激，还只能采用侵入性的技术研究。然而在过去10年间，采用非侵入性取样手段和前沿技术诊断取得了长足进步。激素、酮体、抗体、病原和寄生虫，如今都可以从粪便和尿液中提取（如Leendertz *et al.*, 2004; Gillespie, 2006; Masi *et al.*, 2012），使得对野生动物的应激、生殖内分泌学、食物结构和营养状态进行研究成为可能（如Bradley *et al.*, 2007; Deschner *et al.*, 2012; Muehlenbein *et al.*, 2012; Murray *et al.*, 2013）。尽管如此，由采掘业引起的类人猿应激、家域变化、行为改变是如何影响其健康，并最终如何决定其生存、繁殖能力、稳定性以及维持它们的种群，还要跟踪其数代的研究来揭示。

结论

除了宽泛性总体情况外，与特定森林属性相关的类人猿生态需求方面的精确信息甚少，对大多数类人猿物种分布与丰度的正常或随机变化，也知之

甚少。另外，除规模方面的差别外，关于直接影响有何差别的详细定量数据也很少，因此不能轻易得出采掘业如何影响类人猿的结论。要开展一些专门研究来建立基线，评估基线之后的影响。这些研究包括但不限于以下方面：每隔一定时间间隔调查类人猿种群，发现其多度和分布的变化；通过对类人猿种群的目标监测与经常性监测，产生所需要的数据，来支撑更有效的决策，以及对采掘特许区及周围缓冲地带进行适应性管理。

对类人猿种群开展基线研究，常常需要采掘业提供相当大的支持。为此，要使行业方既有意愿又有强制地提供这种支持，尤其是在项目早期阶段，财务资金有限，而公司投资与勘探活动紧密相连，以确保开采的资源有利可图。伐木虽然不用勘探，但公司投资也要不断注入到伐木基础设施，而非开展调查或环境影响评估。因此，存在以下明显且迫切的需要：

(1) 对采掘行业开展教育，使之理解早期研究的重要性；(2) 加强监管制度，或者强化激励机制，切实鼓励公司实施所建议的研究和减缓措施。只有自愿行动还不够，所以目前缺失的关键要素是旨在改变公司行为的法律或激励机制。与采掘业造成的间接影响一样，关键问题是治理不力，政府各种政策不一致，法律资源不足，缺乏执行力，以及腐败。分配勘探和采掘许可证必须包含法律要求，规定公司在勘探或采掘的前、中、后期，都采用野生动物友好模式和社会最佳实践（更多信息与案例见第七章）。

表3.2

采掘业对类人猿的潜在影响

产业：项目阶段	预期反应	
	黑猩猩和倭黑猩猩	大猩猩
潜在影响：大规模栖息地丧失（露天采矿及伐木预计会出现）		
大规模采矿：实施、作业	高死亡率，尤其是婴儿与体弱个体，原因是饥饿或食物摄入减少	高死亡率，尤其是婴儿与体弱个体，原因是饥饿或食物摄入减少
手工和小规模采矿：勘探、实施、作业	采食机会有限、受限并减少	采食机会有限、受限并减少
油气开发：实施、作业	清除筑巢地点	筑巢地点数量和质量下降（地面及树上）
择伐：	群落结构降解或完全瓦解	雌性可能整合进入其他群组
	降低周围群落稳定性	当群组被驱逐，银背雄性之间为争夺主雄地位打斗，群组稳定性降低
	雌性整合进入其他群落	动物因饥饿而虚弱，可能导致疾病增加
	由于群落间冲突（倭黑猩猩较少出现）导致雄性死亡（尤其是主雄）	
	为争夺减少的资源使冲突增加	
	动物因饥饿而虚弱，可能导致疾病增加	
潜在影响：栖息地部分丧失和栖息地部分碎片化		
大规模采矿：勘探、实施、作业、关闭	采食机会有限、受限并减少	采食机会有限、受限并减少
手工和小规模采矿：勘探、实施、作业、关闭	家域退化或缩小	家域退化或缩小
油气开发：勘探、实施、作业、关闭	群落结构降解及可能产生碎片化	群组结构降解或可能产生碎片化
择伐：	清除筑巢地点	筑巢地点数量和质量下降（地面及树上）
	群落结构降解或完全瓦解	雌性可能整合进入其他群组
	降低周围群落稳定性	当群组被驱逐，银背雄性之间为争夺主雄地位打斗，群组稳定性降低
	雌性整合进入其他群落	动物因饥饿而虚弱，可能导致疾病增加
	由于群落间冲突（倭黑猩猩较少出现）导致雄性死亡（尤其是主雄）	
	为争夺减少的资源使冲突增加	
	动物因饥饿而虚弱，可能导致疾病增加	
潜在影响：栖息地退化或减少（如噪声、空气或水源质量下降、栖息地构成改变）		
大规模采矿：勘探、实施、作业、关闭	破坏家域轮廓	破坏家域轮廓
手工和小规模采矿：勘探、实施、作业、关闭	由于入侵物种和整个栖息地地区丧失，可能导致食物资源减少	由于入侵物种和整个栖息地地区丧失，可能导致食物资源减少
油气开发：勘探、实施、作业、关闭		
择伐：		

产业：项目阶段	预期反应	
	长臂猿	猩猩
潜在影响：大规模栖息地丧失（露天采矿及伐木预计会出现）		
大规模采矿：实施、作业	高死亡率，尤其是婴儿、少年和体弱个体，原因是饥饿或食物摄入减少	高死亡率，尤其是婴儿和体弱个体（尤其是雌性，因为它们更具有恋家性），原因是饥饿或食物摄入减少
手工和小规模采矿：勘探、实施、作业	采食机会有限、受限并减少	采食机会减少（食物结构改变，可能卡路里摄入减少）
油气开发：实施、作业	种群密度下降	筑巢地点数量下降（在树上）
择伐：	改变巡域行为	雄性搬离被清空的地地区
	改变活动时间分配，采用能量保守策略	动物因饥饿而虚弱，可能导致疾病增加
	如果在伐木活动中被驱逐，与相邻群组的冲突会增加	家域使用变化
	动物因饥饿而虚弱，可能导致疾病增加	为争夺减少的资源使冲突增加（主要在雌性间）
		由于食物供应减少，雌性生殖率下降
		家域面积减小
		时间分配改变（更多穿行时间，更少进食和休息时间）
	由于食物减少，大规模相遇的机会减少，导致社会行为减少	
潜在影响：栖息地部分丧失和栖息地部分碎片化		
大规模采矿：勘探、实施、作业、关闭	采食机会有限、受限并减少	采食机会减少（食物结构改变，可能卡路里摄入减少）
手工和小规模采矿：勘探、实施、作业、关闭	种群密度下降	家域面积减小
油气开发：勘探、实施、作业、关闭	家域退化或减小	高死亡率，尤其是婴儿和体弱个体（尤其是雌性，因为它们更具有恋家性），原因是饥饿或食物摄入减少
择伐：	在小碎片中发生种群隔离并失去种群生存能力	筑巢地点数量下降（在树上）
	散播选项减少	雄性搬离被清空的地地区
	动物因饥饿而虚弱，可能导致疾病增加	动物因饥饿而虚弱，可能导致疾病增加
	Possible increase in disease as animals are weakened by hunger	家域使用变化
		为争夺减少的资源使冲突增加（主要在雌性间）
	由于食物供应减少，雌性生殖率下降	
	时间分配改变（更多穿行时间，更少进食和休息时间）	

产业：项目阶段	预期反应	
	长臂猿	猩猩
潜在影响：栖息地退化或减少（如噪声、空气或水源质量下降、栖息地构成改变）		
大规模采矿：勘探、实施、作业、关闭	破坏家域轮廓	采食机会减少（食物结构改变，可能卡路里摄入减少）
手工和小规模采矿：勘探、实施、作业、关闭	由于入侵物种和整个栖息地地区丧失，可能导致食物资源减少	家域面积减小
油气开发：勘探、实施、作业、关闭		高死亡率，尤其是婴儿和体弱个体（尤其是雌性，因为它们更具有恋家性），原因是饥饿或食物摄入减少
择伐：		筑巢地点数量下降（在树上）
		雄性搬离被清空的地带
		动物因饥饿而虚弱，可能导致疾病增加
		家域使用变化
		为争夺减少的资源使冲突增加（主要在雌性间）
		由于食物供应减少，雌性生殖率下降
		时间分配改变（更多穿行时间，更少进食和休息时间）

注：

Extractive industry: LSM = large-scale mining, ASM = artisanal and small-scale mining, O and G = oil and gas development, SL = selective logging

Project phase: E = exploration, I = implementation, O = operation, C = closeout

在Goulougo三角地带近10年的持续研究证实，大猩猩和黑猩猩可以与减轻影响的择伐（RIL）活动共存（D. Morgan, C. Sanz, S.Stringdberg, J. Onononga, C. Eyana-Ayina, and E. Londsorf, 私人通讯, 2013）。与此类似，对长臂猿的一项详细的追踪研究显示，在特殊情况下择伐后地区的长臂猿种群，可以存续并恢复（Johns, 1986a; Johns and Skorupa, 1987; Grieser Johns and Grieser Johns, 1995）；不过种群存续所需要的条件尚不知晓。一些研究指出，苏门答腊猩猩对择伐的容忍度较低，可能由于其更加特化的食物需求（Husson *et al.*, 2009; Hardus

et al., 2012）。在进行研究期间或至少在短期内，婆罗洲猩猩似乎可以在保护区以外存活，如在马来西亚沙巴州（Sabah）的Dermakot地区，该地区是森林管理委员会（FSC）认证的特许区（见Marshall *et al.*, 2006; Ancrenaz *et al.*, 2010）。

不过，对于这些寿命长、繁殖慢的物种，谈论其在木材林中能够长期存活为时尚早。经认证的木材作业所有型式的机械择伐，似乎与类人猿的存续最为相容，其原因有多方面。保证类人猿的长期生存能力，需要更加强调森林维护，以维持它们食物和筑巢资源的质量和数量。

总体而言，现有证据表明传统择伐对生物多样性有负面影响，但可持续化管理的森林可以维持有生存能力种群的类人猿，从而有助于它们的保护。然而，要强调的重要一点是，择伐特许区不能取代未择伐的原始森林和保护区网络（Clark *et al.*, 2009; Gibson *et al.*, 2011; Woodcock *et al.*, 2011）。因此，对人类活动改变的栖息地中的类人猿而言，有临近未择伐的适宜栖息地，对其短期和长期生存前景都至关重要。这种区域为它们提供“庇护所”，并且有效缓冲负面影响，不过诸如这些区域与类人猿栖息地间的最佳距离，或者这些区域的栖息地质量的特征性表达，有关具体信息尚不知晓。

虽然观察到的情况有差异，但择伐对类人猿影响的严重程度似乎取决于下列因素：（1）择伐作业的类型；（2）毗邻择伐点有满足需要、未受干扰、适宜的栖息地可利用；（3）择伐强度；（4）对相关活动的管控，如狩猎和清空林地为民用。如果确保采取正确的减缓措施，类人猿种群似乎能够恢复。此外，所观察到在人类持续影响下类人猿资源利用和行为的改变，突显了它们适应环境变化和有利条件的灵活性（Hockings, Anderson, and Matsuzawa, 2006, 2012; Meijaard *et al.*, 2010; D. Morgan, C. Sanz, S.Stringdberg, J. Onononga, C. Eyana-Ayina, and E. Londsorf, 私人通讯, 2013）。这种观察结果令人鼓舞。

长期来看，采掘业对类人猿的影响有赖行业公司在以下方面做的如何：

（1）了解当地类人猿的生态与行为需求，尤其是在庇护地、食物、社会结

构和社会动态、空间环境等方面；（2）认知择伐或采矿、油气项目各阶段中进行作业对当地类人猿可能产生的威胁；（3）识别并控制项目相关阶段可能存在的生物多样性风险与时机。（更多细节描述见第四章和第五章。）

对于业界，每个项目都可能对类人猿种群及相关的生物多样性具有当期影响和持久影响，认识到这一点极其重要。与事后修复或弥补相比，避免和减轻负面影响无论如何效益更高、成本更少。减轻影响的择伐与认证择伐作业，就是可以降低对类人猿负面影响有效方法的实例。有些公司已经采取一些行动，应用科技防范和减少潜在影响，并且采取减缓措施避免负面影响并使之降到最低；这些做法必须得到赞扬并推广，作为指导类人猿保护策略的基本经验。

致谢

主要作者： Elizabeth A. Williamson, Benjamin M. Rawson, Susan M. Cheyne, Erik Meijaard, 和 Serge A. Wich

其他贡献者或其他撰稿人： Eric Arnheim, Laure Cugnière, Oliver Fankem, Matthew Hatchwell, David Morgan, Matthew Nowak, Paul De Ornellas, PNCI, Chris Ransom, Crickette Sanz, James Tolisano, Ray Victorine, 和 Ashley Vosper

第四章

避免使用链锯：工业木材采伐与类人猿

内容简介

工业木材采伐由移除木材用作圆木所主导。工业木材采伐被认为对生物多样性构成重大威胁，并具有严重后果，尤其对于依赖森林及其提供的资源生存的大型类人猿和长臂猿影响更甚。伐木特许区遍布大部分热带森林地区，除非土地使用分配发生变化，否则这些森林很可能被砍伐。伐木有不同类型，因而对环境的影响各不相同。比如择伐，虽然在自然界广泛存在且影响相对较小；不过，如果长期择伐影响到大型类人猿和长臂猿的命运，老龄林栖息地彻底变为次生林并进一步退化，就要显著减少重复伐



照片：减少影响的伐木限制砍伐率和砍伐干径，同时将砍伐较大棵、更有价值的树木时造成的附带损害最小化。©伦敦动物学会

“Although SFM is incorporated into policy and legislation of many producer countries, implementation is often weak, rendering the regulatory frameworks redundant.”

木，采伐强度必须在长时间内保持在低水平。

关于伐木对长臂猿影响的现有信息可见第三章；然而，由于缺乏伐木特许区内长臂猿物种保护工作的相关资料，本章仅关注伐木与大型类人猿的关系。

本章第一部分将列举各种类型工业伐木的具体情况，尤其注重可持续化管理及其应用和对环境的影响。第二部分着重关注大型类人猿与工业伐木的关系。来自中非的喀麦隆和刚果共和国的两个案例研究，强调了自然保护人士与伐木公司共同从事类人猿保护取得积极结果的项目。本章的关键发现包括：

- 实施可持续森林管理（sustainable forest management, SFM）的成本过高，是在热带森林环境中缺乏实际应用的关键原因。
- 尽管可持续森林管理已经融入许多木材产地国的政策和法律当中，其实施常常不力，使得监管机构显得多余。
- 有证据表明，由于轮伐期短目前的可持续森林管理实践难以为继，这一情况未被物种特异性的保护策略所包含。
- 大量自然保护行动基于伐木是热带森林不可避免的现实这一前提，自然保护团体与组织正参与到行业减缓伐木影响当中。
- 由于可持续森林管理对类人猿行为影响的研究结果尚未解决，类人猿保护与工业伐木能否和谐共处目前尚不清楚。

热带森林中的工业伐木

本部分首先对不同类型的伐木作一概述，之后，就可持续化伐木实践及该途径对生物多样性保护的可行性作更详细的探讨。木材生产的目的是从森林景观环境中采伐树木以生产木料和木制品。该产业主要有三种伐木实践：

- **皆伐**：通常与将森林转换为种植园或其它土地用途相关，或与收获木纤维供应制浆厂和造纸厂有关。这种皆伐—再植形式与森林生物多样性管理并不相容。
- **择伐**：从一片森林里移除特定有价树种，但不考虑开采的环境影响。
- **减少影响的伐木（reduced impact logging, RIL）**：也被认为是择伐的一种形式，但要保持对开采率和干径的限定（干径，又称胸径，指植株主干距离地面1.3m处的直径，此外，按测量基准点不同树径还有米径、地径、基径——译者注）。对伴随移除较大、更有价值树木的附带损害，要同时开展使之最小化的工作。其主旨是使森林能够由小树自然新生，这些小树伐木前就在成长或来自剩余树木播下的种子（van Kreveld and Roerhorst, 2009）。虽然研究发现减少影响的伐木可以维持生态系统的一些功能，例如碳总量（Putz *et al.*, 2008），但不能解决与生物多样性保护相关的一些关键问题，它们主要与热带林业的间接影响相关。

可持续林业管理 (sustainable forestry management, SFM)

林业经营对于森林、生物多样性及其提供的相关生态系统功能的潜在影响，人们认识到已经有些时间了。在利用森林作为经济资源的同时尝试减缓这些影响，也已经采取一些行动，这些行动通常被划归于可持续林业管理（SFM）的范畴；不过，对可持续林业管理的界定目前尚无明确的共识。国际热带木材组织（International Tropical Timber Organization, ITTO）的成员代表着全世界超过90%的热带木材贸易，该组织鼓励其成员以如下方式管理其经营活动，即“持续不断地供应理想的森林产品与服务，而勿不适当地降低其固有价值及未来生产力，也不过度施加对自然环境物质和社会的不良影响”（ITTO, 2013）。

为此，联合国为可持续林业管理提供了一个更完整的定义：“作为一个动态且不断发展的概念，可持续林业管理旨在维护并增进所有类型森林的经济、社会和环境价值，以服务于今世与后代人的福祉”（UN (2008), Resolution 62/98, p. 2）。

尽管可持续林业管理应当作为指引森林管理者的愿景，这一国际共识得到广泛认同，但至今可持续林业管理在热带森林地区只得到有限推动。在国际热带木材组织成员国中，仅有7%的永久林地被认为属于负责任的管理（Blaser and Sabogal, 2011），虽然尚不清楚这是否意味着它们已达到可持续化标准。大多数林业作业仍然优先普遍选择传统或密集伐木，却很少把长期可持续化置于优先位置（Putz,

Dykstra, and Heinrich, 2000; Shearman, Bryan, and Laurance, 2012）。木材公司提出妨碍他们采取可持续林业管理方法的一个主要原因，是高昂的实施成本以及缺乏相应的现实激励机制（Putz *et al.*, 2000）。应当承认，如果使可持续林业管理尤其是在热带森林地区成为常态，这一问题必须得到解决；木材公司作为企业，可持续林业管理必须保持经济上可行，才会成功。

要谋求在热带森林地区增加并指引实施可持续林业管理，有许多选项。其范围从制定自愿行为指南，到建立与市场挂钩的认证系统，以至确立政策或法律工具。

自愿行为指南

许多贸易组织建立的初衷就是促进热带木材领域的发展，在过去10至15年间，他们已经逐步将可持续化纳入其目标。这些组织帮助制定技术指南，为各个国家和产业提供培训和资金，以支持在这一领域实施更加可持续化的实践。

国际热带木材组织于1986年建立，旨在促进热带森林的保护和可持续化管理，期待在经济发展需求与环境和保障间寻求平衡。国际热带木材组织是一个自愿组织，在热带森林的利用和管理方面开展并推动更好的贸易实践。1993年，继联合国《生物多样性公约》（Convention on Biological Diversity, CBD）生效，国际热带木材组织制定了《热带生产森林生物多样性保护指南》。此后，国际热带木材组织与世界自然保护联盟（IUCN）合作修订了国际热带木材组织的行为指

“Only 7% of permanent forest estates within the ITTO's member countries are considered to be responsibly managed.”

南，对林业公司的自然保护管理提供附加协议（ITTO and IUCN, 2009）。

国际热带木材技术协会（Association Technique Internationale des Bois Tropicaux, ATIBT）（www.abtibt.org）支持中非地区热带木材产业的发展和能力建设。该协会成立于1951年，自此在可持续林业管理中越来越多的采用切实方法。

在热带森林国家，一个普遍的根本性问题是司法环境宽松腐败，导致对非法伐木等活动执法不力。这意味着实施负责任的伐木实践就会面临较高机会成本，这很可能是在热带森林环境可持续林业管理“消化不良”的关键因素。这就表明，上述行业组织提供的支持程度，不足以激励推动该领域发生广泛改变。

森林认证

森林认证是一种基于市场、激励木材生产者实施更可持续实践的机制。然而，认证并不表示可持续化的目标已经达成——而只是证明生产要遵从一系列最佳实践，从而或给予市场溢价，或在有些情况下给予市场准入。目前世界各地至少有7个自愿、独立的认证机构，其中森林管理委员会（Forest Stewardship Council, FSC）是在热带地区的关键国际认证体系。它对负责的林业实践感兴趣的公司、组织和社区，为其提供标准制订、商标保证及鉴定合格。森林管理委员会是独立的非盈利性非政府组织，是得到大量环保非政府组织支持的唯一真

照片：对于许多热带木材生产国而言，可持续化为其国家森林用地管理的法律奠定了基础……但执行仍很薄弱。
© Chloe Hodgkinson, 野生动植物保护国际



表4.1

刚果盆地和东南亚森林管理委员会认证的森林范围概要

地区	森林管理委员会认证的森林面积	
	千公顷（10平方公里）	占总森林的比例 ^t
刚果盆地 ¹	44 610	0.02
东南亚 ²	22 880	0.01

1. 喀麦隆、刚果共和国和加蓬

2. 柬埔寨、印度尼西亚、老挝、马来西亚和越南

数据来自森林管理委员会（2013）和联合国粮农组织（FAO）（2010b, 2011b）

正的热带森林全球认证机构（Gullison, 2003; Nussbaum and Simula, 2005）。自1993年成立以来，森林管理委员会认证了80个国家超过180万平方公里森林（FSC, 2013）。这相当于全世界森林总量的4.5%，但在热带森林里的认证量仍非常有限（表4.1）。

尽管在热带地区开展认证过去几年一直增加，可在全部生产林区域仅占极小部分。造成这种结果的原因可能有，观念上对认证产品缺乏足够的需求，加之要付出与取得认证相关的前端成本。尽管如此，森林管理委员会认证在改善森林管理实践尤其是生物多样性方面，至今比其他任何改进的林业模式都更有成效，并且促进了许多利益相关方改良其伐木方式（Sheil, Putz, and Zagt, 2010）。实际上，森林管理委员会的原则6直接关系到生物多样性保护，其中规定“森林管理应当保护生物多样性及其相关价值、水源、土壤以及独特且脆弱的生态系统和景观环境，由此维护森林的生态功能与完好”（FSC, 2012）。在国际市场对森林管理委员会认证产品的需求有不断增长趋势的同时（FSC, 2013），热带森林受到的影响仍处在最小程度。

消费国措施

在木材供应链的购买端予以控制，最近开始实行。《欧盟森林执法施政与贸易（Forest Law Enforcement, Governance and Trade, FLEGT）行动计划》就是这方面的一个实例，该计划的制订意图阻止非法木材进入欧盟地区市场，并且通过欧盟与生产国间的双边协议得到强制执行（见第一章）。

尽管《濒危野生动植物种国际贸易公约》（Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, CITES）本身并非消费国政策，却被越来越多的国家运用，以确保其贸易木材在物种名录上是合法、可持续且可追踪的。《濒危野生动植物种国际贸易公约》附录中列举了大约350种树木（CITES, 2013a），其产品贸易由此受到监管，防止对这些树种的利用与其存续不相容的情况发生（见前言部分的扩展资料1.2）。

《濒危野生动植物种国际贸易公约》与国际热带木材组织合作，共同推进可持续森林管理和发展中国家能力建设，以使所列树种名录的公约得到有效实施。然而，这还并非约束非法木材交易的有效策略，人们认为相比木材交易量，名录上重要木材种类的数目微不足道（S. Lawson, 邮件交流, 2013年7月27日）。

生产国措施

对于许多热带木材生产国而言，可持续化为其国家森林用地管理的法律奠定了基础。1994年喀麦隆通过了林业法，这意味着林业特许区必须经“森林管理规划”（Forest Management Plan, FMP）的核准，在此基础上管理，意在确保资源可持续利用，避免社会和环境损害。法律具体规定了森林分区制度，其中一个森林管理单元（forest management unit, FMU）代表分配给永久林地的“特许权”。大规模木材生产通常在森林管理单元内经营。森林管理单元以公开拍卖的方式租赁，虽然有限制的木材开采可以立刻开展，但在3年之内必须向林业与野生动物部（Ministere des Forets et de la Faune, MINFOF）提交森林管理计划。森林管理计划要编制文件，概述如何可持续化管理森林管理单元，并应当涵盖对开采木材的潜在社会和环境影响的评估，以及如何减缓影响和将其最小化，从而确保森林资源得到维护（République du Cameroun, 1994）。

其他国家也有类似的举措，尽管中非地区超过14万平方公里（1400万公顷）的森林有管理规划（Bayol *et al.*, 2012），但执行不力。例如在喀麦隆，这些政策未能确保应用可持续林业管理并产生实际改善成果（Cerutti and Tacconi, 2008）。

可持续林业管理能够为热带森林生物多样性保护做出贡献么？

工业木材采掘对类人猿栖息地越来越多的侵占，加之有文献记载的对它们

社会生态日益增长的影响，使人们提出了许多关键问题：对类人猿而言这种资源开采形式与更广泛的生物多样性保护能否并存？在工业伐木中应用可持续林业管理实践，对于盈利性资源利用与“维护并增进森林的经济、社会和环境价值”可否兼顾（UN (2008), Resolution 62/98, p.2）？关于负责的伐木能够维护或增进热带森林的生物多样性，从而有助于类人猿保护并确实做到可持续化，是否有证据？

热带森林的木材生产对其生物多样性具有一系列影响。过去10至20年对这方面关系的研究缺乏共识，反映出要理解这些影响的复杂程度。例如，关注物种种群参数反应的研究，很大程度上取决于所研究物种的特性。关于着眼于伐木对陆生采食树皮昆虫的鸟类或蝙蝠影响的研究，表明其具有重大不利影响（Putz *et al.*, 2000; Peters, Malcolm, and Zimmerman, 2006）；而关注对需求更广泛的物种的研究，则发现伐木对它们的负面影响很少（Johns, 1997）。

与此类似，也可以观察到时间效应，伐木后立即观察到的动物反应模式会随着时间推移而发生改变。在印度尼西亚，与伐木过程有关的初始干扰下降后，灵长类尤其是食物范围广泛的物种，似乎可以较好地应对。决定一个物种恢复能力的关键因素，常常与伐木干扰的持续时间以及伐木结束以后的时间有关。不过，如果产果树木的多样性不能保持，马来熊就要受到很大影响，有记录显示其大多数的活动范围因此会到原始未伐木的森林中。反之，有蹄类动物由于其广泛

的植食性，似乎能够适应变化，并且可以从林冠层打开带来的草场区域增加中部分受益（Meijaard *et al.*, 2005）。关于生物多样性程度或物种总体丰富度变化的研究，也显示出相互矛盾的无变化趋势。如对中美洲伯利兹（Belize）伐木后地区蝴蝶群落多样性和构成的观察发现没有变化（Lewis, 2001），而对北美森林中的飞蛾在伐木后与无干扰森林中的记录则有显著差异（Summerville and Crist, 2001）。所观察到的物种受影响的模式，在一定程度上依赖观察的地点、方式和时间。

关于不同管理制度对生物多样性影响的研究发现，支持以下观点，即许多物种种群在传统伐木特许区显著低于择伐区，而择伐区的最佳模式是经认证的林区。在刚果北部的一项长期研究，试图发现伐木对多种物种多度直接和间接影响的不同效应。在伐木后森林中发现有显著的野生动物种群，尽管仍少于未伐木区域（Clark

et al., 2009）。类似的模式在婆罗洲也有观察到，那里在伐木的初始干扰过后，许多物种的多度回升，并随着时间流逝物种数目恢复到之前的水平，这或许与林冠层打开及树木新生有关，（Meijaard *et al.*, 2005）。

很多其他因素也影响物种多度，例如与保护区的临近程度，与道路和人类定居点的距离，物种对狩猎强度影响的反应（即狩猎强度对动物种群的影响程度——译者注）（Fa, Ryan, and Bell, 2005）。与伐木作业间接关联的非法和不可持续的狩猎，意味着对物种保护的威胁远远大于移除树木的直接影响（Milner-Gulland and Bennett, 2003; Meijaard and Sheil, 2007, 2008）。森林对伐木开放，带来更多的道路以及当地人口膨胀，并与狩猎对野生动物的压力增加相关联（Wilkie *et al.*, 2001; Fa *et al.*, 2005; Laporte *et al.*, 2007）。伐木及其他采掘业的间接影响将在第七章作深入探讨。

照片：森林对伐木开放，带来更多的道路以及当地人口膨胀，并与狩猎对野生动物的压力增加相关联。
© Goualougo三角地类人猿项目。Morgan



“Wildlife population density is reported to be higher in certified forests than in any other logging system.”

有研究报导，认证森林中野生动物种群密度高于其他任何伐木系统，而且在某些罕见情况下野生动物密度比有些保护区还要高（Clark *et al.*, 2009; van Kreveld and Roerhorst, 2010）。马来西亚沙巴州的Deramakot FS特许区就是这种情况的实例，在该特许区内大型哺乳动物的密度高于其周围保护区。一个促成因素很可能是特许区内的执法得到改善（如有效巡逻及守卫道路）。这个实例突显了保护区需要更好地管理，以及对木材林负责任的管理可以为影响自然保护带来积极贡献（van Kreveld and Roerhorst, 2010）。对狩猎的管控因此也被认为是认证的一个关键方面，为回应来自公民社会的批评，森林管理委员会更新了认证标准使之清晰明确（FSC Watch, 2008）。

总体而言，有证据表明应用林业可持续管理的原则，可以对与传统伐木影响相关的自然保护做出贡献。然而，在热带森林应用可持续林业管理的原则，不应认为可以替代未伐木的原始森林，也不能替代无采伐作业、维持区域完整生态功能的有效的保护区网络（Clark *et al.*, 2009; Gibson *et al.*, 2001; Woodcock *et al.*, 2011）。

当前工业伐木的可行性及与类人猿保护的相关性

为了维持或提高木材产量，需要轮伐期至少在50至100年（Brienen and Zuidema, 2007）。在一些较大型特许区，砍伐周期为10至20年，再次砍伐

之前有30至40年的时间间隔使木材再生。这种再返安排被认为过于提前，因为没有给森林恢复足够时间，证据显示大多数木材树种的枯竭，或在某些情况下完全灭绝，发生在3个轮伐期内（Hall *et al.*, 2003; Shearman *et al.*, 2012; Zimmerman and Kormos, 2012）。

在亚洲及太平洋地区的热带木材生产国，由于一直以“不可持续的”砍伐水平消耗本土顶级木材树种，因此被认为已经达到“顶峰木材”开采水平（Shearman *et al.*, 2012），表明“木材饥荒”迫在眉睫。想要对热带非洲和亚洲的森林特许区被反复开采的次数进行详细综合评估，目前缺乏必要数据，但仍有理由推测，自1950年代以来许多特许区很可能是次生林和第二代次生林（ITTO, 2006）。距离人口中心较近的特许区通常是人工经营的小型森林，由于市场需求和准入条件等方面因素，它们比大规模工业特许区开采强度更高、时间也 longer（Pérez *et al.*, 2005）。很可能这些人工经营的较小特许区初期开采的强度大，随着树木总量及规格在随后的开采中显著缩减，森林结构已经遭受急遽有害的改变（Hall *et al.*, 2003）。此外，对于森林天然更新技术的可能性与可行性以及可持续林业管理整体上的优点，有关的证据却导致了相反的观点（Shearman *et al.*, 2012; Zimmerman and Kormos, 2012）。，由于世界银行未能通过资助这一领域发展以减少贫困和环境破坏，使人们关于大规模伐木能否整体上可持续的担忧进一步加重（IEG, 2012）。

而反对上述观点的人声称可以作出折中取舍，对以更加环境友好的方式管理木材特许区的行业行为给予补贴，将对自然保护倡议有益。从高度退化的栖息地被人工改造，到那些足够重要需要完整保留、严格禁止开采的地区，在这种交织混合的景观环境中保护生物多样性，次生林被上述人士认为是保证保护生物多样性的所谓“折中”的“中间道路”（Putz *et al.*, 2012）。目前的自然保护范式已在很大程度上拓展，从20世纪80年代以保护为中心的方法，发展到同时强调在保护区界线以外和在单用途与多用途森林的异质基质范围内，均确保物种的存活前景。

为了在确立严格保护区的范围以外获得成功，自然保护项目需要既保障可以保护生物多样性，又能够使住在永久林地（PFE）临近地区人口的经济生活得到改善。永久林地将土地的生产与保护合为一体（Blaser *et al.*, 2011）。尽管在大型类人猿活动范围内参与这类项目进展缓慢，但有许多迹象表明趋势正处于上升阶段，表现在以下方面：

- 在非洲各次区域，开始采用可持续林业管理实践和认证方案的特许区数量正在增加（表4.2）。超过14万平方公里（1400万公顷）或8.2%的林区面积得到正式管理（Bayol *et al.*, 2012）。2010年，全非生产性永久林地归类为可持续林业管理的总量约有6.6万平方公里，比2005年增加了2.3万平方公里。同样2005年至2010年间，在非洲国际热带木材组织生产国认证的森林面积多了3倍，从1.48万平方公里扩大到4.63万平方公里（Blaser *et al.*, 2011）。不过，

认证的森林仅占非洲国际热带木材组织成员国的生产性永久林地的2.8%。在非洲大陆，实行认证标准的大多数进展发生在刚果盆地（van Kreveld and Roerhorst, 2009），其中刚果共和国在森林管理委员会认证的特许区总面积上名列榜首，主要由两家公司经营，第二名是加蓬（Nasi, Billand and van Vliet, 2012）。

- 通过印度尼西亚木材认证（Lembaga Ekolabel Indonesia, LEI）和森林管理委员会认证的数量增加表明，认真承担其环保责任的木材公司，正越来越多地在猩猩活动范围内经营（Muhtaman and Prasetyo, 2004）。不过，认证约束是否能够实现在有野生猩猩的木材特许区内减少森林损失，仍有待观察。
- 马来西亚沙巴州政府在1992年的里约热内卢地球高峰会议（又称“联合国环境与发展会议”，简称UNCED——译者注）上表示，其长期承诺保持本州50%的天然林，目的是确保至2014年森林管理委员会对其全部天然林特许经营的认证。（REDD Desk, 2011）（Reducing green house gas Emissions from Deforestation and forest Degradation in developing countries,指在发展中国家通过减少砍伐森林和减缓森林退化而降低温室气体排放。——译者注）这是政府承认将数十年从木材采伐的收益降至最小，直至森林恢复到生产水平再允许采伐。
- 印度尼西亚政府也曾作出相似的承诺，例如至少在加里曼丹，保留最少45%的土地面积作为森林。（President of the Republic of

“To attain success beyond the confines of protected areas, initiatives require safeguards to protect biodiversity and improve the economic lives of human populations.”

表4.2

在类人猿活动范围内国家永久森林用地属性

国家	永久森林用地属性 自然林 (千公顷 (10平方公里))										
	可收获总量		管理规划		有认证的		可持续管理的		生产林总面积		保护林总面积
	2005	2010	2005	2010	2005	2010	2005	2010	2005	2010	2010
喀麦隆	4,950	6,100	1,760	5,000	0	705	500	1,255	8,840	7,600	5,200
中非共和国	2,920	3,100	650	2,320	0	0	186	0	3,500	5,200	560
刚果共和国	8,440	11,980	1,300	8,270	0	1,908	1,300	2,494	18,400	15,200	3,650
刚果民主共和国	15,500	9,100	1,080	6,590	0	0	284	0	20,500	22,500	25,800
加蓬	6,923	10,300	2,310	3,450	1,480	1,870	1,480	2,420	10,600	10,600	2,900
加纳	1,035	1,124	1,150	774	0	150	270	155	1,150	774	396
利比里亚	1,310	1,000	0	265	0	0	0	0	1,310	1,700	194
科特迪瓦	1,870	1,950	1,110	1,360	0	0	277	200	3,400	1,950	2,090
尼日利亚	1,060	1,060	650	na	0	0	na	33	2,720	2,720	2,540

注：改编自ITTO (2011)。感谢David Morgan和Crickette Sanz。

Indonesia, 2012) ——注意上述对森林的界定尚待澄清，不确定“森林”是否也包括木材种植园。而他们采取什么机制达成承诺，目前还不清楚；不同政府部门间参与不足，无助于在经济、社会和环境目标之间作出最佳权衡。

然而，源于可持续林业管理的任何潜在效益及其贸易活动，面临被不受限制的或非法的伐木活动破坏的风险，这是一个紧迫的威胁；同样，对伐木许可的非法分配不仅破坏森林生态，也破坏与其相关的社会利益 (Smith, 2004; Blaser *et al.*, 2011; Global Witness, 2012a; 见扩展资料4.1)。非洲的经济发展模式也变得日益多样化，非洲木材贸易面临一系列非木材商品（铝、钢铁、塑料）越来越多的竞争，非本土作物正威胁、取代天然再

生林的生存。看来要实现以天然林为基础的木材产品未来可行，唯一的办法就是重视可持续林业管理，在林业领域采用认证标准以确保其成长和持续。不过，对于热带森林很少采用认证方案目前还不甚了解，尽管在这个方向上有金融投资。此外，若要切实考虑野生动物保护的前景，就需要在整个过程中开展更多工作，解决影响野生动物保护的各种问题如野味捕猎。为此，需要自然保护科学工作者付出更多努力，协助林业管理人员识别地区特异性需求，使之有的放矢开展工作 (Bennett, 2004)。

鉴于类人猿栖息地中大片区域是伐木特许区（见下部分），这些区域转变为正式保护区的可能性大大降低。作为标准，自愿独立认证具备在短期内推进自然保护实践的最大可

能，独立专家审核员外加利益相关方如自然保护组织和当地社区的透明参与，证明是影响伐木实践的有效途径。本章结尾部分的案例研究，概括介绍了在中非的两个地点这一做法是如何实现的。也许对于大型类人猿生存前景最重要的事情，是经认证的林业活动在实践中也要努力做到：确保把开采的树种当作可再生资源来管理。这一原则基本上被类人猿保护人士所忽视，他们通常视这些准则为单纯林业标准，而非看作评估和管理类人猿生存前景的手段。不过，热带硬木树种成为目前非洲林业可再生资源及可持续性争论的中心。根据木材物种有效生长生态学，大多数生态学家主张采取“预警建议” (precautionary approach)，从而避免砍伐周期不切实际、过于乐观。

伐木与大型类人猿

本部分将呈现大型类人猿与伐木特许区交叠的细节情况。进而提供两个对中非的案例研究，在那里自然保护主义者与木材行业合作，运用可靠的科学方法、开展对话和结成伙伴关系，以减缓伐木对大型类人猿的影响。

伐木与猩猩分布

一项近期研究 (Wich *et al.*, 2012b) 显示，据估算当前在婆罗洲有29%的猩猩分布在用于木材开采的天然林中，这些区域允许伐木，但禁止将森林转换为其他用途。在保护区内猩猩分布的比例更小 (21%)，伐木和森林用途转换都被禁止。在这些森林中，虽然禁止

扩展资料4.1

非法伐木

非法伐木涵盖许多活动，包括移除保护区内的木材，超过特许区许可证限额或在特许区范围以外采伐，违反出口禁令、国际贸易规则或《濒危野生动植物种国际贸易公约》(CITES)。尽管无明确定义，但非法伐木严重破坏责任的伐木作业，而且威胁森林生态系统的完整。对于非法伐木持续的国家还意味着收入损失，有数据显示由于非法木材的存在，交易价格受到损害，造成世界木材价格下降了7—16% (Seneca Creek Associates and Wood Resources International, 2004)。

据估计，喀麦隆2007年有约四分之一的木材生产是非法的；在印度尼西亚2005年这一比例达40%。而且印尼的数值还不包括有问题的许可证分配，以清除天然林为代价给农业种植园项目让路 (Lawson and MacFaul, 2010)。2009年，全球非法砍伐的木材超过1亿立方米，相当于5万平方公里的森林被毁坏。这种趋势在2009年前的下降，被认为是由于全球金融危机，以及一些生产国采取的行动，例如在2005年印度尼西亚发布了针对非法伐木的总统指令 (Lawson and MacFaul, 2010)。最近，在如欧盟《森林执法施政与贸易行动计划》(FLEGT) 和美国《雷斯法案》(Lacey Act) 等框架下，各方贸易协定对未来作出承诺，只要能够有效执行就能实现非法伐木率的改变。

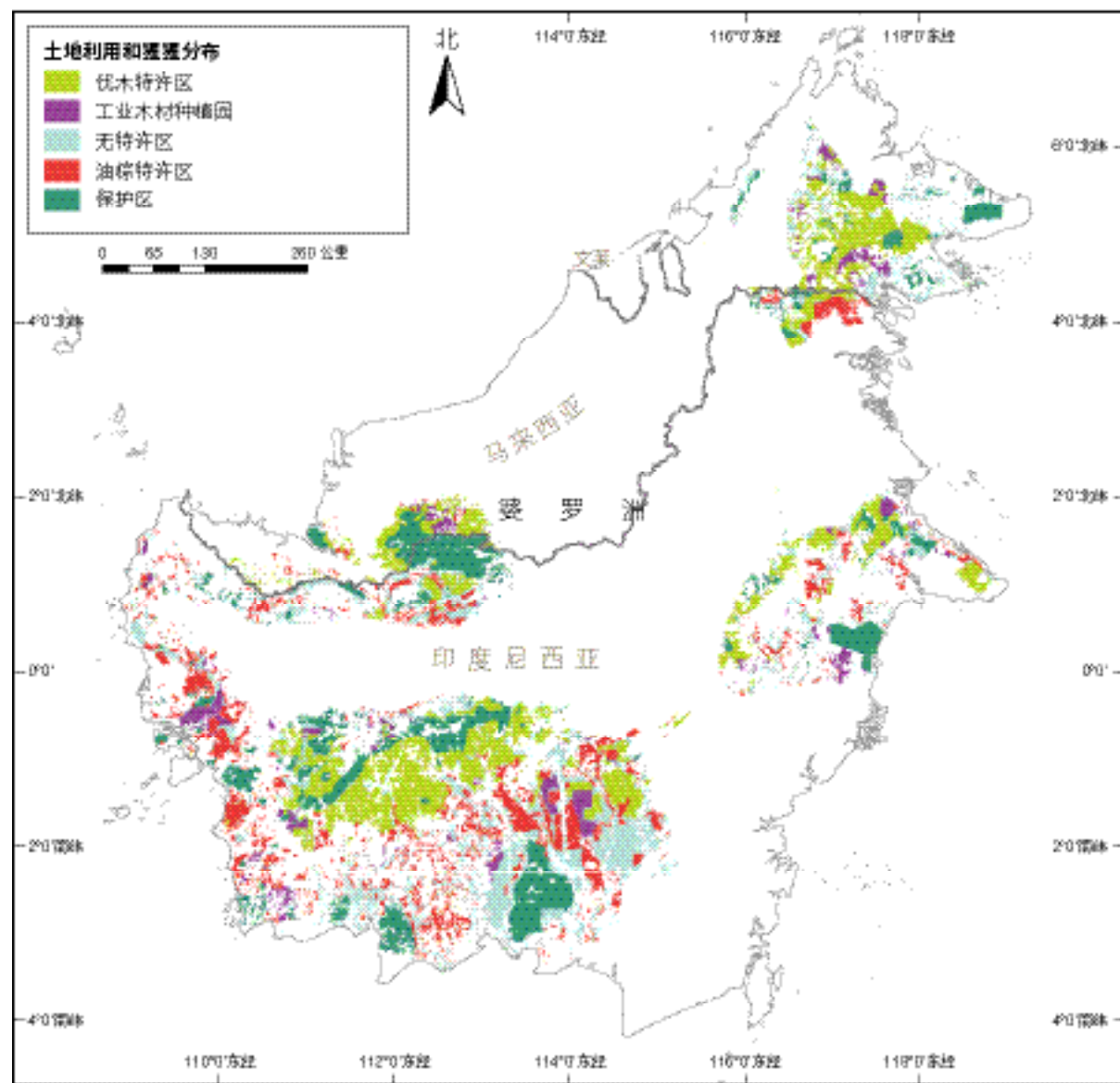
照片：鉴于类人猿栖息地中大片区域是伐木特许区，这些区域转变为正式保护区的可能性大大降低。© Alison White



伐木，但如果现场防护工作不到位，非法活动仍可能发生。几乎同等比例有猩猩分布（19%）的区域与尚未开发的工业棕榈油特许区交叠，还有6%与未开发的工业木材种植园交叠。尽管这些特许区还被森林覆盖，但在不久

的将来就会转变为种植园。最后，估计有25%的猩猩分布范围在保护区和特许区以外，其中13%分布在转换林，12%分布在生产林。转换林包括已明确分配用于非森林用途的林区，如棕榈油种植园等（见图4.1）。

图4.1
婆罗洲猩猩栖息地及土地利用分配



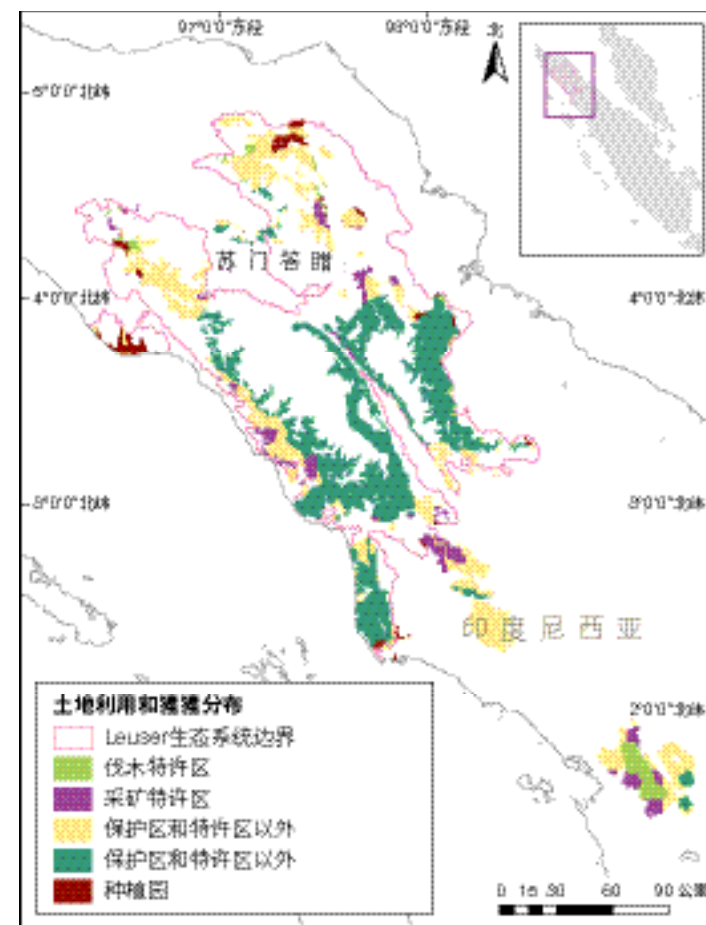
ITP= industrial tree concessions and IOPP = industrial oil palm concessions (Wich et al., 2012b)

在苏门答腊，保护区内猩猩分布的比例（43%）与保护区和特许区以外的猩猩分布比例（41%）几乎相等（Wich et al., 2011b; 图4.2）。保护区的定义是，属于林业部管辖并予以严格保护的地区。因此，它们不涵盖位于印尼亚齐省（Aceh）Gunung Leuser 国家公园以外的Leuser生态系统区，这一地区被定为国家战略区。如果将这一地区也归入保护区的类别，保护区内的猩猩分布比例还将增加，但也会使特许区和保护区出现相当多的交叠。

在婆罗洲，猩猩分布区与伐木特许区的交叠比例要小得多，只有4%。与种植园特许区（几乎完全是棕榈油）的交叠为3%，还有9%的猩猩分布在采矿特许区内（图4.2）。

与不可持续的木材采伐相关的一个特定问题，是让仅具有有限经济潜力的天然林特许区创造收入。而下一步的选择常常是将这些天然林转换，使之成为只有一种或几种树种的集中管理的种植园。这种将天然林到伐木特许区再到种植园管理的转换模式，突显了采用任何形式工业伐木的风险。当森林的木材价值降低，择伐的其他替代方式就会更有吸引力，天然林被转换为其他用途的可能性便随之增加。尽管这种种植园为猩猩提供一些栖息地，但其承载能力似乎远低于天然林，同时由于猩猩破坏农作物使人类和猩猩冲突，也进一步限制其生存机会（Campbell-Smith, Sembirang, and Linkie, 2012）。因此，在天然林特许区中实施可持续林业管理（SFM），被认为是猩猩保护的关键策略。

图4.2
苏门答腊猩猩栖息地与土地利用分配



Gunung Leuser国家公园有许多个边界，本图使用的是SK276。感谢S. Wich供图。

伐木与非洲类人猿

采用世界资源研究所（World Resources Institute, WRI）提供的土地使用数据（WRI, 2012），及类人猿种群、环境及调查（Ape Populations, Environments and Surveys, A.P.E.S）数据库提供的非洲大型类人猿分布的最新数据，形成每个物种或亚种的分布范围多边形地图，该多边形图涵盖的数据包括了保护区网络和森林特许区，由此绘制的地图代表这两类土地中每一物种的分布

表4.3

中非大型类人猿物种在保护区和木材特许区内的估测活动范围

大型类人猿物种和亚种	总活动范围, 平方公里 (仅在刚果盆地)	保护区内的活动范围, 平方公里 (占比)	木材特许区内的活动范围, 平方公里 (占比)
山地大猩猩 <i>Gorilla beringei beringei</i> *	259	259 (1.00)	0 (0.00)
格劳尔大猩猩 <i>Gorilla beringei graueri</i>	64 860	23 719 (0.37)	0 (0.00)
克罗斯河大猩猩 <i>Gorilla gorilla diehli</i> *	2414	998 (0.41)	76 (0.03)
<i>Gorilla gorilla gorilla</i> (western lowland gorilla)	691 277	99 722 (0.14)	338 114 (0.49)
倭黑猩猩 <i>Pan paniscus</i>	420 018	63 163 (0.15)	56 698 (0.13)
黑猩猩尼喀亚种 <i>Pan troglodytes ellioti</i>	123 672	17 949 (0.15)	11 144 (0.09)
黑猩猩东非亚种 <i>Pan troglodytes schweinfurthii</i> *	886 103	131 553 (0.15)	45 311 (0.05)
黑猩猩指名亚种 <i>Pan troglodytes troglodytes</i>	712 951	101 727 (0.14)	336 555 (0.48)

* 估测不包括中非以外的范围, 这里定义为喀麦隆、中非共和国、加蓬、赤道几内亚、刚果共和国和刚果民主共和国。

表4.4

刚果盆地的保护区和木材特许区内西非低地大猩猩和黑猩猩指名亚种的优先保护地点估测面积

地点名称	优先级别	总面积, 平方公里	木材特许区面积, 平方公里 (占比)	保护区面积, 平方公里 (占比)
Odzala 复合体	特别重要	39 694	24 116 (0.61)	15 257 (0.38)
Lac Télé 复合体	特别重要	26 550	1715 (0.06)	4494 (0.17)
Sangha 三国复合体	特别重要	27 811	16 964 (0.61)	7388 (0.27)
Loango-Gamba 复合体*	特别重要	13 062	2593 (0.20)	12 208 (0.93)
Dja	特别重要	6238	140 (0.02)	5864 (0.94)
Boumba Bek/Nki	特别重要	6110	343 (0.06)	5599 (0.91)
Lopé/Waka	特别重要	7434	1656 (0.22)	5703 (0.77)
Ivindo	重要	2989	112 (0.04)	2842 (0.95)
Rio Campo 复合体	重要	5843	1511 (0.26)	2486 (0.43)
Belinga-Djoua	重要	3453	2443 (0.71)	0 (0.00)
Mengamé	重要	1220	27 (0.02)	1027 (0.84)
Conkouati/Mayumba*	重要	7066	5517 (0.78)	3508 (0.50)
Ebo-Ndokbou	调查	1426	0 (0.00)	0 (0.00)
Maiombe	调查	7999	3286 (0.41)	0 (0.00)

* Loango-Gamba复合体和Conkouati/Mayumba都同时包含归为森林特许区和保护区的地点, 因此其总占比大于1.00。

图4.3

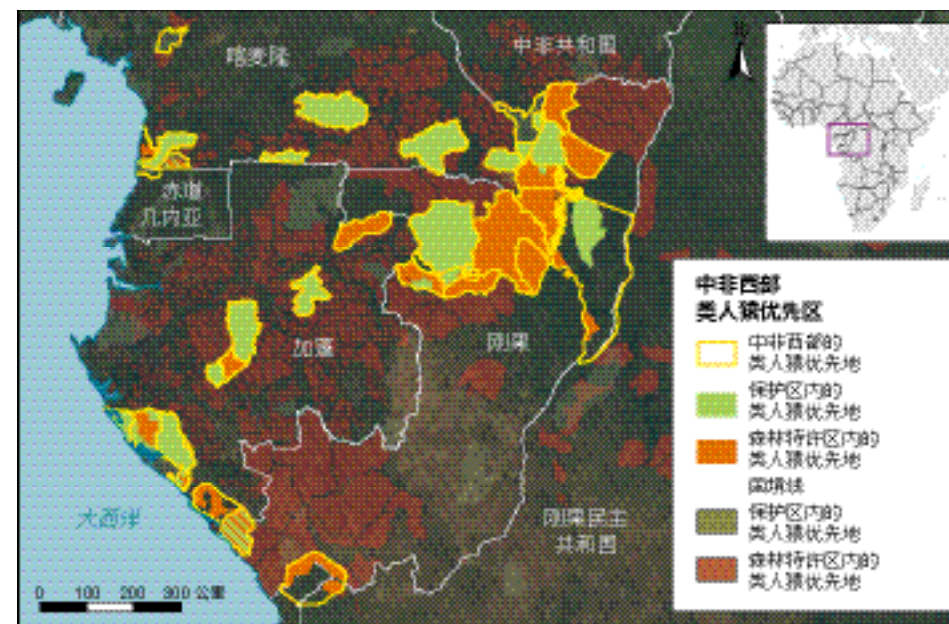
大型类人猿分布及其与保护区和木材特许区的交叠



地图图层来自世界资源研究所 (www.wri.org), 类人猿种群、环境和调查 (A.P.E.S.) 数据库, 和美国环境系统研究所公司 (www.esri.com)。感谢伦敦动物学会供图。

图4.4

涉及保护区和木材特许区的非洲中西部大型类人猿优先保护区



地图图层来自世界资源研究所, 类人猿种群、环境和调查数据库, 和美国环境系统研究所公司。感谢伦敦动物学会供图。

* Tutin et al., 2005

范围比例（图4.3）。之后，对保护区和木材特许区中的类人猿范围比例进行评估并制表（表4.3）。目前尚无坦桑尼亚、乌干达、卢旺达和尼日利亚的森林特许区数据，因此分析集中于分布在中非地区（包括喀麦隆、中非共和国（CAR）、加蓬、赤道几内亚、刚果共和国、刚果民主共和国（DRC））的8个类人猿物种或亚种。这也代表热带林业作业最广泛的地区。结果表

明：3个非洲大型类人猿亚种有超过10%的剩余范围在木材特许区内，其中2个同域物种黑猩猩指名亚种（*Pan troglodytes troglodytes*）和西非低地大猩猩（*Gorilla gorilla gorilla*），其总分布几乎达50%均在木材特许区内。这代表这两个亚种分布范围的绝大部分，因此在木材特许区内加以保护被认为对其未来安全至关重要。

另一分析，则关注现行自然保护规划对这两种广泛分布的大型类人猿所起的作用。经过一个由专家主导的评估过程，确定了12个优先区域为刚果西部地区大型类人猿的安全未来关键区（Tutin *et al.*, 2005）。这些区域有些全部在保护区以内，但为了考察木材特许区管理在保护这些地点中可能发挥的作用，科学家进行了类似于上面研究分布所作的分析（图4.4和表4.4）。对某些优先地点如Dja与Boumba Bek/Nki，绝大多数地带在保护区网络内，只有一小块碎片在木材生产林中；不过Dja周围被木材特许区环绕。在许多其他关键地点，例如广大的Sangha与Odzala复合体，木材特许区占据了超过其总面积的60%；在其他优先地点木材特许区也占据很大比例。因此，木材特许区管理被认为对这些地点本身的自然保护状态具有重大影响，在这些地区工作的自然保护人士正在越来越多地与木材生产行业合作。

扩展资料4.2

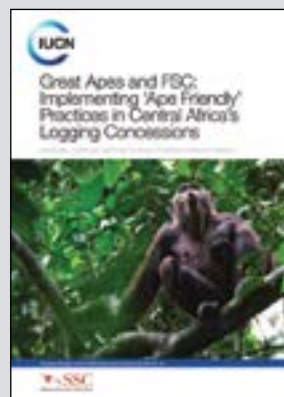
伐木与类人猿的最佳实践指南

《猩猩保护的最佳管理实践：天然林特许区》（Pedler, 2010），是由美国国际开发署（USAID）资助的《猩猩保护服务项目》（Orangutan Conservation Services Program, OCSP）成果，它提出了关于猩猩保护发展的最佳实践指南。其中列举了公司为了尽到企业社会责任要做的4个关键承诺，包括：清晰表述本公司对保护猩猩的承诺，遵守法律和规定，实施管理计划并对猩猩进行监测，参与在景观环境水平的协同管理。

《大型类人猿与森林管理委员会：中非伐木特许区实施的“类人猿友好”实践》（Morgan *et al.*, 2013）由世界自然保护联盟（IUCN）物种生存委员会（Species Survival Commission, SSC）编制。其中概括介绍了伐木公司遵循森林管理委员会的认证机制，可以使类人猿长期保护成为其经营活动的一部分；为林业企业与自然保护工作者合作保护野生动物提供了实践参考。



© USAID. http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/pnady484.pdf



© Ian Nichols and IUCN/SSC Primate Specialist Group. http://www.primate-sg.org/storage/pdf/Great_apes_and_FSC.pdf

案例研究1

评估伐木对大型类人猿的影响：Goulougo三角地带案例研究

在刚果共和国北部的Nouabalé-Ndoki国家公园（Nouabalé-Ndoki National Park, NNNP）（北纬2° 05' - 3° 03'，东经16° 51' - 16° 56'），是更大面积跨国境的Sangha三国（Sangha Trinational, TNS）森林保护区的一部分。Sangha三国森林保护区位于刚果共和国、中非共和国（CAR）和喀麦隆交界处，占地超过35000平方公里，包含大片低地几内亚-刚果森林。Nouabalé-Ndoki国家公园成立于1993年，这里野生生物丰富、自然保护工作世界知名，但这片保护区所在的景观环境中心区域自20世纪90年代起，就由商业性林业特许区占据主导地位。

为了付出更多努力，在环绕包含Nouabalé-Ndoki国家公园的核心保护区内开展更有效的保护活动，国际野生生物保护协会（Wildlife Conservation Society, WCS）、刚果木材工业公司（Congolaise Industrielle du Bois, CIB）与刚果政府的林业经济部（Ministère de l'Economie Forestière, MEF）于1999年签订了Nouabalé-Ndoki国家公园外周生态系统管理项目（*Projet de Gestion des Ecosystèmes Périphériques du Parc*, PROGEPP）协议。该协议旨在建立管理体系，以便在保持商品林开发环境下（商品林，包括用材林、经济林和薪炭林。——译者注），维护Kabo-Pokola-Loundougo伐木特许区森林生态系统的长期完整性（Elkan *et al.*, 2006）。至今，刚果盆地仅有10个公司采纳并坚持可持续发展的正式

图4.5

Goulougo三角地带研究区域



© GTAP

措施，刚果木材工业公司是其中之一（Bayol *et al.*, 2012）。在2006年，Kabo林业特许区是整个中非地区获得森林管理委员会认证的第二个特许区。在Kabo特许区进行的初步调查显示，特许区中大猩猩密度与Nouabalé-Ndoki国家公园内相当（Stokes *et al.*, 2010），表明森林管理委员会认证过程产生了积极结果，在木材开采的情况下裨益自然保护。不过，伐木活动对大猩猩和黑猩猩的影响是否存在以及影响多少，目前尚未确定。

因此，林肯公园动物园的Goulougo三角地带类人猿项目（Goulougo Triangle Ape Project, GTAP）发起的一项研究，旨在评估木材择伐对野生大猩猩和黑猩猩种群的影响，并在此基础上制订倡议减轻任何负面影响，为这些濒危物种的保护做出贡献。该研究运用了多渠道方法：结合有关物种特异性栖息地偏好、生态需求和类人猿行为等细节知识，利用在木材作业之前、之中和之后沿标准样线收集的数据，对与人类影响增加相关的类人猿分布制作地图，并对生产林中处境危险的类人猿种群开发监测模型。

该研究在位于Ndoki与Goulougo河之间的Goulougo三角地带进行，该三角地带最近并入Nouabalé-Ndoki国家公园（见图4.5）。

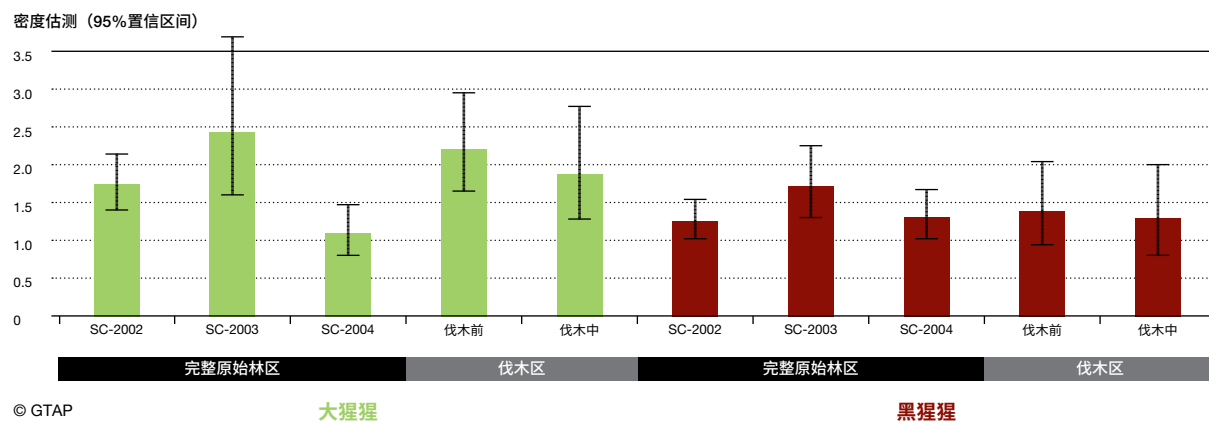
研究区域被分为区块，以便对与保护状态、林业活动及其他因素相关的类人猿丰度和分布的变化作系统评估。

- A区块是国家公园内从未开发的森林，在人为干扰的分析研究中作为对照条件。
- B区块也是国家公园内从未开发的森林。B区块进一步划分为B1和B2区，因为预期B区块内的类人猿将受到C区块内伐木活动的不同影响。B1区是Goulougo三角地带类人猿项目集中精力研究适应人类的黑猩猩和大猩猩。
- C区块由沿Nouabalé-Ndoki国家公园东南边界的原始森林组成。是由森林管理委员会认证的属于刚果木材工业公司伐木区的一部分（Kabo林业管理单元）。这片森林内首次木材采伐时间定为2015年初。
- D区块与Nouabalé-Ndoki国家公园的西南边界相邻，是Kabo林业管理单元的一部分。该区域1971至1972年间曾由Sangha新木材协会（Société Nouvelle des Bois de la Sangha, SNBS）进行过开采，2005至2009年是第二个采伐期。

在D区块的第二次伐木期内，通过反复调查沿样线的类人猿窝巢，监测类人猿的丰度和空间分布。在2004年10月至2010年12月期间，Kabo林业特许区内重复进行了11条样线调查。第1次调查发生在伐木活动完全停止30年后的地点。其后的所有调查在木材勘测、开采和开采后三个时段进行。

图4.6

Goulougo三角地带研究区域，完整原始林和伐木森林中的黑猩猩和大猩猩密度估测



在Goulougo三角地带的伐木活跃区，观察到类人猿的出现与人类狩猎和采集活动呈负相关，表明黑猩猩和大猩猩对与人类接触的反应变得更加难以捉摸 (Morgan *et al.*, 2013)。尽管林业活动及工作人员通常在特定区域仅集中工作数日或数周，之后移至该区域的另一区段，但这种情况还是存在。

在Goulougo三角地带的伐木活跃区 (D块区) 内，研究观察记录了林业队到达一处景观环境的情况。在2004年进行基线调查期间，大猩猩和黑猩猩活动的迹象相当频繁，与Nouabalé-Ndoki国家公园内的相邻原始森林情况类似 (Morgan *et al.*, 2006)。在木材开采阶段，观察到的类人猿丰度没有剧烈波动。D块区内估测的密度在8年研究期间保持基本相同。实际上，在该区域伐木中与伐木后，两种类人猿物种的密度都保持相对稳定 (图4.6)。不过，确定伐木对未来的影响还需要进行长期监测。

栖息地使用的空间移动

尽管类人猿丰度保持稳定，但仍有迹象显示两个物种都受到林业队到达和活动相关干扰的影响。每一区块的总体密度估测保持稳定，但类人猿在其家域内的活动位置却有变化。在林业队抵达前，黑猩猩和大猩猩分别集中在对各自最具觅食价值的栖息地内。在研究进行过程中，两个物种都移出了人类干扰最大的区域，进入食物质量较低但人类干扰也较少的相邻森林。研究显示，大猩猩和黑猩猩都似乎被正在进行的伐木活动驱逐，在距离最大干扰区域至少2公里的地方，才能具有类似开采前类人猿丰度的正常预期水平。这些结果支持之前的一些结论，即大猩猩和黑猩猩在干扰活跃期会寻求临近的区域“避难” (Hashimoto, 1995; Matthews and

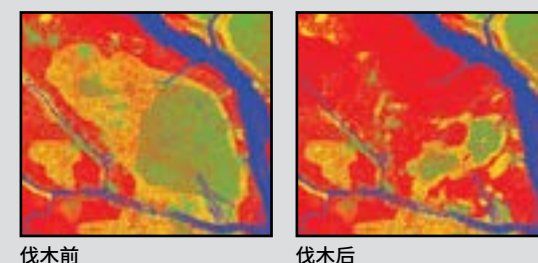
Matthews, 2004; Arnhem *et al.*, 2008)。重要的是，类人猿被驱离的距离都在这两个物种的正常家域范围内。这两个物种的反应支持了物种特异性的预测：应对干扰时，大猩猩的反应是分散得更远，黑猩猩则是收缩而非扩展其活动范围，这可能是为了避免与相邻群组的潜在冲突。

在整个研究过程中，林业活动相关的干扰会导致黑猩猩减少对偏好栖息地和可能是高质量栖息地的使用。与2009年开采前或基线水平相比，最适合黑猩猩森林片区的可利用度显著降低 (图4.7)。研究认为大型类人猿分布的位移，因此可能代表理想资源使用与减少接触人类干扰之间的权衡取舍。要对不同伐木条件和环境下的类人猿空间分布进行评估，以更精准界定其生态需求和物种间的相互作用，从而才能与林业管理方交流，确保在特许区内保留类人猿存续的关键资源。

通过检视类人猿行为的当前变化，并参照过去的伐木活动加以解释，研究显示，以前的伐木活动对大猩猩和黑猩猩的筑巢行为都有延续效应。筑巢行为的变化据信是由于过去及近期的木材开采，而非木材开采之前的潜在生态因素。结果显示，大猩猩和黑猩猩会调整其筑巢方式，以应对木材开采带来的森林结构、丰度及多样性方面的潜在变化。通过对比20世纪70年代和最近伐木期采用的伐木制度，发现大猩猩和黑猩猩在过去与现今伐木方式下行为反应具有一致性，表明这种持久影响可能部分由于相似的造林技术、树种移除和伐木的总体干扰存在相似性。减轻影响的伐木实践和坚持森林管理委员会认证标准，很可能降低对类人猿数目的直接影响，但森林生态环境变化还是引发了它们显著的行为反应。基于当前的木材开采性质，这种行为改变很可能继续增加。

图4.7

Kabo伐木特许区的Goulougo三角地带类人猿项目研究区域D，一片黑猩猩宜居与不宜居的栖息地的交织混合地带



绿色区域代表黑猩猩最偏好栖息地所在地，黄色区域为次。红色区域代表对黑猩猩筑巢和觅食最不适宜的栖息地。蓝色区域代表河流和小溪。结果显示由于伐木干扰，对特定区域的使用改变。左图显示的是2004年黑猩猩可用的栖息地，在本研究中代表伐木前阶段。右图代表的是伐木进行了3年以后的情况。当伐木推进，由于人类占据和干扰，黑猩猩最偏好栖息地可用性降低。

© GTAP/E. Lonsdorf

对当地和地区类人猿保护可能的作用

Nouabalé-Ndoki国家公园的兴建和Goulougo三角地带最近被给予保护区地位是一项具有前瞻性建议的结果，它考虑了大型类人猿科学研究和当地社区需求 (Ruggiero, 1998; der Walt, 2012; Elkan and Elkan, 2012)。在Nouabalé-Ndoki国家公园早期规划中Goulougo三角地带以特殊自然保护价值而知名，1992年国际野生生物保护学会积极游说刚果政府，将该地区列入保护区界内。然而，国家公园建立时并未包括Goulougo三角地带，该区域的类人猿长期保护在20年间没有定数。随后，刚果政府、国际野生生物保护学会和当地伐木企业刚果木材工业公司进行讨论，焦点是保留Goulougo三角地带的完整森林免于木材开采。经过多年争论，达成一项灵活的土地利用规划建议协议，该协议认可Goulougo三角地带的生物价值，并提议应当通过正式保护途径维护其原始状态。然而，取得正式保护地位是一个长期过程。2003年，向正式保护迈出了积极的一步，刚果政府宣布由250平方公里原始森林构成的Goulougo三角地带，将正式并入国家公园。这一公告受到公众极大关注，但该区域在接下来的9年内仍处于无保护状态。最终在2012年1月20日，刚果共和国总统发出正式法令，将Nouabalé-Ndoki国家公园的边界修改为包括Goulougo三角地带在内。

与伐木公司关于Goulougo三角地带的讨论，指向在Nouabalé-Ndoki国家公园周边活跃伐木特许区内，确定其他重要保护区域。作为森林管理委员会认证程序的一部分，刚果木材工业公司宣布，在Kabo林业管理单元内将两个重要的自然保护区域留置不予开采。这两个区域是位于Bomassa三角地带的Djéké三角和Bomassa/Mombongo区块，占地超过150平方公里。由于连接中非共和国和刚果共和国的国家公园，Bomassa三角地在Sangha三国保护区网络中为自然保护提供重要通道。Djéké三角位于Nouabalé-Ndoki国家公园和Dzanga-Ndoki国家公园之间刚果共和国境内，是一片原始森林林区。两个区域都包含重要的自然林间空地复合体 (bais and yangas, 为当地语言，意指由大型野生哺乳动物自然活动清出的林间空地。——译者注)，并且都是生态学期研究项目的对象。在刚果木材工业公司、国际野生生物保护学会和刚果政府等利益相关方讨论过后，达成这两个区域留置协议。该协议承认此地区的自然保护价值和科学价值，及其生态旅游发展潜力。

最近在2012年，该地区又迈出了更重要的一步。Sangha三国自然保护复合区被联合国教科文组织 (UNESCO) 命名为世界遗产地。其范围包括25000平方公里毗连区，穿越刚果共和国、喀麦隆和中非共和国，标志着第一个横跨3个国家的世界遗产地。Sangha三国自然保护复合区的核心，是由Sangha河相连的3个毗连国家公园。

保留Goulougo和Djéké三角森林是自然保护项目的一个里程碑，并持续产生深远影响。蓬勃发展的研究活动 (全球贸易分析模型 (GTAP) 和Mondika研究中心) 和生态旅游项目 (Mondika, 和Djéké三角生态旅游项目) 已经在这些区域开展，并与地区自然保护规划战略相契合。

与此同时，这些地方通过教育计划和支助刚果国民接受科研和研究生教育，不断促进倡导类人猿保护。这些项目的成功，有赖于当地村庄利益相关方的参与和支持。可持续化林业的经济层面创造了就业机会，同时为Nouabalé-Ndoki国家公园周边的当地Ba'Aka员工带来享用健康计划的机会。这些努力被认为可以促进其他活动来取代不可持续的狩猎，还可以解决当前发展机会的性别与民族不平衡。

全球贸易分析模型开展的研究，不仅深化了对非洲大型类人猿与可持续林业管理相互作用的理解，也使重要的自然保护区能够得到进一步确定、保留下来，而不被用于工业开采。这可以说提高了这些物种在这片景观环境中的自然保护地位；然而，由于长期伐木导致类人猿物种筑巢行为的显著改变，在工业伐木和类人猿保护的相容性方面产生了许多未解决的问题。

案例研究2

野生动物与木材项目——喀麦隆

野生动物与木材项目 (Wildlife Wood Project, WWP) 是伦敦动物学会 (Zoological Society of London, ZSL) 发起、作为帮助热带木材产业实现更可持续实践的方法, 以便为刚果盆地生物多样性保护作出贡献。最初, 他们试图开发试点模式, 展现森林管理委员会认证原则及标准和可持续林业管理可以怎样实施, 以及如何用于确保在经营木材特许区中开展可持续野生动物管理。

伦敦动物学会的目标是, 在木材生产景观环境内以野生动物与木材项目为机制, 给木材公司提供实现可持续野生动物管理目标的能力, 作为其标准采伐作业实践的一部分。为使这一目标成功, 他们的行业伙伴必须承诺以下4个关键点:

- 与伦敦动物学会合作一起开发并实施必要的监测和管理体系, 以确保木材采伐活动不对野生动物种群产生显著影响。

- 采取适当步骤, 确保非法活动尤其是非法及非可持续化的狩猎, 不在其作业区域发生。

- 与其他利益相关方特别是当地森林社区合作, 使各种活动符合项目的目标, 关键是确保他们不受木材企业的负面影响。

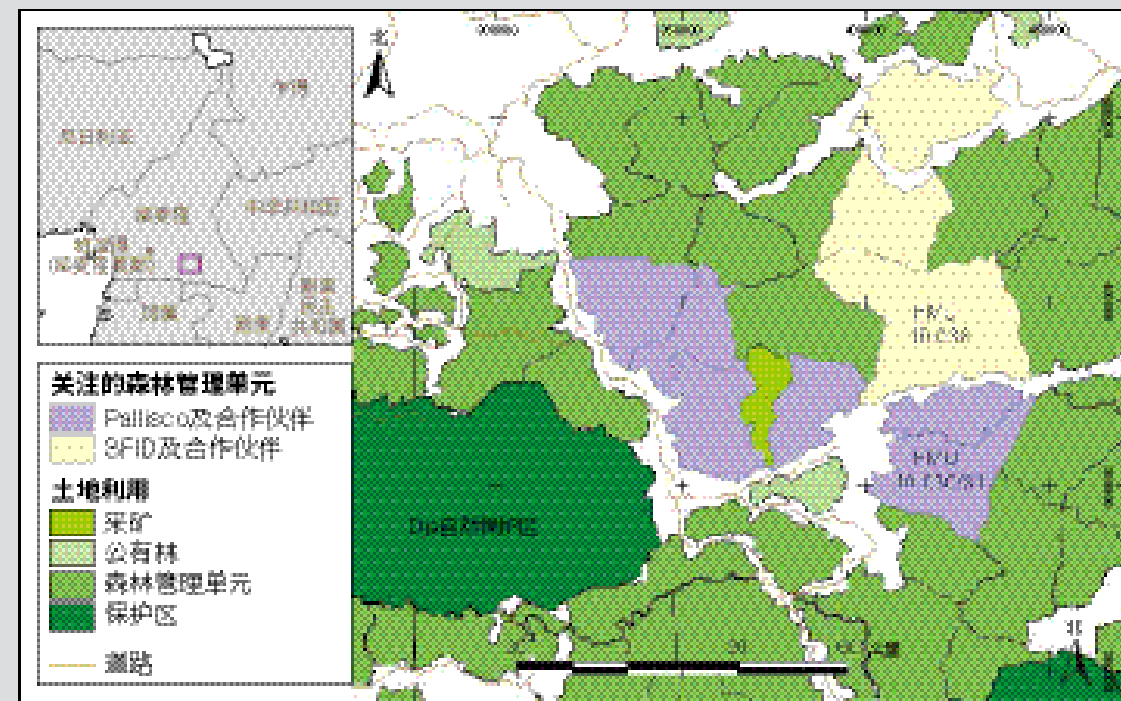
- 最后且长期看也许是最重要的, 保证在人力资源和后勤保障方面发展必要能力, 以支撑项目目标逐渐实现。

上述许多目标, 是依据喀麦隆林业法和森林管理委员会认证标准公司义务的组成部分; 不过, 实现这些义务的手段和方法常常缺乏, 或者未予实施。

第一步是确定有意愿、合适的伙伴, 在国家支持背景下发展长期工作关系。之后与许多公司协商, 确定了适合且有意愿作为野生动物与木材项目合作伙伴的两个公司: Pallisco公司和Doumé林业与工业公司 (Société Forestière et Industrielle de la Doumé, SFID-Rougier)。

图4.8

野生动物与木材项目干预地区, 连接了Dja生物圈保留区与Boumba Bek国家公园之间的景观环境



特别关注的林业特许区由企业合作管理, 涵盖面积接近7000平方公里。
感谢伦敦动物学会供图

野生动物与木材项目, 初期把活动焦点延伸到Pallisco公司和Doumé林业与工业公司位于喀麦隆东部地区的森林管理单元, 它处于Dja和Boumba bek/Nki之间的景观环境中 (图4.8)。该生产林区块占地大约6500平方公里, 比临近的Dja动物保护世界遗产地的面积还大。这些森林管理单元, 坐落在几内亚-刚果湿润半常绿混交雨林和刚果盆地常绿林之间的过渡带。它们由无优势树种的混交成熟林、与处于不同演替阶段的次生林“马赛克状交错”组成。在这些特许区, 采伐木材的大部分由3种主要木材树种构成:

- 沙比利木 (红影木 *Entandrophragma cylindricum* ——有时被称作“穷人的红木”);
- 非洲梧桐 (*Triplochiton scleroxylon* ——非洲白木);
- 格木 (非洲菠萝格 *Erythrophloeum ivorense*)。

从生物多样性的角度, 这些特许区位于三国Dja-Odzala-Minkébé (TRIDOM) 景观环境的东北边界, 是贯穿喀麦隆、刚果共和国和加蓬边境的高度优先自然保护地带。这里是奇异的森林野生动物的家园, 如西非大猩猩、普通黑猩猩和非洲森林象, 这些物种种群所处区域包括最高优先自然保护区或其临界处。

喀麦隆的法律语境与认证

喀麦隆所有森林的管理都纳入1994年林业法所搭建的法律框架管辖, 这部林业法载入了可持续林业管理原则。

对于已获得和寻求森林管理委员会认证的公司, 这些原则和标准 (扩展资料4.3) 在木材生产林可持续管理、尤其是有益于野生动物保护方面, 具有最强的激励作用。好几项适用于刚果盆地地区的原则和标准, 关于伐木作业对野生动物种群的影响和伐木公司减轻影响的责任, 有明确表述。

伐木对哺乳动物的影响

野生动物监测计划在Pallisco公司和Doumé林业与工业公司管理的两个特许区制订并实施, 分别是10.030号森林管理单元 (1180平方公里) 和10.038号森林管理单元 (1520平方公里), 目的是评估野生动物种群对伐木活动的反应。

每一特许区设置了4个永久生物监测站, 包括一个“影响站”和三个“对照站”; “影响站”在研究期间一直有伐木作业, 而“对照站”临近周围 (大于2公里) 没有伐木活动, 木材公司的野生动物监测队负责收集数据。该研究结果为将来的监测提供基线, 并用于详尽分析伐木对研究物种的即刻影响, 包括非洲森林象、黄背麂羚、西非低地大猩猩和普通黑猩猩。这些物种丰度的趋势在每一伐木特许区显示出不同

扩展资料4.3

森林管理委员会与野生动物相关的行为准则

“准则1: 森林管理应当尊重所在国家所有适用法律, 以及该国签署的国际条约和协议, 符合森林管理委员会的所有原则和标准。” (FSC, 2002, p. 4)

应当指出, 在此原则下, 森林管理者有义务了解国家生物多样性策略并为其作出贡献。管理者还有义务确保特许区内没有非法或未经授权的活动发生, 并且与国家有关机构保持联络以达成这一目标。

“准则2: 土地和森林资源的长期保有与使用权, 应当清晰界定、明确记载和依法确立。” (FSC, 2002, p. 4)

“准则3: 原住民拥有、使用和管理其土地、生活领域与资源的法律和习惯权利, 应当被承认和尊重。” (FSC, 2002, p. 5)

该项原则与森林保护有关的一个关键要素, 是有义务与当地依赖森林的社区合作, 确保他们维护其习惯权利与资源使用, 并使这些资源得到保护。

“准则6: 森林管理应当保护生物多样性及其相关价值、水源、土壤, 及独特且脆弱的生态系统与景观环境, 借此保持森林的生态功能与完整。” (FSC, 2002, p. 6)

此项原则即标准, 它强制企业组织确认其活动可能造成的影响, 并采取措施保护生态系统和受威胁物种。这包括管控捕猎, 确保公司员工不参与野味的制作、食用或买卖。

“准则7: 企业应当有与其作业规模和强度相适应的书面管理计划, 予以实施并保持更新。管理的长期目标与实现手段应当作清晰阐述。” (FSC, 2002, p. 7)

在该项原则下, 管理计划应当参考与此原则有关及其他原则所包含的精神提出具体目标, 即确定并保护稀有、受威胁或濒危物种, 同时以高保护价值森林 (High Conservation Value Forest, HCVF) 框架作为明确参考 (与高保护价值森林有关的准则9, 参见扩展资料4.4)。高保护价值森林的概念对野生动物保护格外重要, 因为它责成特许区管理者与有关的利益相关方协商, 来确定、监测并管理高保护价值区, 以维护和/或增进其价值。

扩展资料4.4

高保护价值森林 (High Conservation Value Forest, HCVF) 概念

“准则9：在高保护价值森林中的管理活动，应当维护或增进这些森林的特性。与高保护价值森林有关的决定，应当始终在有预防方法的情况下进行考量。”

(FSC, 2002, p. 9)

森林管理者必须考虑到，以下6种高保护价值森林的社会和环境价值已经确定 (FSC, 2008, p. 1)：

1. 具有世界性、地区性或国家性重大生物多样性价值集中的森林区域（如特有种（endemism，指某一物种仅局限分布于特定地理区域内。——译者注）、濒危物种、生物避难所（refugia，残遗种保护区，指生物群在恶劣条件下，尤其是在冰期得以存活的地带——译者注））。
2. 具有世界性、地区性或国家性重大规模景观水平森林的森林区域，处于森林管理单元之内，或其中包含森林管理单元，其中自然出现的物种的全部或大多数存活种群，以天然分布及多度的模式存在。
3. 位于稀有、受威胁的或濒危的生态系统中，或包含上述生态系统的森林区域。
4. 在关键情况下（如分水岭保护、侵蚀控制），提供基本自然服务的森林区域。
5. 以满足当地社区基本需求（如生存、健康）为根本的森林区域。
6. 对于当地社区的传统文化认同（与这种社区一道对在文化、生态、经济或宗教上的识别有显著意义）具有关键性的森林区域。”

在伐木开始前，森林管理者必须与其他利益相关方沟通，在共同参与的过程中评估、确定其特许区内的高保护价值森林并作出标图。之后这些评估必须公开提供。确定之后，特许区经营者必须与利益相关方群体合作，对监测和管理体系达成一致，以维护和/或增进森林价值。值得注意的是在此原则下，标准9.4要求制订一个特定数据采集协议，并每年监测、核实高保护价值森林的状态，反馈于森林管理计划的修订。

模式。在10.030号森林管理单元，观察到伐木活动对黑猩猩没有造成影响，发现在伐木前与伐木后黑猩猩的丰度没有显著变化；在影响站和对照站丰度也没有差别。这似乎表明，在伐木作业中该森林管理单元里的黑猩猩没有从影响站迁离，基于此可以得出结论：该地点的物种对伐木活动能够容忍。然而在10.038号森林管理单元，发现伐木过后在影响站的黑猩猩相对丰度显著下降，其依据是遇见黑猩猩出没迹象的几率低于两个对照站。根据此特许区的数据可以得出相反的结论：黑猩猩会受到伐木活动的负面影响并且由于相关干扰而迁离。

在所有地点，该研究未确定黑猩猩或同域的西非低地大猩猩种群规模由于伐木作业的影响有显著变化。有可能在随后数年不一样的趋势会变得明显，不过文献记载显示是在干扰后的即刻阶段对野生动物影响最大 (White and Tutin, 2001; Arnhem *et al.*, 2008)。由于此项研究中评估的目标物种生存在Pallisco公司和Doumé林业与工业公司的森林管理单元，因此似乎基本上能够应对择伐活动的直接影响。这很可能部分由于在这些特许区每公顷（10000平方米）采一棵树的低采伐率，以及由此带来的低水平干扰。这表明与可持续林业管理相关的减少影响的伐木活动，与保持大型哺乳动物种群的目标相一致。

使伐木适合减轻对大型类人猿的影响

对高保护价值森林的确定和管理，是森林管理委员会认证标准的一个关键概念（扩展资料4.4）。这对木材生产景观环境中的野生动物保护是潜在的无价手段，并且在其他领域如可持续棕榈圆桌倡议组织 (Roundtable for Sustainable Palm Oil, RSPO) 已经采纳成为行业标准。

当高保护价值森林代表空间离散区域，例如当地人的文化遗址或保有生态系统功能的河岸冲击林，这个概念也许更容易理解。而确定对受威胁物种至关重要的区域，尤其是流动性大型哺乳动物，会更有挑战性。

伦敦动物学会推行的概念是，黑猩猩群落的核心领地代表该物种的避难所，并且应视为高保护价值森林区。这些地区应当得到确认并制图，同时在这些地区进行相适合的伐木活动以将其影响最小化。为了确认核心区域，木材公司野生动物队采用伦敦动物学会开发的自适应采样法，通过在类人猿丰度较高区域的集中调查，来更有效地调查大块区的生产林。自适应踩点样带采样 (Adaptive Recce Transect Sampling, ARTS) 需要走过“踩点”样带（横截面），沿预定路线走最简单的路，只要遇到一个黑猩猩窝巢，就转一个直角，沿着尽量直的纵线继续找黑猩猩巢，从而积累绘制核心林地的数据的标图过程。在下面的实例中，Doumé林业与工业公

司的10.056号森林管理单元（76660公顷或767平方公里），使用自适应踩点样带采样，确认了两个区域有高集中度的窝巢点，表明该伐木区至少存在2个黑猩猩群落（图4.9a和b）。

在此基础上，对该森林块区的管理提出许多建议：

- 协调树木砍伐，使黑猩猩能够向这些核心区域收缩，例如砍伐从外周向核心区域推进，以防止将一个群落分离的方法交替砍伐的块区，避免建立屏障使黑猩猩因采伐方法不能穿过核心区域。
- 对高保护价值森林区域建立年度监测制度，在设置每一年度允许砍伐量（annual allowable cut, AAC）前进行年度树木存量调查，以确认黑猩猩核心区域。
- 补充上述建议的策略，在特许区内减少偷猎，尤其是在脆弱区域采伐接近黑猩猩的高保护价值森林时。

- 上述建议要包含到整体森林管理计划中。

上述建议已经开始实施，不过在接下来数年的监测计划中，才能看到这些黑猩猩高保护价值森林管理效力的证据。

在此不能作详尽阐述，然而为了自然保护利益作为改进伐木特许区管理整体方法的一部分，野生动物与木材项目还有其他方面，包括：

- 通过为公司员工制定健康方案减少疾病传播（关于疾病传播的危害，见第七章）。
- 制定管理策略减少不可持续的和非合法狩猎活动，这包括私营部门和当地社区（见第七章）。实际上，与当地社区一起协作是一件实实在在的事情，要将其看作森林生态系统必不可少的组成部分。与社区建立密切关系被认为对他们更好地发挥作用管理自己的资源非常重要。

图4.9

(a) 在一个5年的活跃伐木区内观察到的黑猩猩密度迹象，数据收集使用适应性调查样带法

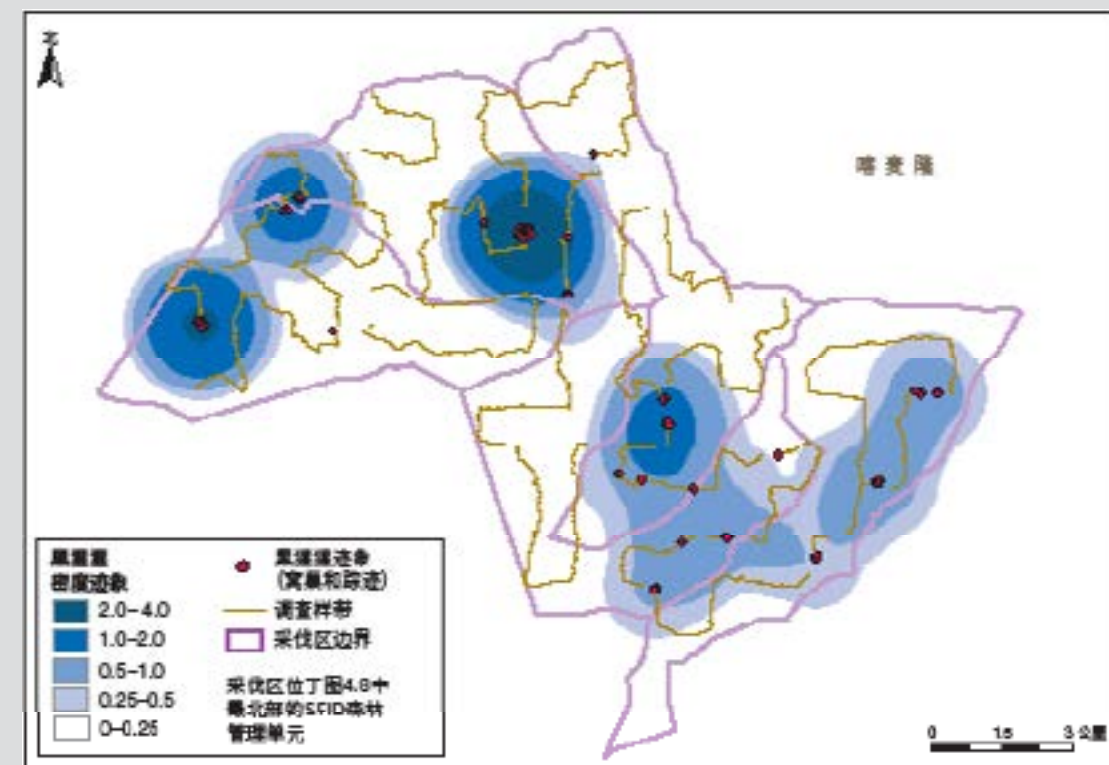
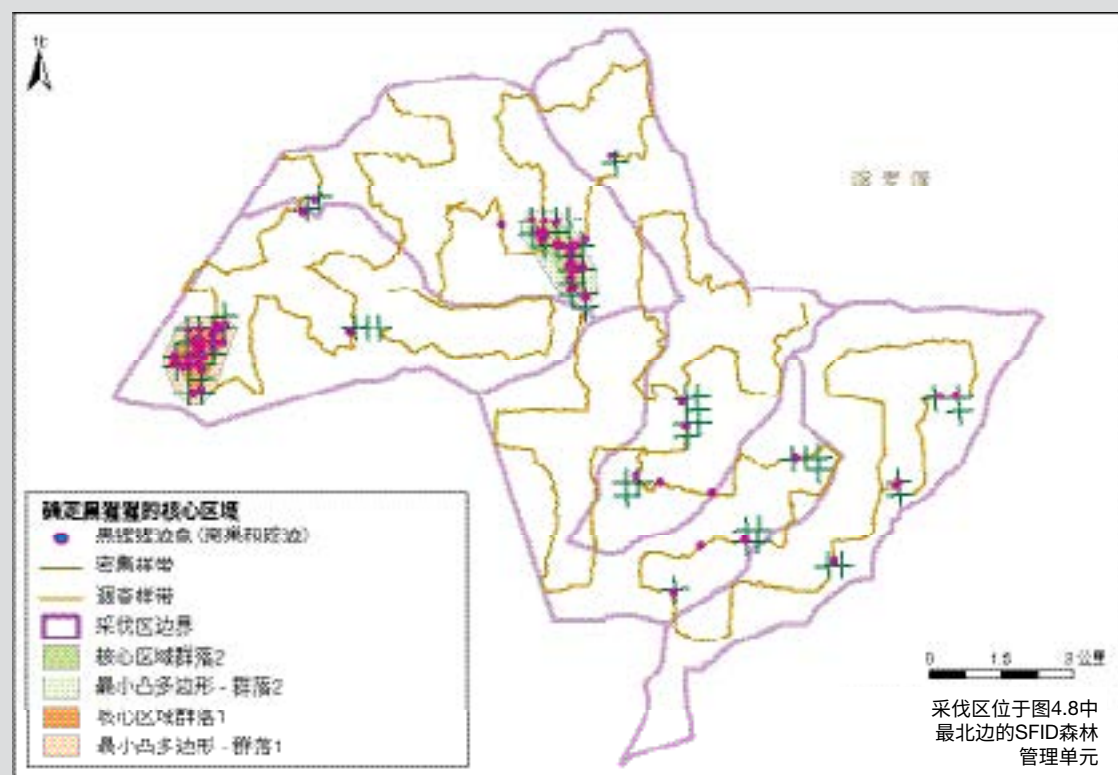


图4.9

(b) 利用上图(a)中的数据，可以确定黑猩猩使用的核心区域并制图，用于采取减轻影响的伐木方式



最小凸多边形表示群落的家域的边界。
图来自伦敦动物学会

将森林管理委员会的原则和标准、林业法以及其他指南放在一起来看，似乎是综合解决与可持续森林管理有关的各种问题，并确保野生动物有良好的归宿。它们清晰说明了林业作业必须符合的标准，其中森林管理委员会的标准包括了表明其是否能够取得认证的标志和方法。

这些案例研究证实，对负责的伐木与大型类人猿关系的初期研究，表明二者可以共存，不过仅有极少数公司在应用上述技术方法。此外，与伐木公司合作实施更生态友好型实践的费用一直由自然保护组织承担，这也使人们对该方法在更大范围推广的可行性提出了疑问。

结论

从Goulougo三角地带和野生动物与木材项目（WWP）中获得的启示表明，伐木业、自然保护人士与当地政府之间合作的重要性，即共同应对可持续化林业的环境维度，能够减缓对类人

猿的影响。当自然保护的努力没有成功、伐木不断推进时，就必须关注严格保护区域以外的地区。在木材开采的情况下，需要开发更有效提供信息的方法，以评估类人猿栖息地和设计保护类人猿资源需求的行动，从而成为减缓伐木影响的重要途径。

致谢

主要作者：Helga Rainer

其他贡献者和其他撰稿人：Eric Arnhem, Laure Cugnière, Oliver Fankem, Global Witness, Erik Meijaard, David Morgan, Paul De Ornellas, PNCI, Chris Ransom, Crickette Sanz, Serge Wich, 和 ZSL

然而，关注目前可持续林业管理实践对森林生态更广泛影响的研究指出，其对生物多样性的影响不仅限于单一物种如类人猿，因而关于伐木对森林生态系统的广泛影响与当地社区之间的相互作用，突显出需要另外研究。离开对这些关系更好的理解，目前的可持续林业管理对自然保护与工业伐木，很可能不足以起到有目的的调和作用。此外，择伐对原始森林的初期开采，与这些区域被转换为种植园或农用林区的概率增加相关联。这会进一步减少生物多样性存量，排除可持续林业管理其他有目的的选项。要对政策和法律环境进行更多分析，才能为这种轨迹的诱因提供某种洞察力，填补当前的知识空白。

尽管人们承认严格保护永远是自然保护行动的首选方向，但热带森林生态系统面临的压力在可预见的将来不太可能减少。地区和全球对森林提供资源的需求绵绵不休，与此同时农业、农用林区、城市化和采矿对森林土地的竞争持续不断，这些都一系列利益相关方参与度增加的关键因素。伐木活动侵入原始森林和类人猿栖息地仍将继续，除非其他模式得到发展：不再允许私人伐木特许区如在退化土地上的木材种植园。最终，在当前许多类人猿分布范围国家环境管理不善的背景下，可持续林业管理似乎有利于大型类人猿保护，但并不一定保证有长期效益。此外，该领域需要更大的激励，通过提供资金和其他机制鼓励伐木公司的实践和行为有所变化。目前，最佳实践并非普遍是标准所包含的内容。



第五章

采矿采油与类人猿种群和栖息地

内容简介

在亚洲和非洲，采掘业与类人猿栖息地广泛交叠。这两大洲的采掘业在强度和规模方面持续增长，以前未开发土地的勘探、开发和生产量也越来越多地增加。特别是非洲，正在经历前所未有的矿产与油气开发高峰，为了寻找推动全球经济的原材料和能源，当地景观环境变得面目全非。上个十年最显著的探矿高峰发生在2000至2008年，随后5年逐渐但明显放缓（J. Suter, 个人通讯, 2013）。尽管矿业和油气业对景观环境的直接影响与林业不在一个水平上，但矿产与油气项目勘探、开发、作业和关闭阶段产生的

“Far less is known about the impacts of mining and hydrocarbon project development than about the impacts of logging.”

直接及间接影响，会造成栖息地结构和组成的大范围改变。

关于采矿和油气项目开发（包括勘探、分析、选址、施工、作业、关闭及关闭后）的影响，目前所知远不及伐木的影响。第四章详细探讨了伐木的影响。采矿、石油和天然气项目（勘探与开发）对非洲或亚洲类人猿种群的影响，则鲜有研究发表（Kormos and Kormos, 2011b）。然而很明显，采矿和油气的勘探与开发过程，对所有类人猿物种的栖息地及种群均正在发生直接和间接影响。遍及非洲和亚洲，采掘业正在影响当地的社会、文化和生态结构。采掘业可以作为经济引擎，为当地民众和国民经济带来地方和局部利益。然而，对局部地区，采矿总会产生社会和环境的负面影响。挑战在于找到能够使双方共存的“最佳平衡点”。

为了完全理解并解决对类人猿的威胁问题，需要在类人猿活动范围与采掘业交叠区域进行全域分析。应当将每一类人猿物种的活动范围同已知可能矿物分布区进行比较。一旦签发石油、天然气和/或采矿租约，土地就可以开发。不过，如果在租约签发之前进行了评审，就可以避免开发最重要的自然保护区，而将其指定为保护区并留置。对类人猿栖息地同指定为采矿、石油和天然气勘探开发租期的区域进行比较、评估，可以帮助确认指定为工业活动的区域内，每一物种的活动范围所占比例，并为自然保护工作者的行动策略提供信息，来避免和减轻损害。支持以对类人猿具有高价值的特许区为目标，开展最佳实践。

与此同时，更完全彻底地理解所有采掘业（伐木、采矿、石油和天然气）对类人猿的影响，需要长期纵向研究。这种研究可以使矿业公司和各国政府谨慎定位特许权及其相关作业，从而更有效地避免整个项目周期内的负面影响。这些工作应当与建立准确的生物多样性基线（根据生态数据和研究，为自然保护学家和政策制定者提供衡量未来变化方式的基础——译者注）一起，在任何工业活动开展以前就开始，并对同一地点类人猿种群受到的影响作实时追踪。这类研究理想上应当在一个区域开放用作矿产开发之前完成，这项工作不是由矿业公司做，而需要政府部门与非政府组织（NGO）资助并实施、合作努力完成。将来也可以由行业采取抵消影响行动（impact-offsetting action），支持这类企业活动之外的研究，作为其减轻损害承诺的一部分。尽管这些工作最近在矿藏丰富区域内的特定地点基点开展，但需要在更广阔的景观环境空间内进行，因为很可能该项目覆盖更大面积的区域才能有效果。这种研究可以对行业活动的影响和减轻措施策略的有效性提供恰当的理解。同时，研究更广阔的景观环境也很重要，从而不是只处于最可能受到剧烈影响和破坏中的区域得到保护，还要使未受项目影响的区域得到保护和加强。

如下所述，现有许多策略在可行范围内可以确保采掘业的负面影响最小化，这些策略是被称作“减轻措施等级制度”的一部分。总结概括起来，这些策略是预防、避免、最小化、减少，以及修复和恢复。仅仅最后才采

取生物多样性抵消策略，即确保在一个区域对类人猿种群的伤害，通过在另一个区域增强类人猿保护的作用来抵消。如果确立生物多样性抵消策略，就有必要对类人猿保护的有效性开展研究和监测。需要研究的一个关键问题是，抵消策略是否确实使存量获得了净增长。这可以通过最简单的办法测量：抵消地点对自然保护补偿带来的种群增加是否超过了受影响地点的种群损失（见第一章）。

根据行业与自然保护机构合作的经验，将确定并实施最佳实践推荐如下：

- 自然保护社团与私营部门合作，帮助负责任且有意愿的公司实施最佳前沿实践，并分享经验，包括但不限于认证和恰当运用减轻措施等级制度，包括生物多样性抵消策略（参照《商业与生物多样性抵消方案》（Business and Biodiversity Offset Programme, BBOP）的原则）。
- 自然保护人士与私营部门游说政府建设政策环境，至少应当消除不利于最佳实践的因素，并尽可能支持最佳实践。例如，对采矿特许区内留置的自然保护地免征土地税，清晰的抵消/补偿政策，立法支持将未分配的土地（指尚未指定为勘探或采矿开发租约或特许区的土地）从采矿活动收回。
- 所有利益相关方支持并促进现行法律的实施，尤其是与非法伐木、非法采矿、捕猎和农业侵占相关的法律。
- 应当开展独立的环境与社会影响评估（Independent Environmental and

Social Impact Assessments, ESIAAs）和战略性环境评估（Strategic Environmental Assessments, SEAs），包括具体考查发展对居民和生物多样性的直接与间接影响。

- 所有最佳实践管理体系都应当包含严格的监测计划，以评估类人猿保护措施的有效性。且必须与适应性管理系统相联系，以此吸取经验教训、改进行动。
- 对于已经可用于支持最佳实践的指导和工具，自然保护人士与行业应当提高认识，更加积极主动地了解 and 采用，例如《猩猩保护服务计划》（Orangutan Conservation Services Program, OCSP）《最佳管理实践》（Best Management Practice, BMP）的工具，《商业与生物多样性抵消方案（BBOP）》的出版物，以及国际采矿和金属理事会（International Council on Mining and Metals, ICMM）指南，如《关于生物多样性抵消的独立报告》（ICMM and IUCN, 2012）。

为在采掘业领域对类人猿负责任的管理，附录三就特定建议提供了更具体的情况。

采矿采油对类人猿栖息地与种群的影响概述

联合国环境规划署（UNEP）世界保护监测中心（World Conservation Monitoring Center, WCMC）对所有类人猿，包括大猩猩、黑猩猩、倭黑

猩猩、猩猩和长臂猿，在其活动范围内进行了全球性大范围分析，结果显示，所分析的27个类人猿类群中仅有5个活动范围内没有采矿项目。该项调查对世界自然保护联盟（IUCN）红色名录中类人猿活动范围（有些情况下以类人猿种群环境调查（A.P.E.S.）门户网站¹和其他出版物中最新同行评审数据为基础加以提炼），与加拿大金属经济集团²（Metals Economic Group）搜矿（Mine Search）数据库的采矿数据交叠情况，进行了检视。搜矿数据库涵盖关注37个核心商品项目，包括煤炭、铁矿及其他矿物和金属。在其活动范围内没有采矿项目

的物种，同时也是那些活动范围最小的物种，例如山地大猩猩（*Gorilla beringei beringei*）、罗斯河大猩猩（*Gorilla gorilla diehli*）、黑猩猩尼喀亚种（*Pan troglodytes ellioti*）、海南长臂猿（*Nomascus hainanus*）和东黑冠长臂猿（*Nomascus nasutus*）。

对大多数类人猿物种而言，在实施不同阶段的采矿项目都有与类人猿栖息地交叠的情况，要着重指出的是，类人猿分布范围的空间尺度与采矿作业面积有显著区别。类人猿活动范围通常覆盖几千公里，而在此项研究中采矿作业的空间分辨率是1平方公里。这种空间尺度显著差异导致的结果

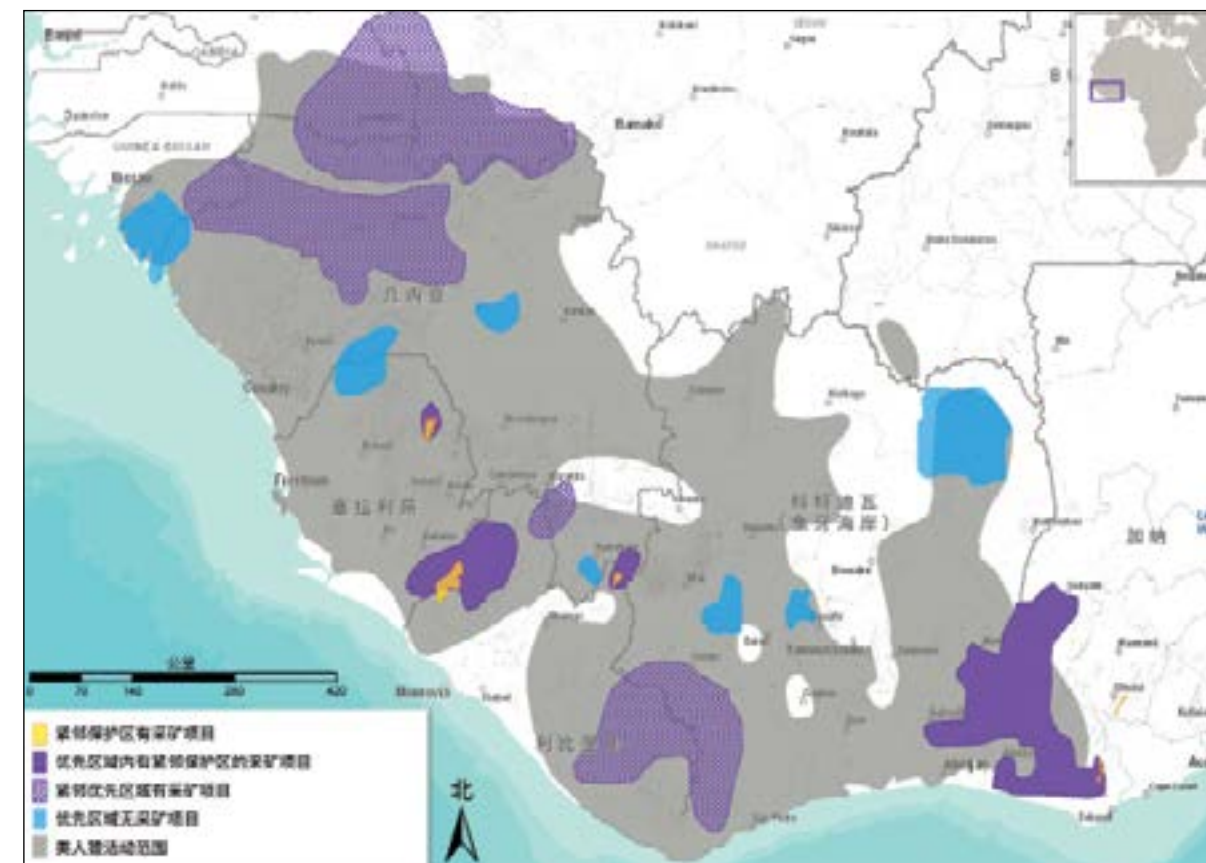
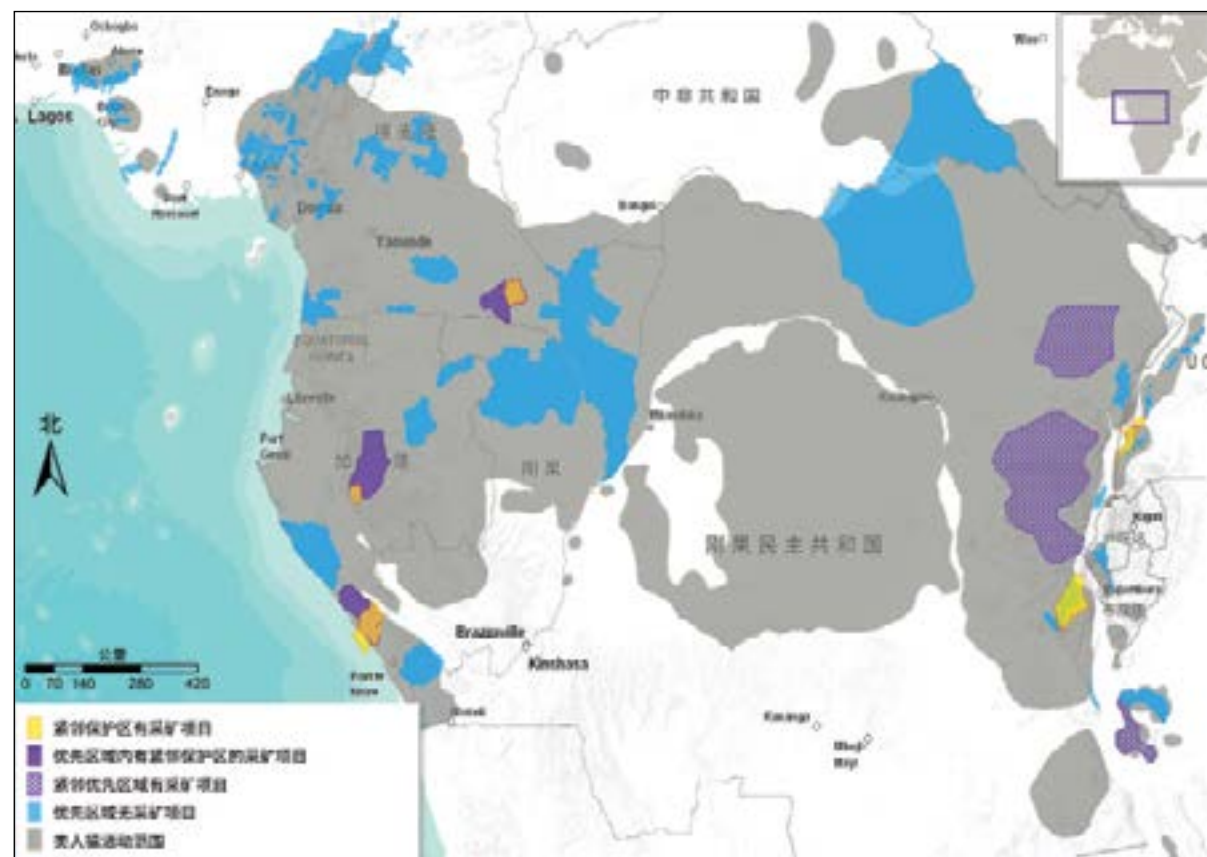
是，每一类群活动范围仅有不到0.02%的面积，与包含一个或数个采矿项目的识别点（采矿像素）有空间重合。然而，同存在局部影响显著的可能性一样，包含处于开发和作业一个或多个阶段的采矿项目的采矿像素，对森林的影响可能不止于特定作业点所显示的，而是更广泛的潜在影响——例如来自道路、基础设施等等。在其活动范围内仅有一个采矿项目的物种，为倭黑猩猩（*Pan paniscus*）、克氏长臂猿（*Hylobates klossii*）和戴帽长臂猿（*Hylobates pileatus*）。其中每一类群所在地，都有一个采矿项目目前正在

上述类群活动范围内，存在手工作业但显示无（或少量）企业作业迹象的情况。

分析涉及的所有类人猿类群的一个关键特征，是在其活动范围内采矿项目的主要活动，为勘探和评估阶段的某一片段。这表明未来可能有来自采矿作业的威胁，并将这些潜在威胁予以标记。不过应当注意，勘探和评估的项目数量，并不一定意味着未来作业矿点的威胁程度。仅有极小部分勘探许可实际发展为商业盈利矿。然而，开发活动集中表明，类人猿活动范围内存在商品储备，并且未来可能发生与资源开采相关的问题和冲突。

图5.1

大型类人猿行动计划地点（优先区域）及其与采矿像素的空间重合

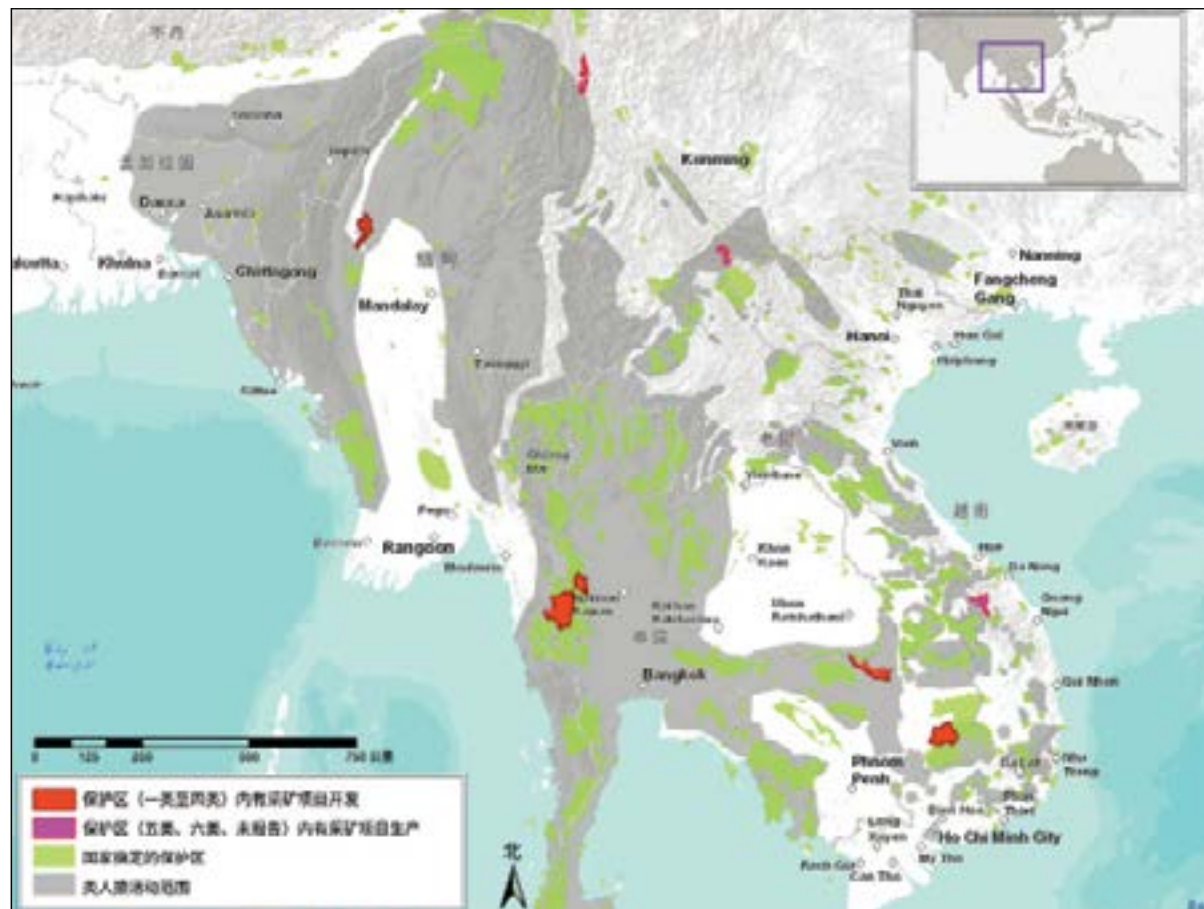


Protected areas: PAs. Apes extent of occurrence: EOO (= ape ranges).

感谢联合国环境规划署世界保护监测中心（UNEP-WCMC）供图。

数据来自：Kormos and Boesch, 2003; Tutin et al., 2005; Plumptre et al., 2010; Morgan et al., 2011; ESRI, 2012; IUCN, 2012c; IUCN和UNEP-WCMC, 2012; SNL, 2012

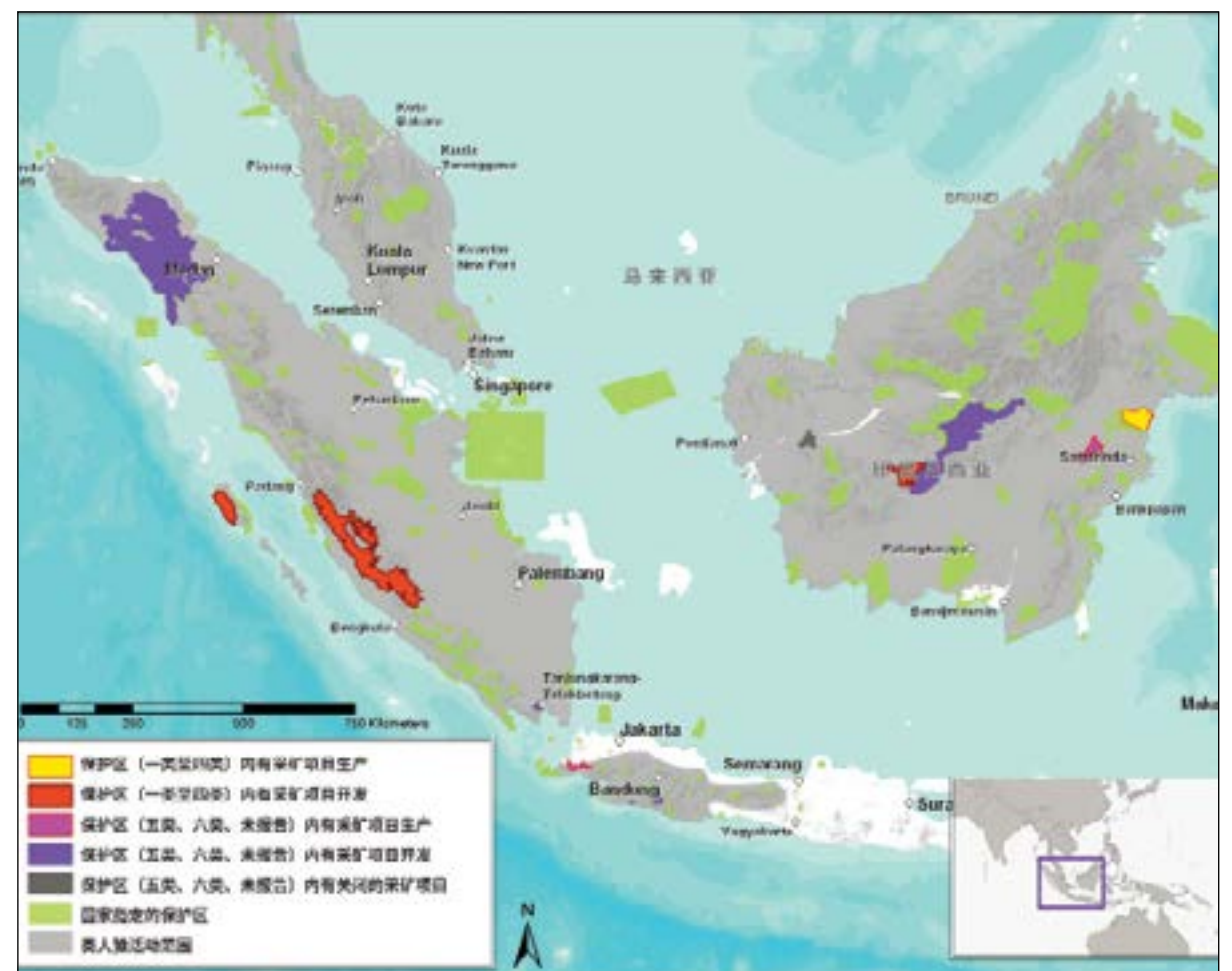
图5.2
与一种或多种类人猿物种活动范围重叠，并包含或邻近采矿像素（根据开发阶段划分）的亚洲保护区



与采矿作业有最明显交叠的两个类群，是婆罗洲猩猩 (*Pongo pygmaeus*) 和黑猩猩西非亚种 (*Pan troglodytes verus*)。在婆罗洲猩猩活动范围内，保护区5%的面积包含或紧邻采矿作业。该范围空间上同时有17个采矿项目，其中4个为生产作业阶段，11个处于开发阶段。有限的物种活动范围与采矿范围如此高度空间重合，强烈显示该物种与采矿作业具有高度相互影响。黑猩猩西非亚种的活动范围内，也确认比其他物种采矿活动正在显著增多。

穆氏长臂猿 (*Hylobates muelleri*) 的活动范围与数目最多的生产矿重叠，其中很大部分是露天作业的露天矿。

上述情况突显了类人猿活动范围与采矿业跨物种、跨区域的交叠。在非洲和亚洲，采矿作业与类人猿活动范围的交叠表明存在显著的潜在冲突。不过，由于缺乏不同采矿活动中物种特异性敏感度的细节信息，关于采矿作业对所研究的不同物种的影响，很难区分影响的等级。



感谢联合国环境规划署世界保护监测中心 (UNEP-WCMC) 供图。

数据来自: ESRI, 2012; IUCN, 2012c; IUCN and UNEP-WCMC, 2012; SNL, 2012; Wich et al., 2012b).

采掘业活动过程与对栖息地和物种种群的潜在影响

对地球矿产资源的采掘，会天然造成环境和社会影响。当勘探前景确定为高生物多样性区域或大型类人猿的宜居栖息地，这就成为特别敏感的问题。地球自然资源的积累常常出现在一些最不发达的地区，这些地方人们贫穷，缺乏耕作食物来源，同时，具有粗放的生存文化习俗。而当发现具有经济量级的矿产资源，就意味着该地区有了极其重要的经济发展引擎，以及改善民生福祉的潜在

机制。虽然在完善采矿合同条款和改进利益及财富分享透明度上有显著进步，却仍然存在许多挑战，如矿产开发合同继续将乡村原住民社区排除在经济利益之外。考虑到当下能源供应的不确定性，以及油气和其他矿物的未来需求预期增加，尤其是由于全球经济增长和亚洲非洲的技术发展，迫切需要制定发展战略，以确保采掘领域的发展能够不以牺牲自然和社会资本为代价。

在进一步讨论自然保护对策之前，认识到采掘业在项目发展周期的每个

阶段，在何处及如何影响类人猿及其栖息地很重要：

- **第1阶段：**
勘探和评估 (Exploration and evaluation)
- **第2阶段：**
初期工程与可选方案分析 (Preliminary engineering and alternatives analysis)
- **第3阶段：**
最终设计和选址 (Final engineering and site selection)
- **第4阶段：**
施工和调试 (Construction and commissioning)
- **第5阶段：**
作业、关闭和关闭后。³ (Operation, closure, and post-closure)

这些影响有的是行业行为的直接结果，而有些则是其他生计或商业活动的间接后果，是由采掘业创造的工作或金融活动所致。这些直接结果和紧密相连的间接结果不断增加，且由于同一片景观环境中多行业作业导致的累积影响而进一步强化。尽管常常难以区分特定影响是一种因素的单独作用，但认识到在其项目全周期中采掘业于何处及如何促成威胁，仍然至关重要。确定并承认这些促成因素，成为制订切实有效减轻反应的首要步骤，理想情况下，还可以形成更有效的事前计划基础。

关于采矿对亚洲和非洲类人猿影响的专门研究很少，但可以通过对于其他地方的类人猿类群的研究加以推

测。林业通常导致大范围的普遍退化，相比林业采矿可能造成相对局部的影响，但极为强烈。伐木作业可能在2000平方公里特许区几乎全部范围内进行，而即使大型露天矿（加附属设施）占地面积也仅有30平方公里，然而却会使类人猿全部栖息地陷于完全毁灭的境地。采矿对生物多样性的影响分为直接和间接两类（ICMM, 2006; TBC, 2012）。直接影响包括：由矿点、道路、加工设施、尾矿坝等导致的栖息地丧失；由逸散排放的化学物质、噪音和粉尘导致的潜在污染。矿井使用大量昂贵的储罐和衬垫系统保存尽可能多的工艺流体，要应用各种噪音与粉尘减轻措施策略。环境评估要对各种资源获取的潜在事故和故障风险进行评估。间接影响可能包括：建设道路会给狩猎、伐木和农业侵占提供进入森林的通道；公司员工会进行狩猎和砍伐。第四章根据大量长期研究，介绍了伐木对类人猿的影响。采矿的间接影响常常与伐木的间接影响类似，对类人猿种群产生非常相似的结果，对类人猿及栖息地的丧失很可能也具有显著可比性（关于间接影响的更多信息见第七章）。

采掘业在项目全周期中的潜在累积影响与应对行动

关于采掘业对野生动物影响的研究仍极不完善，还无法提供确切图景，使我们了解项目发展每一阶段的后果，

或可能产生的累积影响后果。近期在临近采掘业矿点开展野外调查取得的观测数据和推测数据，可以洞察采掘业全周期对类人猿可能造成的风险和威胁。第三章概述了其中一些影响。

大多数石油和采矿项目经由项目全周期过程中相似的一系列阶段（图5.3），对于小项目可能仅持续数年，而大项目则可以持续数十年。发展过程的每一阶段都可能提高某种影响的威胁，其强度、规模和持续时间不一，有时还会随时间累积。

第一阶段

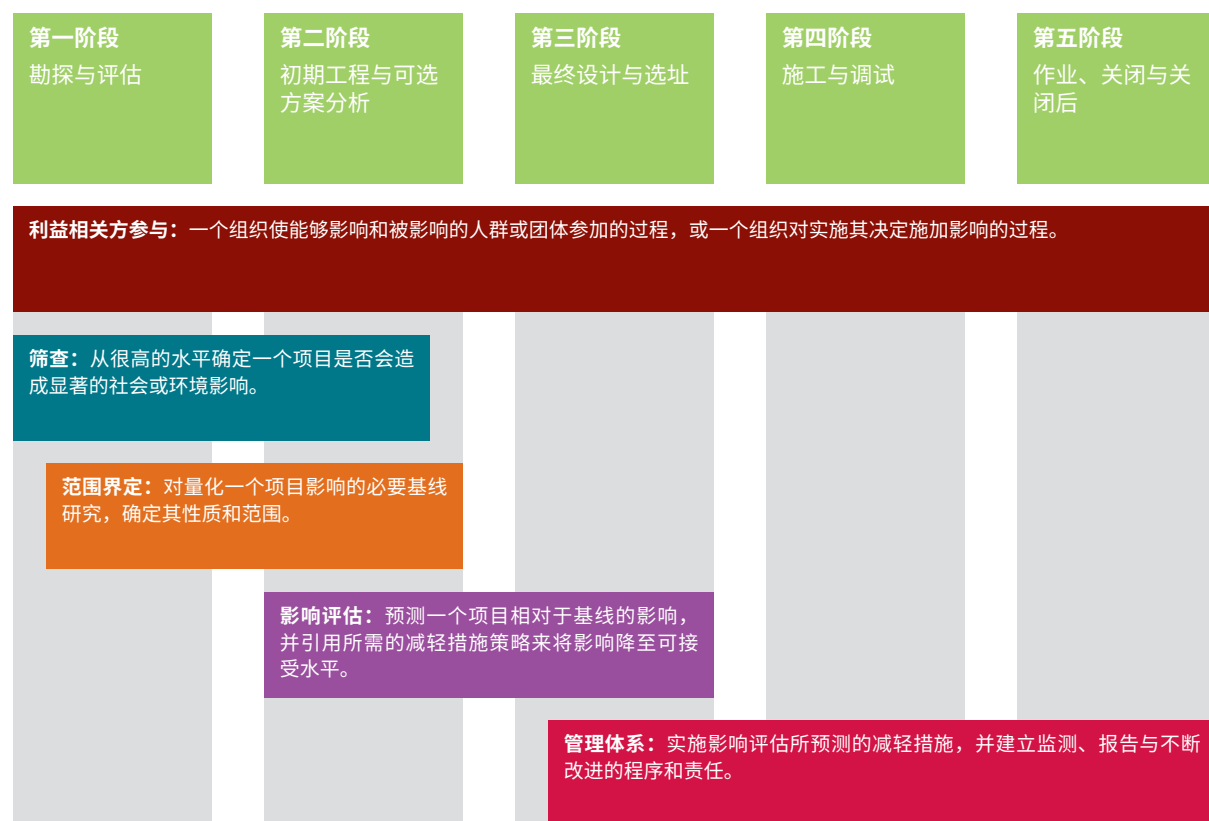
探矿 (Prospecting)

在确定开发一个特许区之前，大多数信誉良好的公司会开展一系列前期研究，以评估项目可能招致的潜在财务、社会和环境风险，以及对于公司未来运营和信誉的机构风险。这些研究通常只是在纸面上进行，但有时也包括有限的野外调查。由于缺乏筛选过程的资源或激励，多数勘探由较小的公司进行；只有勘探表明存在可以出售给大公司的有价资源、收回初步勘探投资，才可能有对勘探公司筛选的动机。除非开展实际野外调查，在项目全周期的此阶段极少造成影响。

照片：采矿可能造成相对局部的影响，但极为强烈。图为印度尼西亚被砍伐的森林中一处钻点的航拍图。
© Bardolf Paul



图5.3
一个矿业项目的常见开发周期



感谢B. Filas供图

勘探与估价 (Exploration and appraisal)

要取得特许权需要采矿公司开展野外调查，更深入地了解地下资源的范围、品质和适销性，以及可能与采掘相关的社会和环境风险。此阶段的目的在于，证明可开采的金属、矿物或油气是否具有商业价值量级，因此很可能会进行地震勘测和钻探。大多数勘测点和钻点通常面积很小，每个点一般仅需清除或破坏几公顷植被。然而，在一片景观环境内很可能散布数百个这种点，其间密布二、三级公路和修

建的通道以抵达每个点。交通基础设施开始将可用栖息地碎片化，不愿意远离本土的物种如大猩猩就会被分隔。由于平时的采食和筑巢点以及活动范围内的其他栖息地噪音与干扰显著增多，许多类人猿群组也会被严重打乱。

为了给探矿和勘探队提供服务，很可能还要建立野外中心站。这种站点通常覆盖较大区域，为当地经济注入大量资金。这些新资金会导致野味捕猎急剧上升，以满足当地和行业工人增长的需求，因为他们的工资现在

能够买得起野味。新涌入的居民还会增加将疾病传播给类人猿的风险，增加引入外来物种的可能，从而减少或竞争食物供应。在许多情况下新居民因工作机会远道而来，即使当地社区（例如沿刚果和加蓬海岸线南部的社区）因忌讳不食用类人猿，新居民却可能没有这个忌讳。这会进一步导致地方传统弱化。最后一点，为了种植主食作物，新居民有时会被迫清空林地，从而进一步使该区域对于野生动物的可用性下降、原生植被减少。关于间接影响的更多信息，见第七章。

筛查：一旦公司得到东道国政府授权在一定区域内从事勘探活动，就要安排初期勘探计划。（图5.3）通常在初步野外活动之前开始高水平筛查，以确定探矿开发可能造成的社会、环境影响，或者其他可能影响项目可行性的因素或开发的致命缺陷。在此阶段要确定当地和地区的利益相关方，并评估与他们的关系发展。

范围界定：为了理解范围界定（图5.3），可以参考常用矿业开发术语的定义。“资源学科”，代表矿物、空气、地表和地下水、土地、人类和动植物等方面的专业领域。“项目可选方案”，代表确定开发调查的不同方法和/或地点，初步评估每一选项的类型及可能的减轻措施。范围界定，为设计影响评估的细节和决定所需专家研究的性质与范围提供背景。正是在这阶段，将更可能选用的项目替代方案的

形成过程对比资源学科，就潜在影响的每一个方面，开展特定地点基线调查。也是在该阶段，要编制对项目影响进行研究的成本估算。

重要的是，筛查活动及较小程度的范围界定发生在项目周期的很早阶段，此时还几乎没有进行地下勘探。公司尚不能确定其在地表发现的地质迹象，是否将最终表现为商业可行性开发。

第二与第三阶段

初期工程与可选方案分析、最终设计与选址

在这些阶段，工作重点在探明矿藏是否值得进一步寻找。因此，与初步勘探活动相关的土地干扰通常有限。小型挖掘、挖坑和/或钻孔活动，会不可避免地导致打开通向森林的走廊进入矿化带。早期勘探通常采用系统大间隔分布，以探明矿化范围。进阶勘探（高级勘探）则包括在初步调查留下的大间距挖掘之间加密钻探，以更清晰确定矿床的具体性质和范围。

影响评估：大多数公司通常会在项目周期的此阶段准备综合影响评估（图5.3）。环境和社会影响评估（ESIA），是评估项目开发、作业和关闭将对当地环境和居民所造成影响的过程。它包括收集具体地点的详细数据，能够辨别涉及资源学科所有方面的可能影响。理想情况下，基线数据需要收集

至少1年，以充分描述某种资源的季节性变化，而根据具体地点的环境条件，数据收集可能需要持续更长时间。尤其是地表水、地下水、动植物物种通常受季节变化影响，因此表征调查期足够长才能充分记录这些变化。然而常有基线数据缺失、不足或持续时间过短而无法体现实际情况，使这方面经常成为弱项（见第八章）。环境和社会影响评估的过程和方法常常不透明，因此建议由具备类人猿专业知识的国际公认机构开展独立合格的评估（如国际影响评估协会（International Association of Impact Assessment, IAIA）或世界自然保护联盟灵长类专家组大型类人猿小组（Section on Great Apes, SGA））。

一旦确定了基线条件特征，特定学科的资源专家会将开发、作业和关闭计划“叠加”或复制到资源基线条件上，并预测与项目周期内开发相关的影响。根据影响程度不同，专家将确定减轻措施使预测的影响降低到可接受水平。这并非意味项目影响被完全消除；采矿会导致短期和长期影响，有积极的（经济发展）也有消极的（影响资源）。影响评估只是在积极和消极影响间寻求“最佳平衡点”的途径。

应当注意的是，采矿业专业人士和相关咨询人士强烈认为，通过他们开展范围界定和影响评估研究发现，不开发矿产资源本身也可能有负面效应。类人猿栖息地保护直接受到当地

贫困人口缺乏经济机会的影响，而伴随他们不断增长的蛋白质食物资源需求，加剧了野味交易的压力。问题是：

1. 减轻影响能否恰当地平衡经济发展需求，从而使类人猿种群数量和栖息地长期得到更好保护？
2. 不依赖经济发展，当地居民能不能开发更好的蛋白质来源，并摆脱当前对类人猿种群有负面影响的历史文化实践？

环境和社会影响评估经常要遵循国家指导方针，或当得到外部资金推进项目时，遵守贷款人或捐赠人的要求。许多国家没有什么国家层面的硬性要求，而赤道原则（Equator Principles，是一个由金融机构采用的风险管理框架，用于决定、评估并管理项目的环境和社会风险，主要目的是为支持有责风险决策的尽责调查提供最低标准。——译者注）是主要的环境和社会影响评估指南，被大多数为采矿项目提供资金的国际贷款人所接受。挑战主要是对这些指导方针的理解及其严格应用程度。这已在很多实例中得到体现，包括第八章重点提到的几内亚案例研究。因此，引入可以支持并大大增强环境和社会影响评估结果的补充程序，可能很重要，具体阐述见第八章。

需要有透明度共享影响数据和经验教训。作为环境和社会影响评估过程一部分的研究工作，产生了丰富的

有价值的信息。然而如前提及，由于受保密条款限制，科学家们通常得不到这些数据。采矿公司如果放松或排除这种保密要求，就能够为科学知识及其理解和最佳实践发展做出重大贡献。

第四阶段

施工和调试

对评估数据进行分析，如果达到技术、财务和企业政策的目标，该公司可以决定开发这片范围的资源，在整个项目周期就会有数亿或数十亿美元

的投资注入，有些情况下项目可能持续数十年甚至更久。

在项目此阶段通常导致最剧烈的生态改变，并且是对生物多样性总体和物种个体最大的干扰期。施工和调试活动会包括：修建更完整的运输网络，以便围绕采掘区活动并连接区域配送运输中心；建设钻采生产场地；设施建设，例如管道和终端、加工/处理中心、职工居住和服务场站。尽管之前的环境和社会影响评估不太可能完全考虑到可能发生的累积影响，或揭示影响的实际程度，但可以帮助对其中一些影响进行预测和应对。想

照片：刚果共和国Avima山上用采矿钻机地核采掘铁矿石。
© Pauwel de Wachter/世界自然基金会



“One challenge for project managers is distinguishing between direct and indirect project impacts and enacting appropriate mitigation measures.”

百分之百准确预测未来并不现实，因此在影响评估同时要建立管理系统，用以实施减轻措施和监测计划，正因如此要把包括报告、透明度和持续改进承诺作为基本要素，使公司能够在评估中无法准确预测的问题做出及时反应。对于包括类人猿在内的许多物种，对噪音增加、栖息地退化或破坏、遇到道路和车辆、狩猎强度加大的反应，在项目实施开始后可能会完全显现。一些未经证实的观察表明，当黑猩猩或大猩猩群落受到干扰，通常会迁移到相邻的领地，导致与原住种群间产生应激。雌性也许可以在群组之间移居，但雄性可能被杀害或形成仅有雄性的群组，在少数情况下会并入一个新群组中。关于采掘业对类人猿的生态影响，参见第三章。

管理体系：管理体系（图5.3）对影响评估中确定的减轻措施、将在实地实施的具体步骤予以界定。管理体系要引用系统哲学、相关的企业政策、组织与管理责任，以及需要用来确认、协调、处理和监测影响的各种制度。对于有些受影响的资源，很有必要制定具体学科的管理计划，以进一步细化实施所需减轻影响措施的特定行动和责任。

管理体系还包括对审计、评估和持续改进所有实施行动的规定，并确切说明报告流程和保证透明度的方法。管理体系的一个重要元素是实施时间表和预算，其中尤其要描述公司对监测、附加研究和未来行动已经做出的

承诺。它包括贯穿施工、调试、作业、关闭和关闭后、其项目实施各阶段的资金和运营成本估算。要考虑到将所有环境和社会的项目成本及其时间成本，都被充分地计入项目总体财务评价。

第五阶段

作业

一个资源采掘开发项目的施工和调试阶段过渡到作业阶段，通常形成金属、矿物、石油或天然气日以继夜连续不断的生产；设施维护；将开采的资源经公路、管道、输送系统和出口终端运输到市场。在有些情况下，对诸如大型类人猿的物种种群，最剧烈的影响已经很明显：一些个体丧失，群组被破坏或其数量缩减，总体种群规模和遗传特征被改变。

作业阶段对项目管理者一个挑战，是区分项目的直接和间接影响，将恰当的减轻措施付诸实施。

关闭与关闭后

当采掘项目的商业周期结束，通常会实施退役程序，移除设施并将项目点恢复到可行程度。恢复工作通常包括修复土地、恢复植被，一般目标是消除安全隐患，建立稳定的土地形态和流域，恢复地表达达到兼顾周围地区、适合采矿后土地利用。如果周围土地利用是未开发森林，那么再植和植被恢复计划就要将栖息地努力提高到最大可用程度。业界可以在生态学和灵

长类动物学专家的帮助下，确保类人猿栖息地得到适当恢复。采矿公司通常必须缴纳恢复保证金，为土地成功恢复担保，保证金只有在经过关闭后监测表明恢复成功才予退还。

有些基础设施，例如建筑物、输送设备或铁路线也有可能被移除。露天矿坑或竖井可能被填埋，土地表层被修整。工业废物（如润滑油、液压油、冷却液、溶剂和清洁剂）需要比照采矿活动产生的废物处理，例如置于容器暂时贮存，或由特许运输公司运送到矿点以外的废物处理区。

设施退役和收尾工作对大型类人猿的直接影响，可能与贯穿整个项目周期的影响类似，因为来自噪音和物理性破坏的采矿点干扰水平可能很高，但在关闭过程中会大幅减少。

减少采矿和油气开采对类人猿与生物多样性影响的策略

减少类人猿与行业之间冲突的措施

本部分将关注3个关键方法，这些方法正在迅速成为各国政府、贷款方、捐赠机构和公司保护生物多样性所采纳的要求和实践的中心内容：准备战略性环境评估（SEAs），提供遍及景观环境、潜在影响逐渐增加的概况；运用空间规划工具，指导减轻措施等级制度原则的实际实施；按照商业与生物多样性抵消方案（BBOP）和国际金融公司（IFC）的说明，应用“减轻措施等级制度”。在日常实践中，最好将这

3个方法相结合，生成数据、分析和利益相关方的对策，得以清晰描绘自然保护的威胁、行动目标和应对方案。

战略性环境评估

如前所述，大多数行业在项目开发的勘探和估价阶段，要准备综合性环境和社会影响评估。遗憾的是，许多环境和社会影响评估的实例根据不充分的数据和基线，对生物多样性的威胁作了不适当的分析。环境和社会影响评估常常为单独特定的开发项目而准备，并且不考虑累积影响，包括同一景观环境中其他经济部门作业的累积影响。因此，环境和社会影响评估的价值受到限制，对减轻、避免和降低对种群的伤害、威胁，提供的指导作用较差。另一个问题是行动实施包含在环境和社会影响评估中，减轻了所确认的不利影响。

增强环境和社会影响评估运用结果的选项是，提供更大范围的观察框架，将一片景观环境内所有拟开发和正进行的行业项目，以及对环境和社会影响评估过程更具体的指导方针和要求，都包括在内。各国政府、贷款方和捐赠机构、公民社会团体，应用战略性环境评估流程构建这个框架的不断增加。战略性环境评估是用于促进可持续发展的高级决策程序。这些评估发生在单一的采掘业项目决定作出之前，通常将全景观环境或区域包括在内作为其参考框架。战略性环境评估还可以作为一项机制，用来确立应包含在具体项目环境和社会影响评估中的关键问题、标准和行动。

“SEAs are high-level decision-making procedures used to promote sustainable development.”

战略性环境评估应当在决策过程最早期进行，以帮助制订大尺度的政策、规划和计划，并评估其可能的发展效益与可持续性。这使战略性环境评估有别于其他传统环境评估工具。环境影响评估与环境和社会影响评估，在处理具体项目的环境威胁和有利条件方面的确具有良好记录。不过，它们不太容易应用于政策、规划和更广泛的计划。在这方面，对于环境影响评估或环境和社会影响评估及其他评估方法和工具，战略性环境评估用来为之补充和提供路径与指引。

在可能受到地区性开发方案直接或间接影响的所有类人猿群组中，战略性环境评估需要进行广泛的范围界定。范围界定会议包括所有有关的利益相关方，通常旨在确定拟议的景观环境或地区内、开发采掘业项目的最佳时间、方式和地点。通常在单个项目开发之前，战略性环境评估将大量重点放在确认信息缺口上，这样可以使环境和社会影响评估通过所需要的研究和野外调查最终填补这些缺口。战略性环境评估通常还将大量重点放在确认很可能对采掘业项目高度敏感的特定地理区域，并且会经常包括确定有利条件加强或建立保护区和禁行区，同时推荐协议和标准指导单个项目开发（Kloff, Wicks, and Siegal, 2010）。

战略性环境评估发展中的大量重点在于评估风险，并预测不同的开发活动有可能混合、而对广泛地理区域的社会和环境的影响。因而，情景分析与多标准评估、风险分析以及确定减轻影响的有利条件，成为战略性环境评估最终产品的重要组成部分。为支持

更先进的空间规划工具和减轻措施等级制度的运用，战略性环境评估以此方式提供了重要的第一步。

战略性环境评估的成功，依赖于利益相关方的共识，这种共识绝对需要包括政府的政策同意。私营部门的公司可以与技术专家包括非政府组织合作，探索发展双方都能接受的解决方案。如前所述，这些研究理想上会在行业进入前就开展，并且帮助确定勘探区域和保护区域。国内的行业协会最有可能资助上述研究。

例如在喀麦隆，有一个已经建立且活跃的石化行业协会和一个新成立的矿业协会。为像战略性环境评估这样的累积性影响研究作贡献，成为其兴趣所在，这样可以贡献数据、分担成本，并展示优秀企业公民形象（企业公民，是国际盛行用来表达企业责任的术语，是企业将社会基本价值与日常商业实践、运作和政策相整合的行为方式。指企业在经营活动中，以地球环境和人类福祉为出发点，按照为客户提供优质产品和满意服务为基本原则，自觉承担社会责任，实现全面、协调、可持续发展。——译者注）。理想上说，他们不仅应关注特定地点、也应关注在地区基础上的累积影响评估。

尽管国际金融公司的绩效标准6号将重点放在具体地点和项目的影晌上（见第一章），但用于检视更大范围的影响以理解具体地点和项目如何促进这些影响的，也会有显著成效。在政府主导规划过程缺位的情况下，私营企业联合会可能发现从事这种广域分析、作为预测影响并降低整体风险的方法，对企业有益。

空间数据分析与长期自然保护规划及监测

空间规划利用现有数据，提供在特定地理区域有关生物多样性保护的现状、威胁和改进机会方面的整合观点，并在决策中有助于理解权衡取舍。为了达到地区或地区间经济发展分布比市场力量创造的更均衡，并规范土地和财产用途转换，运用空间规划工具通常要包括对部门政策的空间影响的协调措施（联合国欧洲经济委员会，2008; Moilanen, Wilson, and Possingham, 2009）。

空间规划通常寻求支持的一些决定和行动包括：

- 地区内更加平衡的社会和经济发展，并提升竞争力；
- 加强运输和通讯网络；
- 受影响的利益相关方能更好地获取信息和知识；
- 减少所有基础设施和采掘业开发对环境的破坏；
- 增进生物多样性保护、生态系统服务和自然遗产保护；
- 作为发展的一个要素提高文化遗产的地位；
- 开发能源资源的同时保证安全；
- 限制自然灾害的影响。

由于这些问题大多数本质上是跨部门的，因此有效的空间规划可以有

照片：印度尼西亚的矿工在检测溪水。© Bardolf Paul



助于在同地区或景观环境内参与开发的所有成员避免重复工作，包括政府、行业、公民社会、社区和单个企业与个人（联合国欧洲经济委员会，2008）。

通过理解权衡取舍，并可以将各种方法和结果结合在一起，空间规划过程因此成为对威胁（指对大型类人猿）作出预测和反应的一个有潜在价值的工具。就此而论，面对迫在眉睫的发展采掘业建议，空间规划的最终目标是确定最佳方案、决定和行动，减少大型类人猿及其栖息地的风险并使其利益最大化。目前由野生动物保护协会（Wildlife Conservation Society, WCS）开发的规划工具，对于空间规划过程如何能够促进减少采掘业发展的威胁提供了一个视角。

空间规划过程，如野生动物保护协会开发的工具，可以为政府、行业、贷款方或捐赠机构、非政府组织和公民社会提供机会，对项目周期早期的潜在不利影响预测并做好准备。如战略性环境评估，对较项目开发点更大区域的直接和间接累积影响，可以提

扩展资料5.1

何为“生物多样性抵消”？

生物多样性抵消是可测量的自然保护行动，其设立初衷是针对项目开发对生物多样性的显著残留不利影响的应对措施。在采用过恰当的预防和减轻影响措施后，才会提出并实施抵消行动。生物多样性抵消的目标是采掘现场的生物多样性达到“无净损失”（no net loss, NNL），并且最好为净增益，包括物种组成、栖息地结构、生态系统功能、以及与生物多样性相关的人类利用价值和文化价值。

虽然生物多样性抵消在此是从特定开发项目（如道路、矿井或井场）方面定义，但其也可用于补偿采掘计划和规划的广泛影响。

供更广泛丰富的理解。采矿业使用的其他工具还包括：《国际采矿和金属理事会可持续发展框架》，⁴《采矿与生物多样性优秀实践指南》（ICMM, 2006），《原住民与采矿优秀实践指南》（ICMM, 2010a），国际石油工业环境保护协会（IPIECA）《全球油气业协会环境与社会问题优秀实践标准与指导文件》，⁵及国际影响评估协会（IAIA）。⁶关于这些自愿指南如何应对采掘业的间接影响，详见第七章。

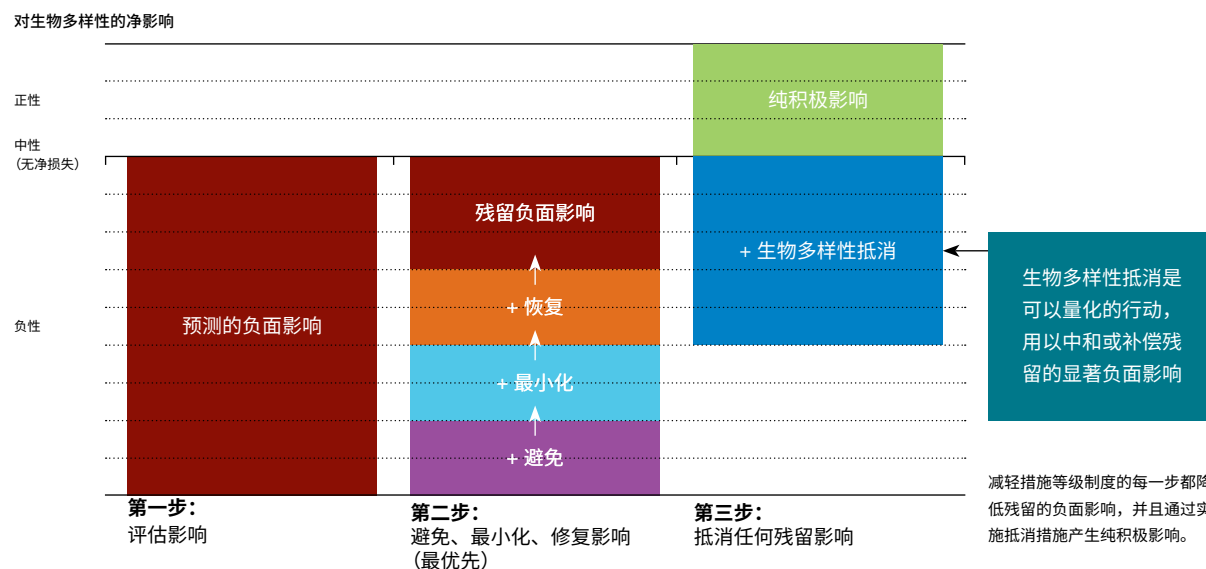
减轻措施等级制度：生物多样性抵消与补偿

减轻措施等级制度，是生物多样性风险管理最佳实践的方法。该方法主张在开发过程早期投入努力，尽可能预防或避免对生物多样性造成不利影响；其次，最小化并减少难以避免的影响；最后，对无法避免、最小化或降低的影响，采取修复或恢复措施。当上述避免、最小化或降低、修复或恢复不利影响的初期行动完成之后，项目开发商还要对任何残留影响作出应对。这要通过残留影响补偿措施达成，或者在理想及可行的情况下，通过减轻措施等级制度程序开展“生物多样性抵消”（biodiversity offset）。如果抵消不可能消除残留影响，就需要一些其他形式的补偿行动（见图5.4）。

减轻措施等级制度是国际金融公司绩效标准的组成部分，绩效标准6号中规定的“生物多样性抵消的目标是达到无净损失（no net loss, NNL）”，对某些代表性行业意味着真正的挑战（B. Filas, 个人通讯, May 2013）。被国际金

图5.4

减轻措施等级制度与生物多样性影响



融公司绩效标准6号确认的影响区域，通常认为是包括了公司已经控制的区域，即定义为矿化区。矿点之外的区域可能具有同等保护价值，甚至是要采取抵消措施的物种偏好栖息地，但“无净损失”圈通常沿公司控制区外围施划。在此，行业、政府和利益相关方需要共同努力，确定最佳的采取抵消措施区域，并提出证实无净损失的准确方法。

减轻措施等级制度程序分为残留影响的“补偿”行动和“抵消”行动。残留影响补偿可以采取多种形式，包括财务支付或设立基金，以及在项目全周期中设法支付自然保护管理的经常性费用。抵消通常包括通过设计特定行动，确保与确定的栖息地同等或更大面积区域得到保护或改进，以补偿因项目残留损害被破坏或退化的区域（图5.5）。抵消也适用于种群中的个体、以及单个栖息地。

可以作为补偿类型的合适的抵消活动实例包括：

- 通过投资员工能力建设和其他管理活动，加强无效的保护区保护；
- 与社区和政府合作建立新保护区或禁行区，从而保护特定物种并增加可用栖息地；
- 为野生动物设立移动和疏散走廊；
- 设立或加强紧邻保护区的缓冲带；
- 与社区一道发展替代谋生手段，减少或消除不可持续的活动和狩猎强度。

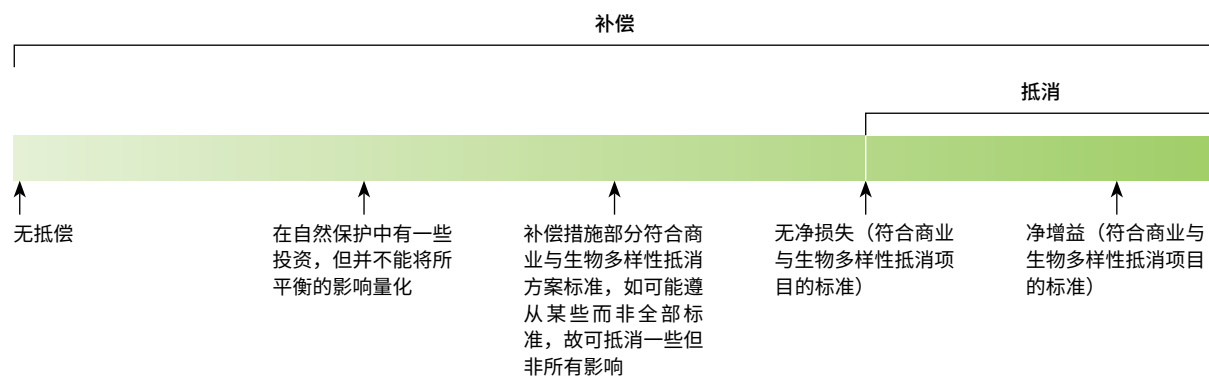
对于显著降低大范围商业活动如固有的大规模采掘业项目的影响，生物多样性抵消及其他补偿方案具有极大潜力。不过它们并非灵丹妙药，其设计必须考虑到整个景观环境或地区内的累积威胁才有成效。为单个项目

设计的抵消方案，或者与地区其他规划或进行中的开发项目脱节的抵消方案，对于大范围地理区域内多项目、多行业的累积风险与威胁，可能导致抵消方案的响应措施不完整。在某些情况下，对处于风险中的物种面临的整个景观环境的影响单个抵消建议的作用过小，难以产生效果。协调性差的抵消方案，还可能在对其他地区性或国家自然保护战略忽略不计的风险，由此使自然保护优先被否定或无法得到支持，意味着失去产生更大自然保护作用的机会（Kormos and Kormos, 2011b）。对大型类人猿而言，无净损失（NNL）和纯积极影响（*net positive impact*, NPI）与重大的方法论挑战、费用及时间相联系。在有关地理区域内判断生成类人猿种群具有难度且需要时间，并且还应当包含直接影响区域，以及类人猿可能迁移的周边区域或潜在的抵消区域。第八章将对这些挑战进行详细阐述。

理想情况下，抵消方案的设计和 实施，应当作为考虑国家发展累积影响的国家规划工作的组成部分，添加并嵌套进国家自然保护战略，也包括添加并嵌套进世界自然保护联盟认定的受威胁与濒危物种及保护区战略恢复规划（Kormos and Kormos, 2011a, 2011b）。如果得到透明机构的支持和监督（包括自然保护信托基金），来确保长期自然保护工作有永久资金支持，很有可能政府认可的国家抵消和补偿策略会更有效果。

任何补偿或抵消策略制订的关键要素，是保证自然保护或抵消活动投资不能简单提供一个机制，使不适当的开发能够开展。在稀有、独特或极度受威胁的物种和生态系统区域，这种情况尤其存在；而在大型类人猿的最后庇护区域，这种情况可能明显存在。因此，所提出的一切大型类人猿栖息地补偿和抵消策略，都必须确保有恰当的监测、计划和管理机制到

图5.5
生物多样性补偿策略中抵消的作用



感谢野生动物保护协会供图



位，并保证补偿目标的实现得到长期保障（Carroll, Fox, and Bayon, 2009）。

在最佳情形下，避免、最小化、修复、补偿或抵消措施共同进行，才能达到生物多样性无净损失。生物多样性无净损失和纯积极影响的概念，是减轻措施等级制度进程的核心原则，常常由于采掘业冒险的或不切实际的目标而引起关注。这里存在的隐含假设是，采掘项目的实施总会导致一些生物多样性丧失。种群和生物多样性组成或结构的改变很可能发生，尤其是在采矿、石油或天然气开发项目的站点。在有些情况下，例如在紧邻大型露天矿的地方，这些改变不可避免；然而，无净损失的原则要求行业确定一些行动，可以达到这样一种情

形：使自然保护的目标行动能够引起物种和生态系统中种群、组成和结构增益，从而达到无净损失，或者在纯积极影响的意义上超出已有损失。为了实现上述情形，有必要确立足够宽广的地理影响范围，使种群能够分散或重新安置；并建立时间参考框架，使受干扰的群组得以恢复或扩大。这需要公司和政府双方合作，公司一方可控制的土地有限，而政府管理大量土地。达成此点后必需进行野外评估，确认已认定受影响区域生物多样性的“数量”与“质量”，在时间和空间上保持相对稳定。

毫无疑问，有些情况下要达到无净损失会异常困难，甚至不可能。在这种情况下，生物多样性残留影响的同

照片：所提出的一切大型类人猿栖息地补偿和抵消策略，都必须确保有恰当的监测、计划和管理机制到位，并保证补偿目标的实现得到长期保障。
© Jabruson, 2013. 版权所有
www.jabruson.photoshelter.com

比抵消可能不切实际，就要限定采掘项目实施补偿行动，争取使开采活动引起的生物多样性损失尽可能少，并接受将产生有些损失的现实。在项目开始就采用减轻措施等级制度，来确认这些风险和可能性，很有必要。在有大型类人猿出现的情况下这就尤为重要，因为采掘业对类人猿的潜在影响可能严重而持久。

达成无净损失的目的基于两个重要概念：一是造成影响的实体有责任支付补偿，二是只要影响持续补偿资金就要支付，理想的情形是永续支付，以确保自然保护成效的持久性。如果在公司取得矿业特许权之前战略性环境评估已经完成，那么在项目进行重大投资前，他们就有必要的信息作出知情决定，并估算付出努力的程度及环境补偿成本，从而可以纳入可行性分析。尽管有些公司可能担忧环保费用，但可以事先评估，使他们在进行巨大投资前能够作出重要知情决定。理想地说，这可以为关键栖息地和物种保护带来更多补充资金。此外，在已规划的自然保护行动上，增加减轻影响措施的行动以及计划的自然保护措施，并非重复或多余，事实将表明这非常必要。减轻措施通常比避免影响花费更多。因此，行业和类人猿专家必须从一开始就一起合作，而非在造成影响之后。类人猿“专家”也必须得到行业信任并具有真正的专业知识。要区分真正的专家与不太合格而只为挣钱的科学家，对行业而言是个

挑战。为此，世界自然保护联盟大型类人猿小组（IUCN SGA）设立了一项国际认证计划，可以向行业推荐可信任的类人猿专家。

由战略性环境评估（SEA）、空间规划、减轻措施等级制度整合为自然保护总体规划

如前所述，在一个计划或项目上应用战略性环境评估、空间规划和减轻措施等级制度工具，通常会是一个紧密结合的过程，它产出数据、分析、利益相关方反应，从而能够清晰勾画出自然保护的威胁、行动目标和应对方案。这些步骤对于取得现实和长远的自然保护效果，正在被证明必不可少。即使在不可能达到无净损失或纯积极影响情况的地方，也存在尝试补偿行动的可能，从而当场实现尽可能好的自然保护结果。表5.1对如何无缝集成这些方法提供了简明轮廓。

减轻措施等级制度得到日益广泛的企业实体、政府部门、贷款机构、捐赠主体、非政府组织和民间社会团体赞同，并且可以提供当场采取行动的重要指导原则和方案。不过在一个非常重要的方面，减轻措施等级制度与战略性环境评估和空间规划不同，它可以在单一采掘点应用。作为采取最佳实践自愿决定的组成部分，公司或生产者可以决定应用减轻措施等级制度来减少生物多样性风险。如此一来，减轻措施等级制度就可能降级为

表5.1

环境策略评估、减轻措施等级制度、空间规划整合应用

景观环境或项目规模：
政府委托战略性环境评估，对景观环境或地区内的采掘业开发策略进行政策和计划审查
应用空间规划工具，揭示影响威胁并鉴别减轻措施解决方案。
收集基线数据并开展长期监测计划，在开发项目地点和景观环境水平量化生物多样性价值。
运用物种分布模型和系统性保护规划工具，生成最佳实践减轻措施和生物多样性抵消计划。
建立实施抵消方案的技术和管理专业知识
确立管理抵消的弹性法律和金融机制，确保抵消方案持久实施。
在全球、地区、国家规模：
确保对贷方、企业与政府技术支持的有效性，为开展并实现生物多样性无净损失或纯积极影响制定监管和自愿标准和政策。
从一组基于开发项目地点的生物多样性抵消和补偿项目中总结经验教训，并将其传达给所有利益相关方。

感谢野生动物保护协会（WCS）供稿

具体项目或地点的问题，从而可能妨碍识别和减轻关键的间接影响或累计影响。因此在规划和管理过程中，确定各种工具都得到最佳运用至关重要，这些工具是战略性环境评估、空间规划和减轻措施等级制度的原则。

战略性环境评估和空间规划具有很强的政治层面色彩，虽然贷款方和捐赠者对于支持这一过程也是重要的角色，但大多数情况下，在启动、导向和验证评估与规划的过程中，政府必须发挥关键作用。各方都从战略性环境评估和空间规划工具提供的结果中获益斐然。经上述过程产生的由数据和利益相关方验证的方案与目标，可以提供有价值的框架，据此修改在景观环境中行业开发的政策和标准。企业部门也从这一过程中大大受益，

因为这些工具的成果可以有助于界定其作业遵循的规则。由于行业应对预期影响和首选方案更有准备，可以在最终特许权授予及项目开发中为自己提供竞争优势，因此，他们应当积极参与空间规划和战略性环境评估的整个过程。在采掘业间建立这样一个公平竞争平台，对于寻求负责任地处理生物多样性影响的公司，具有极为重要的意义。战略性环境评估是能够达成这一目标的工具，因此也是增进采掘业环境与社会绩效的根本手段。然而，在缺乏政治意愿或理解的地方，只有在政府理解了这些工具的重要性并加以采用，战略性环境评估和空间规划的应用才可能增加。对于捐助国政府、私营部门和非政府组织，能力建设是帮助发展上述技能的关键方

“The dramatic growth in investments in the energy and minerals sector is resulting in ever-growing threats to biodiversity, ecosystem services, and communities that depend on natural resources.”

法。对战略性环境评估和空间规划工具的广泛采用，并且由减轻措施等级制度指南带来更多的累积效益，很可能取决于提供这种能力建设，及随之进行使其主流化、制度化的必要对话。

尽管有这些约束和担忧，但运用战略性环境评估、空间规划和减轻及补偿过程整合方法的，在世界范围内持续增长，从中受益的采掘业开发项目数量也在增加。采矿和石油与天然气协会可以起到重大作用。

改变游戏规则：规范与激励行业为自然保护增益

能源和矿产部门的投资急剧增长，对生物多样性、生态系统服务、以及依赖自然资源生存的社区，正在导致威胁不断增加。因而对政府、贷款方、自然保护专家以及公司自身，正在促进其形成罕见的四方联合应对。这些参与方逐渐制订一套政策、标准、要求和惯例，激励所有采掘业都付出远超其不利影响的更多环保行动。如果这些措施颁布、实施并应用，就可以使采掘过程对生物多样性的影响显著降低。

国家政策和标准

政府在慢慢开始回应公民社会，并与其一道寻求应对生态系统服务和生物多样性威胁的解决方案。要求公司遵循严格的减轻影响措施规定并抵消其

造成的影响，可以提供最直接有效的一个选项。这些改变措施在类人猿活动范围国家的实际应用仍然很少。不过一些积极变化开始出现。加蓬政府正在探索减轻和抵消采掘业负面影响的措施更多细节见第八章，乌干达也已经进行了初步对话。这些国家和其他国家追求的政策路径，由于累积交换和应对采掘业投资速度的压力增加（累积交换，指累积环境影响增加导致的负面结果。——译者注），有潜力产生大幅增长的推动力而加快其政策步伐。不过，在加蓬、几内亚、刚果民主共和国和非洲其他许多地方，以及印度尼西亚和亚洲多数地区，出现的挑战是因为对现有规定实施不力，组织机构评估和发展整合方法的能力也很差。这就可能造成政策一致但执行和控制不足，从而导致栖息地和物种丧失以及社区边缘化。

资金来源与贷款方政策及标准

贷款方和捐赠机构要求减轻措施和抵消生物多样性不利影响的压力越来越大，进一步增进了政府的改变。采矿项目的建设和启动需要密集的资金。大多数公司不具有来自投资者的可用财务资源，从内部为项目开发提供资金。通常他们会转向借贷机构投资项目，或为项目开发融资。公司常常靠借款建设项目，直至矿井产出可售产品。这时公司才有能力用产品销售收益偿还银行贷款，同时或之后对股票投资人提供回报。

大多数能够为采矿项目提供资金的大型借贷机构是赤道原则（Equator Principles）的签署人（www.equator-principles.com）。赤道原则是一个信用风险管理框架，它交叉参考并涵盖国际金融公司的环境和社会绩效标准（www.ifc.org）。国际金融公司是世界银行集团的私人投资部门。赤道原则的金融机构签署人将其原则应用于所有超过1000万美元的交易。由于几乎所有采矿项目的资本投资都超过1000万美元并且需要外部筹资，矿业公司通常要遵从赤道原则和国际金融公司绩效标准，并作为其项目规划的固有部分。这种一致性强制其严格进行社会和环境评估，并使用细节管理系统，将项目影响降至可接受水平。

贷方政策的最显著作用是国际金融公司的绩效标准6号，目前已被赤道银行的76个金融机构采纳，这些金融机构负责为发展中国家超过70%的项目融资。国际金融公司绩效标准6号要求在关键栖息地实施项目活动的基金接受方，要证实对自然栖息地的影响无净损失，对生物多样性有纯积极影响。绩效标准6号认可生物多样性公约（CBD）的定义：保护生物多样性是可持续发展及所有发展投资的基础。该绩效标准的应用要在环境和社会影响评估过程中确立，同时，实施符合绩效标准6号要求的必要的行动要通过社会和环境客户管理系统（Social and Environmental Management Systems, SEMS）加以管控（见第一章）。

遗憾的是，贷方组织内很少有生物多样性专家，一项近期研究确认，大多数银行高管也不具备识别生物多样性风险的能力。目前迫切需要帮助

金融机构发展这方面技术能力，或者确保他们能够容易使用这种方法。此外，大多数为采矿项目提供贷款的中国银行（国家开发银行（China Development Bank, CDB），中国进出口银行（Export - Import Bank of China, China EX - IM），中国工商银行（Industrial and Commercial Bank of China, ICBC）不是赤道原则的签署者。中国已经成为非洲采掘项目的领先开发商。许多中国投资人甚至不寻求项目融资，因为这通常不是其优先融资选择。因此对于许多中国主导的在非投资，赤道原则正在变得越来越边缘化。

企业内部政策和标准

采用环境和社会最佳实践来管控项目风险并突出企业社会责任（corporate social responsibility, CSR），成为政府和贷款方及捐赠机构的新兴趋势，企业对这一趋势的兴趣也不断增长，使这一趋势进一步加强。对于环境和社会风险，越来越多的自然资源采掘公司在创建自愿的内部响应，他们通过制订政策和方案避免作业区可能存在的不良影响，另外在其他情况下，通过最小化、减轻、恢复或抵消的办法应对负面影响。

驱动这种行为的激励因素很大程度上基于市场，也受制度约束。对未来市场有前瞻性愿景的公司认识到，他们做好遵从政府、贷方或股东“法定”要求的准备，就给予了他们在取得并始终拥有开发特许权的领先优势。没有做好这种准备的公司，在日益增长的自然资源开发市场中则处于劣势地位。

“The IFC's PS6 recognizes that protecting and conserving biodiversity is fundamental to sustainable development and to all of its investments.”

案例研究5.1

非洲中部的XYZ铁矿

2012年，某国际大型矿业公司着手对非洲中部一个拟建铁矿计划进行早期开发（“XYZ项目”）（图5.6）。⁸

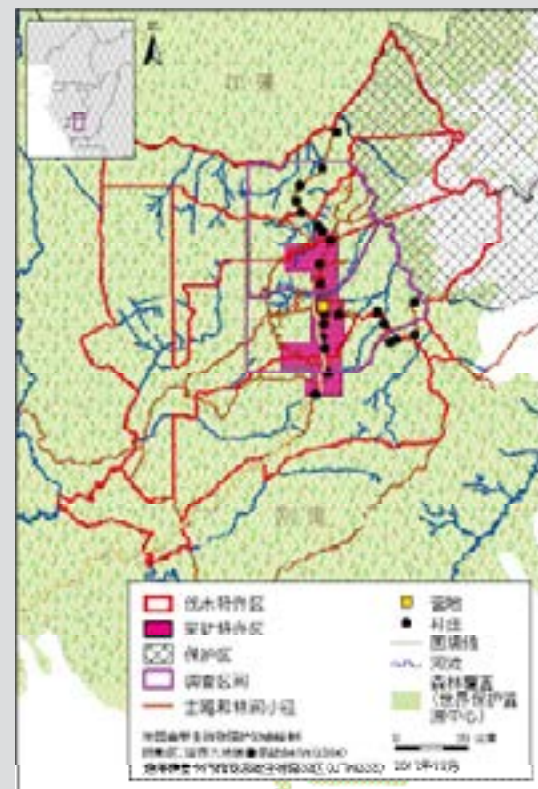
拟建的XYZ矿山将位于几内亚-刚果森林的核心区域，该林区以生物多样性具有全球重大意义而闻名，包括低地大猩猩和黑猩猩的大量种群。临近矿点是一条主要河流的源头，已被世界自然保护联盟确定为对该盆地的森林生态系统保护具有关键意义。该国政府也认识到这片地区自然保护的重要性和生态敏感性，并于20世纪90年代在紧邻拟建矿区建立了有人管理的国家公园。如今又提议建立一个与现有国家公园相连的保护区，进一步确保该区域的长期生态延续。一旦保护区

图5.6 XYZ采矿项目的位置及规划的资源运输走廊路线



感谢野生动物保护协会供图

图5.7 XYZ采矿特许区的位置及规划的与伐木特许区相关的保护区



感谢野生动物保护协会供图

完成建立并发展，这两个公园将形成超过5000平方公里的重要的跨界相连保护区。

当前的采矿特许区与拟建新保护区的西段部分区域有重叠，约有125平方公里（尽管矿体自身位于保护区界外）。采矿特许区获得的地下使用权与3个森林特许区的地表使用权也有重叠，这3个森林特许区都正在进行伐木活动（图5.7）。

根据之前的探测工作，在提交一份研究许可申请后，XYZ获得了大约1000平方公里的勘探权。所采矿石会经400多公里泥浆管输送到沿海港口设施，该管网从矿区西南部经过。

作为预可行性研究一部分的数量级（Order of Magnitude, OoM）工作程序显示，XYZ矿有可能成为世界级铁矿石作

业矿，且如果全面运转，可达年出口能力4.5至5千万吨铁矿石，并维持25至30年。

作为预可行性工作的一部分，该矿业公司已经作了详细调查，以决定开采这片铁矿石资源的工程可行性与经济可行性。同时也在开展环境与社会影响评估。自2009年以来，同步进行的还有为确立生物多样性基线所作的更专门研究，以及在矿点区域内和沿运输走廊关键区段对生物多样性的监测。

对大型类人猿的直接和间接威胁

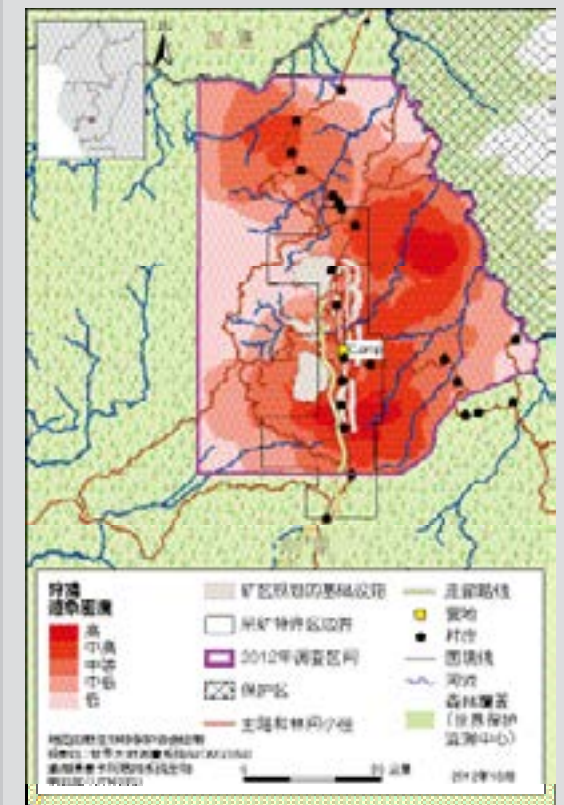
关于该矿业公司对大型类人猿及其栖息地的潜在影响，已经引起了特别关注。尽管在矿区或运输走廊的类人猿种群确切数量仍不知晓，但很明显西非低地大猩猩（*Gorilla gorilla gorilla*）和黑猩猩西非亚种（*Pan troglodytes troglodytes*）

图5.8 2012年调查显示的XYZ采矿项目规划区域大型类人猿迹象密度



感谢野生动物保护协会供图

图5.9 2012年调查显示的拟定XYZ采矿项目周边狩猎迹象密度



感谢野生动物保护协会供图

在项目区域有出现，只是比在该地区其他地方发现的数量少（图5.8）。估算大型类人猿相对多度的野外调查显示，每平方公里约有75.7（45.35 - 126.33）个窝巢，这表明在矿点区域大概有900个个体。虽然这代表存在一个相对健康的种群，但却明显低于在该国其他类似区域调查的结果，那些地方的窝巢密度估算为每平方公里234（185 - 299）个，表明在27000平方公里的雨林里大约有大型类人猿68000只。

从生态学观点看，大型类人猿及其栖息地似乎正经受来自矿区和运输走廊的双重威胁。一方面，商业和手工业伐木正在迅速造成栖息地退化和消失；通过新建的道路和小径，也为狩猎者提供更多进入栖息地的机会。另一方面，来自伐木公司和矿区的新的就业机会，显著增加了当地居民收入和地方税收；随之当地对野味的需求和购买力增长，刺激狩猎者趁此机会更多地捕猎。

与之前在2009至2010年的调查相比，2012年进行的调查显示，在矿点和运输走廊的很大一部分区域内狩猎活动显著增加（图5.8和图5.9）。在调查中，几乎所有2012年的调查区域都有狩猎迹象。在矿点区域，狩猎强度增加与伐木作业的急剧增加之间，似乎也有很强的相关性。野外观察显示，伐木工人食用大量野味，并且经伐木道路或小径进入森林没有限制。这表明，伐木作业扩张与狩猎强度增加间存在强相关性，并且由于之前难以到达的区域对新的伐木作业开放，这种情况可以预计会进一步加剧。

该区域对类人猿日益增加的威胁，似乎主要与拟定采矿项目间接有关。修建道路和森林通道，确实促进了狩猎增加，不论是为了生计还是为了营利。因此伐木公司对这个影响负有重大责任，不过，它们对交通基础设施和当地居民可支配收入增加也有贡献。因此要想把这些影响的源头和责任区分开来，也非常复杂。

对采取减轻措施等级制度的承诺：XYZ矿周边地区大型类人猿的未来

XYZ矿对上述责任重叠交叉很敏感，认识到在矿点区域和运输走廊的野生动物正在经受的威胁很严重，甚至有可能是在该国最强烈的威胁之一。不过，该矿也承诺尽其所能，通过改进自然资源管理实践，尽量减轻其造成的影响，同时特别注意监测野生动物种群，并实施保护这些种群的法律法规。

该矿业公司表示，自愿遵守国际金融公司的绩效标准6号指南，XYZ项目正在完成其环境与社会影响评估的整个过程。

（这些指南的具体内容见第八章。）然而，空间规划仅限于特许区内的矿区界线内，以及通达沿海港口的拟建管道运输狭窄走廊。对矿点区域以外或相邻开发区域可能造成的间接影响，没有把相关评估纳入空间分析考量。

目前完成的环境与社会影响评估和空间规划工作表明，有几种可以采取的措施可能减轻并抵消矿山进一步开发带来的直接和间接不利影响，包括支持建立新保护区，改善现有保护区的管理，以及在保护区以外开展更有效的土地利用实践。该矿山项目可以考虑一些能够裨益大型类人猿的初步行动，包括：

- 在雨季和旱季进行一年两度对包括类人猿在内的大型哺乳动物监测：对于已知栖息在矿点区域的哺乳类、鸟类、两栖爬行类和特定的水生生物种，核实其相对多度和分布的实时变化。
- 开展教育和提高公众意识运动：确保当地居民拥有必要信息，对土地和资源利用作出负责任的决定。格外重要的是使居民理解由各种动物提供的生态服务效益，有哺乳动物、鸟类、蝙蝠和无脊椎动物，包括昆虫防治、授粉和种子撒播等作用。
- 不断评估狩猎活动的频度、强度和持续时间：同时开发并实施阻止或减少狩猎者准入的机制，包括对野味捕猎的推动力进行更详细的分析。
- 实施猎人教育计划：使当地社区能够降低捕猎量以达到科学认定的可持续程度，并协助对不可持续和非法捕猎行为的执法与起诉。猎人教育计划可以使他们了解最佳管理实践（BMP），在重要的繁殖和迁徙期减少捕猎，控制捕获物种的数量，从而实现更负责任的狩猎动物管理。
- 为政府和非政府组织团体提供支持，强制实施现行野生动物保护法律：通过当地社区议会和政府机构授权，由训练有素、装备齐全的专门队伍实现。强制实施还包括对狩猎者、猎获物及市场出售肉类的监控。
- 资助并实施当前的自然资源管理草案和经济发展计划：已经为拟定矿区内的多个社区准备好初步的社区赞同计划，包括开展可以有助于减少野味需求的广泛活动。
- 增加家畜肉类供应：降低当地市场现存的严重价差。目前供应的家畜肉常常在伐木特许区的市场出售，但其市场价通常比野外捕获的动物肉价格高。
- 设计生物多样性抵消和补偿方案：补偿方案的暂定选项包括：为建立和管理临近现有国家公园的拟定新保护区，有可能提供财力和技术支持；还考虑对临近拟建运输走廊的另一现有保护区，给予长期财力和技术支持。尽管所提出的矿点抵消机制结果，不一定解决对生物多样性即将发生的所有风险和威胁，但对这类项目实施减

轻措施等级制度，能够显著改进生物多样性保障和当地人口依赖的生态系统服务保障，这在调节非洲的采掘开发项目努力中将构成重大进步。

倘若上述行动实施，可以共同实现大大降低对当地生物多样性总体上的影响，特别是对大型类人猿的影响。建立新保护区和连接走廊以及改进现有保护区和走廊的管理，将有益于一些大猩猩和黑猩猩群组。

不过遗憾的是，所建议的上述减轻和补偿影响行动，受到地理范围和制度范围的限制。它们主要是为了回应矿业公司的自愿承诺，并且是为减少或补偿来自采矿活动的预期直接影响而设计。其他间接和累积影响很可能不会通过这种减轻措施和补偿过程完全解决，包括在受影响环境中伐木和狩猎加剧导致的巨大影响，以及国家和地方政府机构实施现行政策的政治意愿不强、能力有限，或者有新的政策急需制定和实施。如果不立即采取行动管控矿区外的伐木和商业捕猎，一段时间后在矿区及周边区域的大型类人猿种群，其最终结果很可能是规模、完整性和健康度持续下降。

案例研究5.2

印尼和老挝的矿业

印度尼西亚的采矿与猩猩分布

在加里曼丹和苏门答腊，都存在采矿特许区与猩猩栖息地交叠的情况（图5.10，和第四章图4.2）。在马来西亚的沙捞越（Sarawak）和沙巴州（Sabah）的情况尚不明朗，因为本研究未能获得采矿特许区的官方数据。马来西亚这些州虽有煤炭和矿产，但采矿对猩猩的威胁似乎有限。婆罗洲的采矿特许区与其他特许区相交叠，因此本章关注猩猩分布范围与采矿特许区相交部分的情况。分析结果显示，猩猩分布区的15%与采矿特许区交叠（图5.10）。对苏门答腊的同样分析显示，猩猩分布区的9%与采矿特许区交叠（图4.2，第113页）。

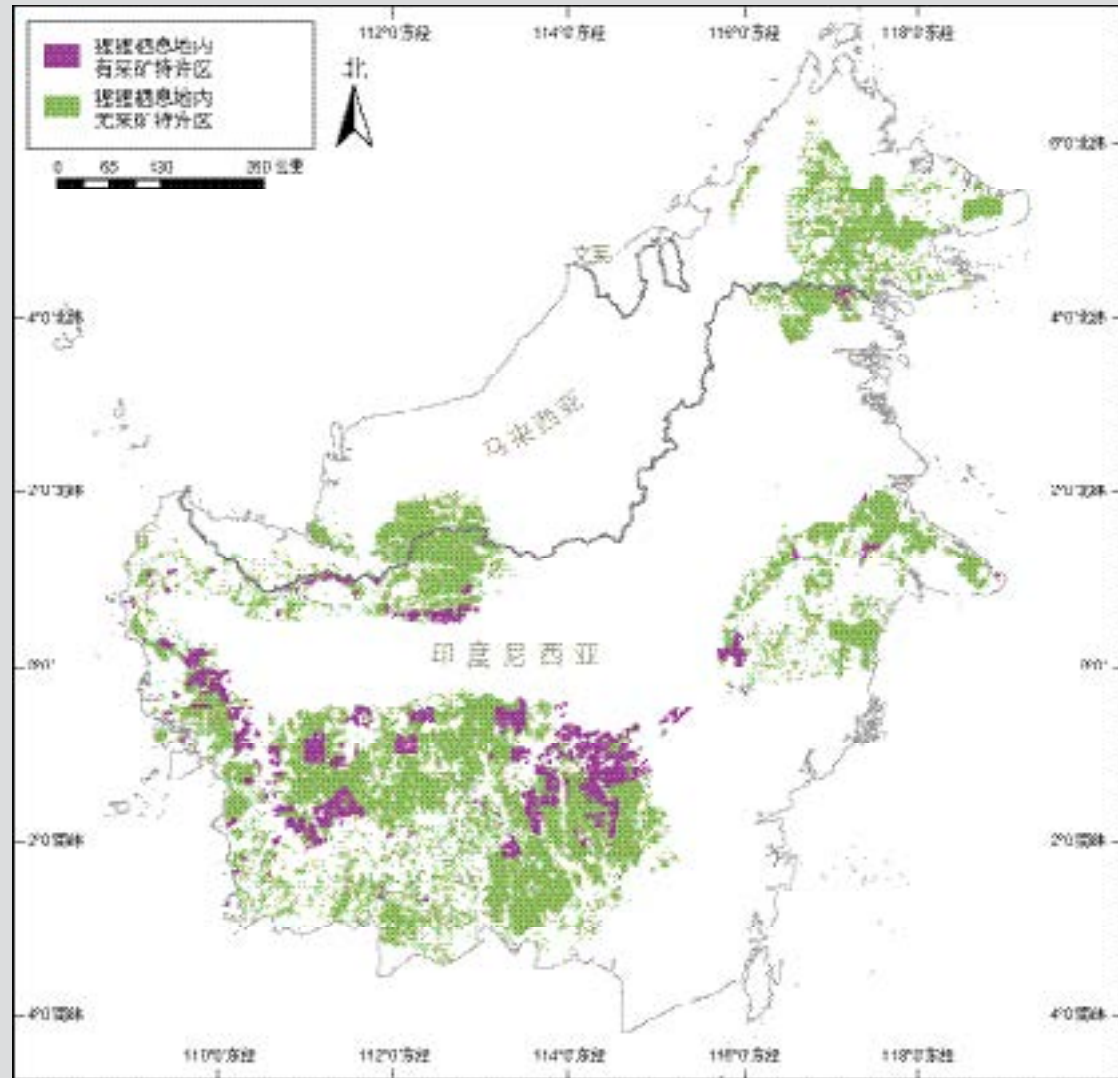
采矿特许区常常覆盖大片区域，可能包括猩猩主要栖息地如天然林，或更边缘化的栖息地如退化的森林与农林交织区域。采矿对猩猩及其栖息地既有直接影响也有间接影响（更多信息见第三章和第七章）。

通常情况下，勘探租约的涵盖面积远大于最终采矿的区域。按照设定的时间表，原租借区要返还给政府，而后可能以新租约形式再次签给另一家公司。因而实际上，采矿公司只对相对较小的区域拥有管理权（通常为几千公顷），这被称作租用区（borrow-use area）。这些租用区尤其是国有林地的租用区，通常远小于木材特许区甚至制浆造纸和油棕种植园作业区。因此与猩猩栖息地交叠的许多矿业勘探租约区域，实际上并未开采，理解这一点很重要。所以，评估采矿活动对猩猩造成的潜在影响，矿业勘探租约并非有效指标，理由有以下两点：（1）勘探租用的大量区域经济潜力低不会被开发；（2）只有一部分勘探租借区最终用作采矿。

加里曼丹的Kaltim Prima煤炭公司（KPC）已经与生态学家合作，使用本地树种及能为猩猩提供食物的树种，找出将矿址复垦为森林的强化方法。一些早期修复点已在为猩猩提供栖息地（KPC，2010）。目前的关键是确保这些区域通过栖息地走廊连接到广阔的森林景观环境，使猩猩可以迁离作业区而不被切断或隔离于适宜栖息地。

图5.10

Kalimantan*与猩猩栖息地相关的采矿特许区



* 马来西亚婆罗洲无可用数据

感谢E. Meijaard 和 S. Wich供图

印尼矿业法及其在猩猩栖息地的应用

印度尼西亚的森林划分为以下类别：(1) 自然保护林，包括国家公园；(2) 防护林；(3) 生产林。自然保护林中禁止任何采矿活动。林业法（第41/1999号）严格禁止在防护林中进行露天开采，但仍允许开发地下矿。总统令第41/2004号及林业部规定第14/2006号给予13家公司

法律豁免，因为其在防护林中的采矿特许权是在法规生效前被授予的。在这些公司中，有2家煤矿公司，其中PT Indominco Mandiri公司在东加里曼丹占地251.2平方公里（25121公顷），PT Interex Sacra Raya公司在东加里曼丹和南加里曼丹有156.5平方公里（15650公顷）的采矿特许区。如上所述，前一家公司的作业区在猩猩栖息地中。

投资者可以申请《林地租用许可证》(Izin Pinjam Pakai Kawasan Hutan - IPPKH)，在官方界定的生产林中开展采矿活动。该项许可给予权利可将指定林区用于非林业发展利益，而不需变更土地仍为森林的地位和名称（林业部规定第43/2008号）。根据该省总森林面积是多于还是少于该省全部土地面积的30%，来决定是缴付国家非税收入 (Penerimaan Negara Bukan Pajak - PNBP)，还是通过在另一土地面积上重新造林进行公司补偿。此外，还需向森林资源供给署 (Provisi Sumber Daya Hutan - PSDH) 和植树造林基金交纳费用 (Dana Reboisasi - DR)。按照林业法，在林地内采矿而未取得《林地租用许可证》被视为违法行为。然而在公司不守规定的情况下，林业部无权吊销其许可证。

按照《林地租用许可证》有关规定，土地返还时的状态应当与许可证发放时的状态相同。林业部长令（第43/2008号）表示，这可以4米乘4米的间距通过种植森林树种和复垦来实现。在种植后的第3年，至少80%的植物应当处于健康状态。然而，在这种许可制度下保护森林许可证发放很容易，森林复垦计划及其实施也处于雏形，大片土地是否确实能恢复到其原始森林状态不免令人质疑 (McMahon et al., 2000)。

关于采矿作业对亚洲类人猿尤其是对长臂猿的影响，远不如关于林业影响的研究。其原因尚不清楚，但可能与这种看法有关，即其他活动（如种植园、林业）的影响范围更广泛，因此对类人猿种群的影响也更显著。过去可能一直是这种情况，但近些年在亚洲有类人猿的国家采掘业（采矿、石油和天然气）呈现明显增长，目前对多个物种都构成威胁 (IUCN, 2012b, 2012c)。需要重点注意的是，伐木的影响与采矿的影响（见第四章）很可能在干扰程度上类似，而在有关的间接威胁上则几乎相同。

多年以来，诸如森林管理委员会 (FSC) 采取的市场激励降低影响方法，推动了林业最佳实践。在矿业则很少有类似激励方法，应用生物多样性管理前沿做法也落后于林业。不过近些年，一些公司和作业开始实施改进实践的自愿承诺，减少其对生物多样性的影响、尤其是对濒危物种如大型类人猿的影响。企业社会责任、监管压力和投资者压力等多方面因素推动了这一进程。

老挝的矿业前沿实践

老挝人民共和国 (Lao PDR) 仍保有大约68%的森林覆盖率 (FAO, 2011b)，并且是6个长臂猿物种的栖息地 (Duckworth, 2008; MAF, 2011)。所有这些长臂猿物种都受到威胁，主要来自为了食用和交易的高频率狩猎，以及森林变更用途和栖息地退化。《2011年老挝长臂猿保护行动计划》(MAF, 2011) 将采矿认定为对包括长臂猿在内的生物多样性造成主要影响的开发活动。但采矿在老挝的经济中处于中心地位。一份2011年的报告指出 (ICMM, 2011)，采矿对出口的贡献达45%，政府收入是12%，国内生产总值为10%。这几乎全部来自于两个矿：PBM Phu Kham矿和Sepon金矿及铜矿。长臂猿保护行动计划提出，来自采矿业的基金可以用于支持该国各地的长臂猿保护 (MAF, 2011)。

Sepon矿位于老挝国家中部的Savannakhet省北部 (图5.11)。该矿最初由澳大利亚公司Oxiana作为露天铜矿和金矿开发。金矿生产始于2002年，铜矿生产始于2005年 (MMG, 2012)。在一系列并购后，其主体当时的OZ矿业被中国五矿资源有限公司 (the Chinese company

图5.11

老挝人民共和国Sepon矿的位置



图片改编自IUCN and UNEP-WCMC, 2013

Minmetals Resources Ltd) 于2009年收购, 通过其子公司“五矿有色集团”(Minerals and Metals Group, MMG) 经营矿山。自收购后, 五矿有色集团扩大了业务, 并延长了矿井的预期服务年限。他们预计金矿开采可至少持续至2013年, 铜矿可至少持续至2020年。

五矿有色集团控制一片占地约1300平方公里的租借区, 租约名为《矿产勘探与生产合约》(Mineral Exploration and Production Agreement, MEPA)。该矿位于安南(Annamite) 山脉中部, 该区域以其高水平生物特有种及最近科学发现的多种新哺乳动物而闻名, 包括极危的中南大羚(saola, *Pseudoryx nghetinhensis*) 和安南兔(annamite striped rabbit, *Nesolagus timminsi*) (IUCN, 2012b, 2012c)。已知长臂猿也在租借区内出现, 但其数量和具体物种尚不明确。该租借地所处区域被认为是两个物种的可能分界处, 即濒危的南白颊冠长臂猿(*Nomascus siki*) (IUCN, 2012b, 2012c) 和新描述的北黄颊冠长臂猿(*N. annamensis*) (Thinh *et al.*, 2010; MAF, 2011)。有可能两个物种都能在租借区找到, 那里可能是两个物种的杂交地带(C. Hallam, 个人通讯, 2012年7月)。

在Sepon矿, 五矿有色集团目前正在尝试实施生物多样性管理的前沿实践。矿业领先企业致力于按照减轻措施等级制度处理对生物多样性的影响(BBOP, 2012)。如本章之前所述, 这种方法将重点放在首先实施避免措施, 然后是最小化, 之后是恢复, 通过保护行动使其他地方生物多样性增益的抵消影响措施, 只是最后不得已为之(BBOP, 2012)。五矿有色集团正与野生动物保护协会(WCS) 老挝项目合作, 按照减轻措施等级制度实施生物多样性策略。这一策略的关键要素有:

- **避免:** 野生动物保护协会与五矿有色集团已经制图与建模, 涵盖整个景观环境内的生物多样性特征和威胁。据此确定了具有较高生物多样性价值的区域。至今, 该矿区未清除现存长臂猿种群所在森林的任何林木。对于高生物多样性林区包括有长臂猿种群的区域, 矿区扩展时将尽可能避免。
- **最小化:** 五矿有色集团严禁其员工及承包商狩猎和采集森林资源。通过培训和提高对环境问题的认识, 支持该计划实施。在可能的情况下, 将路宽建的尽量窄, 将森林损失降到最小, 将长臂猿移动的障碍减到最少。
- **恢复:** 矿井要尽可能回填并再植本地植物群。其他受到干扰的地方例如路边沿线也要进行修复工作。

照片: 越南Thai Nguyen省一处锡矿尾矿池。从处理厂流出的废水和矿石残渣被排入大池子里。受污染的水被排到环境中。© Terry Whittaker



- **抵消:** 该矿的环境和社会影响评估包括一个计划, 名为“与野生动物保护团体和政府部门合作在项目区以外开展抵消行动计划”(C. Hallam, 个人通讯, 2012年7月)。五矿有色集团正在与野生动物保护协会一道工作, 将未来作业会造成的生物多样性损失量化, 并制定残留损失抵消措施使生物多样性净增益, 包括改善长臂猿的保护状态。为了对五矿有色集团现有作业影响进行补偿, 集团支持在老挝开展的各种其他自然保护工作, 包括对亚洲象(*Elephas maximus*) 和暹罗鳄(*Crocodylus siamensis*) 的保护。

五矿有色集团采取的方法立场明确, 与其他许多不重视管理生物多样性影响的采矿作业不同。在亚洲许多地区和非洲类人猿活动范围内的非法或手工采矿中格外明显(Global Witness, 2003; Laurence, 2008)。本书第六章对此有更详细阐述。例如, 位于柬埔寨东部的Phnom Prich野生动物保护区(Phnom Prich Wildlife Sanctuary, PPWS), 是有约150个群组的南黄颊冠长臂猿(*Nomascus gabriellae*) 种群的家园(Channa and Gray, 2009)。这些长臂猿是更大的集合种群的一部分, 此集合种群包含大约1000只个体, 居住在相邻的Seima保护林区(Pollard *et al.*, 2007)。尽管Phnom Prich野生动物保护区处于保护状态, 但一直允许金矿勘探, 好几个地点都有非法采矿活动。非法采矿导致长臂猿家域范围内的森林被清除, 非法采矿者还在森林里捕猎(Channa and Gray, 2009)。这里的长臂猿, 因栖息地丧失和退化及捕猎而受到威胁。该区域非法采矿继续蔓延, 这一全球濒危长臂猿物种的重要种群都可能受到威胁(IUCN, 2012b, 2012c)。

“Leadership from governments and commitment from leaders in industry, based on conservation science and input from civil society is required for extractive industries to be compatible with environmental and social objectives.”

结论

采矿对类人猿种群及其栖息地的影响尚未广泛研究。但可以根据项目开发所有阶段采掘作业的直接和间接影响来理解。政策制定者和实践者都需要信息，以确定是否完全可能做到采掘项目可盈利与无净损失且有效保护类人猿并行，这也是对社会和环境优先的尊重，但在信息和分析方面仍存在明显差距。时至今日，遵循减轻措施等级制度（避免、最小化、恢复、补偿）所做的努力，对于生物多样性目标显示出一定成效，但对人类土地利用和经济活动造成的累积影响仍无法有效应对。要使采掘业达到环境和社会目标，很可能需要国家和地区政府的领导，行业领导者的承诺和奉献，以强有力的自然保护科学作基础，以及民间社会（包括边缘化的原住民社区）的投入。案例研究表明，上述情况还不理想，尤其是关于类人猿的数据太少，无法准确评估并预测采矿对类人猿生存的影响。

显然，开展更多工作有助于本章所述措施和方法的应用成为主流，政府、贷款方、捐赠机构和公司也正将这些措施方法作为广泛解决方案工具箱的一部分。未来10年决策者的紧迫任务是开展引领工作，在私营部门直接提供可持续性融资的同时，证实这些新实践在什么地方如何得到最佳应用，并创造经验教训使自然保护工作更多更好。本质上行业能够并且应当

与国家政府一道，确保战略性环境评估在足够大的区域开展，并确保避免、减轻和补偿影响的措施到位、有效。行业协会也许比单个公司更具有可能性接受这些以及其他机制，如土地干扰税。

对实践者而言还有一点至关重要：确保在成长中的公司、政府和捐赠机构三方的政策中，都包含有达到生物多样性无净损失的两个关键前提，即补偿行动的资金来自造成影响的实体，并且确保至少只要影响存在就有补偿资金，或者理想地说永远保证自然保护成效的持久性。补偿资金必须足够资助管理抵消活动，并专用于维持无资金支持的自然保护区域和保护行动。认证方案可能的确将一些成本分流到成长中的城市中产阶级身上，他们是相关资源消费的主要推动力。

影响大型类人猿及更广泛生物多样性保护的一个关键约束条件是：对确定为自然保护区域和/或包含保护区的景观环境作业区的可持续管理，缺乏足够资金保障其得到长期支持。随着上述研究成果和实践经验增多，对这一问题提供切实的回答将成为可能。

当前，这些方法经常以零碎的方式应用，在整个地区或景观环境极少有整合或协调。更重要的是，运用这些方法的制度支持以及实施和监测能力，也不一致、不完整。大多数空间规划和减轻措施等级制度方案的应用，通过公司与非政府组织或公民社

会合作确立的自愿条件发生。在这种情形下，无论政府标准到位或在制定中，对其能否长期实施以至有效性都存在很大疑问。在上述所有情况下，对于大型类人猿及其他相关生物多样性的最终结果不能确定，但肯定不会令人鼓舞。

致谢

主要作者：Annette Lanjouw

其他贡献者和其他撰稿人：Liz Farmer, Barbara Filas, Global Witness, Matthew Hatchwell, Cecilia Larrosa, Erik Meijaard, Chloe Montes, Bardolf Paul, PNCI, Edward Pollard, James Tolisano, Melissa Tolley, UNEP-WCMC, Ray Victorine, Ashley Vosper, WCS, 和 Serge Wich

尾注

- 1 <http://mapper.eva.mpg.de/>
- 2 <http://www.metalseconomics.com>
- 3 B. Filas, 2013
- 4 更多信息见 <http://www.icmm.com/our-work/sustainable-development-framework>
- 5 更多信息见 <http://www.ipieca.org/focus-area/biodiversity>
- 6 更多信息见 <http://www.iaia.org/>
- 7 来自绩效标准6号第2页脚注：“生物多样性抵消应当设计并实施为达成可测量的自然保护成效，其有理由预期呈现生物多样性无净损失，且最好有净增益。”（IFC 2012）
- 8 XYZ项目是在开发中的一个实际项目。但为尊重公司隐私，本章更改了该项目的名称和地点。



照片：手工采矿导致森林景观环境退化。© Micha Holstetle

第六章

手工和小规模采矿与类人猿

内容简介

“手工和小规模采矿”（artisanal and small scale mining, ASM）一词描述的是该活动的特征是采用手工/体力劳动和低级技术（Hruschka and Echavarría, 2011），与之相对的是资本密集型、高技术投入的产业化大规模采矿（large scale mining, LSM）。手工和小规模采矿常常是非正规活动，手工采矿者缺乏（来自政府的）认可、正式权利和支持，造成难以摆脱贫困的结构性缺陷。他们被认为是社会最贫穷阶层的一部分，其交易充满危险做法，并且在存在冲突和刚经历过冲突的国家，可能对安全具有严重影响（Hayes and

Wagner, 2008)。然而在当地水平上，与其他谋生手段不同，手工采矿者常常比邻居更富有，他们的收入能够投资到家庭医疗保健和教育，购买消耗品，并且能更好地应对冲击。但当手工和小规模采矿成为全世界几千万人口越来越普遍的重要谋生手段，为乡村社区带来所需收入的同时，由于其采掘方法和要支撑采矿人口的生计活动，也成为对生物多样性和保护区完整性日益严重的威胁（Villegas *et al.*, 2012）。

本章试图将之前确认的类人猿栖息地内手工采矿活动的范围，与目前存在的减轻措施策略，以及新教训和知识缺口相结合分析。在自然保护、经济活动和人权的背景下，介绍了不加控制的手工和小规模采矿能够造成的环境影响多么可怕，并强调该领域作为经济力量需要更好地监管和理解的重要性。本章将阐述的关键问题包括：

- 概述世界范围内位于保护区与关键生态系统（protected areas and critical ecosystems, PACE）中的手工和小规模采矿活动构成。

备注

保护区与关键生态系统

根据世界自然保护联盟的定义，保护区是一个“有明确界线的地理空间，通过法律或其他有效手段，得到承认、投入和管理，使与自然界有关的生态系统服务和文化价值实现长期保护”（Dudley, 2008, pp. 8-9）。对于世界上哪些生态系统应当认定为“关键”、如何分类，存在不同看法，但为了本章叙述的目的，关键生态系统包含零灭绝区域（Areas of Zero Extinction）（目前全世界仅存587个），这些区域已知有濒危或极危的哺乳类、鸟类、两栖类、爬行类、植物和造礁珊瑚物种居住；还包括Olson和Dinerstein所描述的全球200个优先生态区（Olson and Dinerstein, 2002）。

- 手工采矿的政策和法规。
- 通过类人猿栖息地内（主要关注非洲中部）手工采矿的案例研究，阐述类人猿活动范围国家的手工和小规模采矿经历之属性。

- 减轻措施策略及其挑战。

本章的关键发现包括：

- 保护区和关键生态系统中手工和小规模采矿的存在，对当地生物多样性及类人猿带来毁灭性影响。这一影响通过明显的直接活动如栖息地破坏、退化和碎片化，以及同样显著的大量间接影响，如水污染、土壤流失、伴随人口迁入矿点狩猎强度增加所造成（见第七章）。
- 由于采矿社区内卫生条件和卫生习惯都很差，手工和小规模采矿活动增加向类人猿种群传播疾病的风险；此外，由于栖息地入侵使人与动物接触增多，也增加人畜共患疾病从动物传染给人群的风险，（见第七章）。
- 大规模采矿的作用如同磁石将手工和小规模采矿吸引到这些区域（因为这里显而易见值得开采），其实这种情况很复杂、也是一种误解。并且目前对减轻措施策略考量的关注通常在采矿地点水平；还需要进一步调查研究才能对供需两端的市場作出分析。

对于手工和小规模采矿业的政治观点和态度，处于渐进式政策进程的中心。但对此仍认识不足，这方面的知

识缺乏反映为立法薄弱或完全缺失，当前可供选择的管理方式数量太少，且在多大程度上成功抑或失败也少有分析。虽然现有一些计划在慢慢开始纠正这种情况，但许多类人猿活动范围国家常常存在的成熟和腐败的治理结构，会加剧手工和小规模采矿对环境和社会的影响。随着对类人猿栖息地的入侵增加，自然保护人士如今认识到不仅需要关注减轻这一领域环境影响的机会，也要改善社会影响，要对该领域更好地监管并实现土地保有权正规化。在认为对类人猿保护至关重要的区域，可能还需要完全禁止采矿，并且需要有更强有力执法支持的干预措施。只要手工和小规模采矿还是长期经常贫困人口的理性经济选择，那么最终目标就是找到办法，在高保护价值地点引导自然保护与发展之间，如何处理好复杂的权衡取舍关系。现有管理策略的某些明显不足，突显出在传统控制范围内，包括政策的和立法的发展等综合干预与扶贫措施相结合，而非仅关注其中某一方面，才更有可能减轻手工和小规模采矿对大型类人猿和长臂猿的影响。

手工采矿的构成

手工和小规模采矿有4种主要类型（Hruschka and Echavarría, 2011）：

- **永久型**：是常年全时开工的手工和小规模采矿。采矿通常为主要的经济活动，有时也伴有其他活动，如种田、畜牧或其它局部采掘活动。

扩展资料6.1

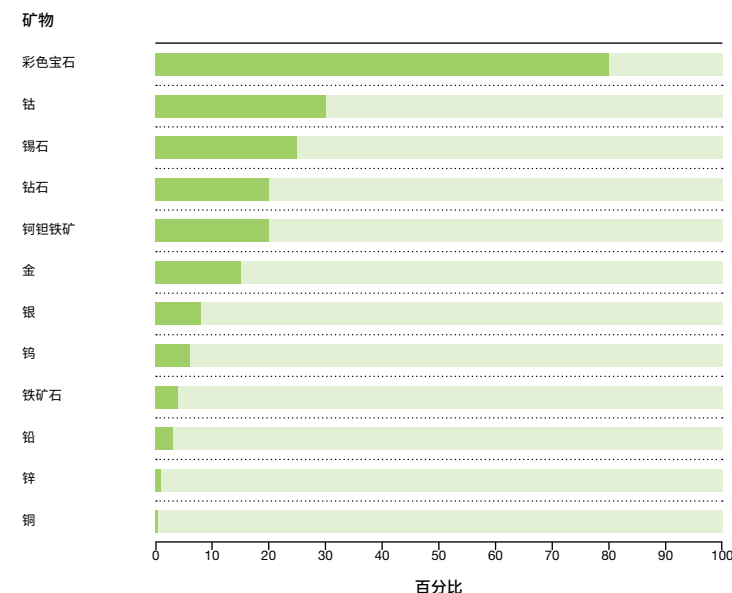
手工和小规模采矿点及其得到的主要矿物概述

手工采矿主要依赖最基本的工具（榔锤、锄镐、铁铲、桶、独轮推车等）和人力挖掘。更先进的组织与生产方法如使用推土机和先进机械设备，可以被称为小规模采矿。“手工和小规模采矿”这一概念因此用来形容实际上相当多样的领域。不同类型的手工和小规模采矿包括：收集河床或河岸的冲击层矿物资源；回收老旧加工厂排放或废弃材料的尾渣；使用或未使用平台稳固坑壁的露天采矿；通过竖井或斜井开掘隧道或平巷；进入沿矿脉山坡的不规则平洞；在露天或地下废弃工业矿山采掘，包括移除矿柱和其他地下平巷或不稳定坑壁的支持；盗用大型矿山储存的弃料或备料（Hayes and Wagner, 2008）。

图6.1使用由德国联邦地球科学和自然资源研究所（German Federal Institute for Geoscience and Natural Resources, BGR）收集的数据，显示了手工和小规模采矿对全球矿产生产的贡献，包括通常在保护区或关键生态系统（因此也是大型类人猿栖息地）内或毗邻区域采掘的资源。

许多其他矿物也被开采（包括以手工和其他方式）。这包括铝土矿、特种宝石、铁矿、大理石、石灰石以及其他建筑材料。

图6.1 全球矿产中手工和小规模采矿所占比例（%）



Villegas *et al.*, 2012, p. 9, 感谢ASM-PACE供图

- **季节性：**是只在特定季节开工的手工和小规模采矿，由于季节性活动变换或农闲期间人口季节性迁徙进入手工采矿区域，以此增加其年收入。
- **淘矿热型：**大量手工采矿者涌入同一区域，源于他们认为新发现的矿藏能带来的收入机会远超过眼下的实际收入。
- **应对冲击型：**是在其他领域新近失业后，因贫穷导致的手工和小规模采矿活动，这种情况常常由国内冲突或自然灾害造成。

当手工和小规模采矿的最初临时采矿点越来越永久化，随之带来相关联的服务业，增加有关的民生活动（狩猎、为采矿或农业砍伐森林，等等）

照片：乌干达Buheweju一名手工采矿者展示他找到的砂金。

© Estelle Levin



或采矿技术本身的有关活动（使用有毒化学品和炸药、砍伐森林、改道或疏浚河流与小溪），都会对濒危物种造成影响并成为威胁。不过，鉴于与采掘过程有关的准备工作因地形、采掘和加工材料不同而区别很大，对人类、野生动物和环境造成的影响程度也不同。

手工采矿背后的推动因素

人们从事手工和小规模采矿的原因有许多。通常主要动机是：虽然手工和小规模采矿对体力要求很高并且有身体健康和经济风险，但对长期贫困人口而言，在选择有限的情况下是他们的理性经济选择。人们通常从事手工和小规模采矿，因为它可以提供：

- 立即付现，这在乡村的自给农业环境下很难得到（Villegas *et al.*, 2012）。
- 对于脆弱社会在困难情况下的潜在救济，这些脆弱的社会经历或正在经历深度贫困、自然灾害（如蒙古国）、经济转型或崩溃（如津巴布韦）、国内冲突或重建（如塞拉利昂和利比里亚）（Villegas *et al.*, 2012）。
- 无一技之长的人或文盲获得更高收入的机会（Villegas *et al.*, 2012）。
- 为荒芜地区人们的生存所需，以矿物换取食物或其它生活必需品（Villegas *et al.*, 2012）。
- 摆脱传统等级和社会结构；手工采矿经济（尤其是淘矿热型）通常高度强调个性，为年轻人提供他们认为合适的自主管理机会（King, 1972; Levin, 2010, 被Villegas *et al.*, 2012引用）。
- 希望采矿能够帮助他们摆脱贫困，带给他们更多尊严、受到其社区尊重（Levin, 2005; Zoellner, 2006, 被Villegas *et al.*, 2012引用）。

手工和小规模采矿是一种随全球矿产品价格波动而起伏的经济活动，某些矿物的生产转移与地方或全球需求保持一致。例如Nyame和Grant（Nyame and Grant, 2012）对加纳近期手工钻石生产转向手工采金的分析，强调了这样一个现实，即手工采矿者宁愿使其活动适应其他矿物采掘（有时付出极大的环境代价如使用水银），也不愿回到传统活动。在矿产价格高昂的情况下，手工和小规模采矿是谋

求摆脱绝对贫困或改善生活人们的一种理性经济选择。例如在乌干达，普通矿工对国内生产总值（GDP）的贡献几乎是农业、林业或渔业普通人员的20倍（Hinton, 2009, p80; Hinton, 2011）。在利比里亚Sapo国家公园北部普通手工矿工作业一天，可能比一个普通利比里亚人一天挣的钱多17到50倍（Small and Villegas, 2012）。

不幸的是，贵重矿物涨价推动淘矿热遍及各大洲。更常见的是这些淘矿热正在将人们吸引到相对未受人类干扰的地方，包括保护区和其他关键生态系统等重要自然保护地点（Villegas *et al.*, 2012）。此外还要注意的重要一点是，倘若矿工决定转向其他谋生方式，上述地点对类人猿种群及其栖息地可能比仅仅采矿更具破坏性（如捕猎、烧炭、刀耕火种等等）。

推动手工和小规模采矿的复杂市场化力量，可能由于以下因素进一步加剧：

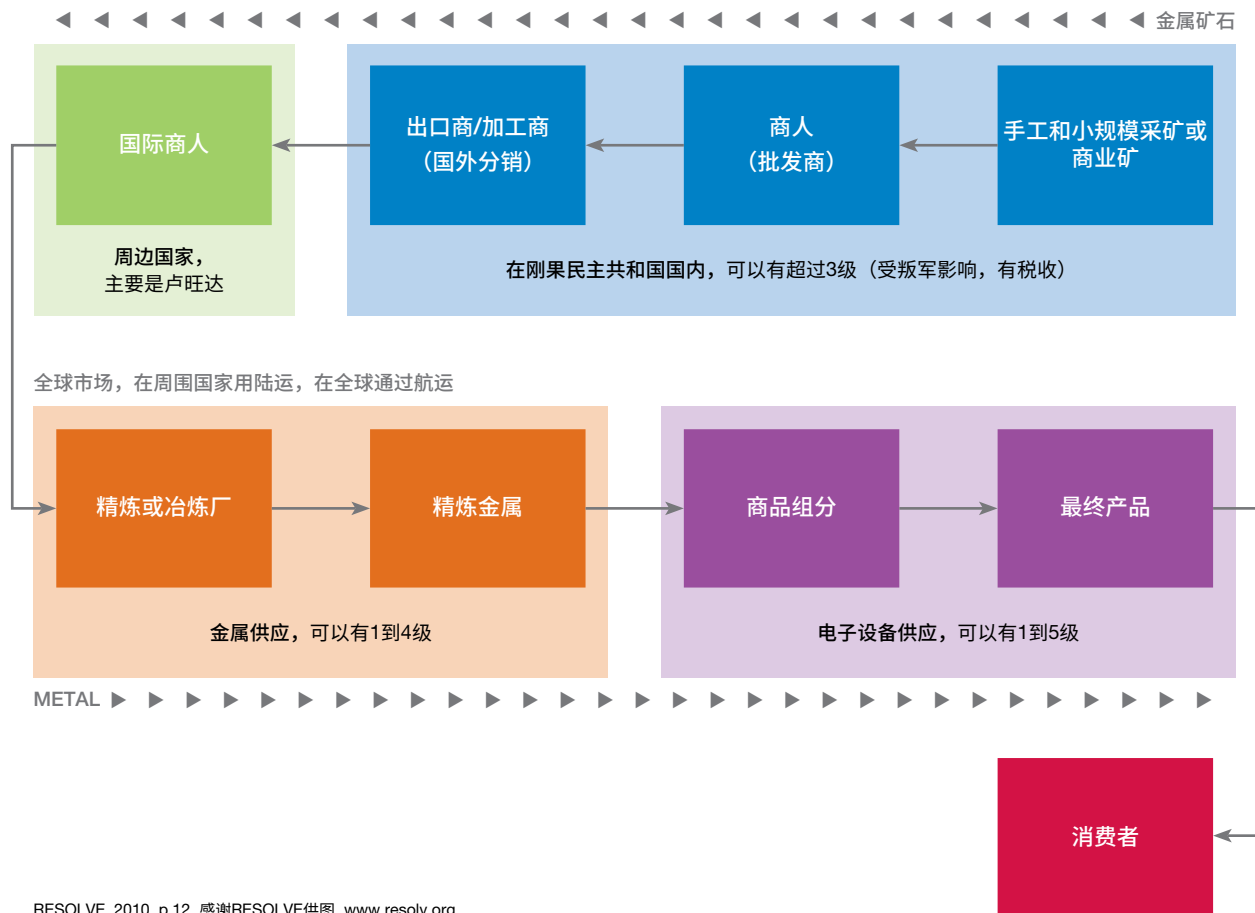
- **对采掘业的外国直接投资（Foreign Direct Investment, FDI）增加。**尽管政府能够从外国直接投资中获得所需收入，同时也可能实际上对矿工有不利影响，会将他们推向越来越偏远地方的矿山。对这一物理和经济转移现象已有一些认识，对公司制定设备人员输送计划也有压力。然而，尽管事实上手工和小规模采矿可以成为推动当地经济发展的力量（不过建立于大量非正规活动之上），手工采矿者却不被看作经济资产，而常常被视为发展障碍。人们经常有一种错误的印象，认为大规模采矿更“先进”（Villegas *et al.*, 2012）。

- 旨在增加“冲突矿产（conflict minerals）”领域透明度的国际立法影响。为了回应刚果民主共和国（DRC）东部采矿与武装叛乱活动之间的关联，已经有一系列倡议针对所谓的“冲突矿产”，包括源自该地区和相邻国家的锡（tin）、钽（tantalum）、钨（tungsten）、金（gold）（“3TG”）几种金属矿。这使该领域进一步污名化、边缘化，有些情况下还赶走了手工和小规模采矿的买主，因为他们担心成为

“冲突矿产”引发的消费者运动的目标。结果是将矿物交易进一步推向地下，而非建设性重组的立法环境来支持该领域现行做法正规化。

- 大规模的土地利用改变。商业或产业化农业活动可能促使当地农民失业或剥夺其土地，作为替代职业将他们推向手工和小规模采矿。
- 气候变化的影响。这可能令传统谋生活动不再可行，至于是否及如何影响未来手工和小规模采矿前景，仍存在许多不确定性。

图6.2
刚果民主共和国某矿的锡、钽铌矿或钨矿的供应链实例



RESOLVE, 2010, p.12, 感谢RESOLVE供图, www.resolve.org

供应链

商品链自身的属性在定义手工和小规模采矿中也扮演着重要角色。大多数手工矿物的交易是不正规的。在供应链的初期阶段通常无任何文件记录，使交易容易成为走私、洗钱或其他类型的非法交易对象。因此矿工得到其矿物“公平价格”的能力差别很大。有些情况下他们并不知道商品的真实价值，或者不会计算、不识字，或关于矿物去向及到达国际贸易商手中的费用没有透明度，所以无法判断价格是否公平。此外，继续生活和采矿的即付需求，常常比将产品卖到更上级供应链或储存起来大量出售的努力更重要，尽管他们那样做很可能获得更高价格。不过在另外一些情况下，矿工也能得到接近甚至超出国际参考价的价格。这种情况发生在贸易商购买黄金为了洗钱，或将矿物用作金融工具限制与其主要经济活动相关的成本（如从使用不同货币的邻国进口食物或商品）。

同许多资源类商品链的情况一样，矿物交易存在多层次买家和卖家（见图6.2）。可能包括当地人、城市居民、外国人、军队和政府官员，以矿产品交换现金、进行贸易。通常在出口端（当国际贸易发生时）开始有文件记录，交易成为正规、合法活动。价格缺乏透明度，在商品链中缺乏早期增值，存在多重中间商，以及到达市场错综复杂的（且经常是腐败的）路径，都将矿工置于脆弱的经济地位，

他们只能获得最终产品（如钻石）很少的价值，如此助长了贫困循环。

手工采矿与大规模采矿的关系

对采矿活动与27个类人猿类群之间空间交叠的一项近期研究显示，仅有6个类群的活动范围内无商业采矿项目（见第五章），其余类群的活动范围则处在采矿项目主要开发阶段。这些活动不一定直接表明采矿作业在未来必然造成威胁，但其集中出现则代表在类人猿活动范围内有潜在商品储量，这可能导致未来对与资源开采（包括大规模和手工规模）有关的冲突。

在适于类人猿的环境条件区域，手工和小规模采矿不断增长现象的原因之一是，大规模采矿企业的矿工涌入，可能导致逐渐排挤手工和小规模采矿，而产业化采矿公司在这些地区已经获得法定探矿、勘探和/或采矿权（如在刚果民主共和国和塞拉利昂），如此可能将手工采矿者推向其他更偏远的矿点。大型和小型矿业参与者彼此接触极其频繁，大规模采矿跟随手工和小规模采矿（可能在当地已经存在数十年），或手工和小规模采矿跟随大规模采矿（期盼经济繁荣或希望大规模采矿带来就业机会），这种关系的本质很复杂。例如出现砂金或钻石矿，可能表明存在大量地下资源可供大规模开采，但可能完全不适于手工小规模开采，因为其埋藏深、品位低、或者为冶金复合体。大规模采矿可能将手工和小规模采矿者吸引到一

些地点，由于那里采掘发现了本来难采到的矿石（如加纳Obuasi金矿的地下非法矿工），或产生的堆放场废物可被个人拣选（如刚果民主共和国的钶钽铁矿和锡矿，坦桑尼亚的Williamson钻石矿）。不过，鉴于这种复杂性以及空间差异的多重模式，关于采矿作业对大型类人猿和长臂猿物种活动范围的潜在影响，需要进一步调查研究。

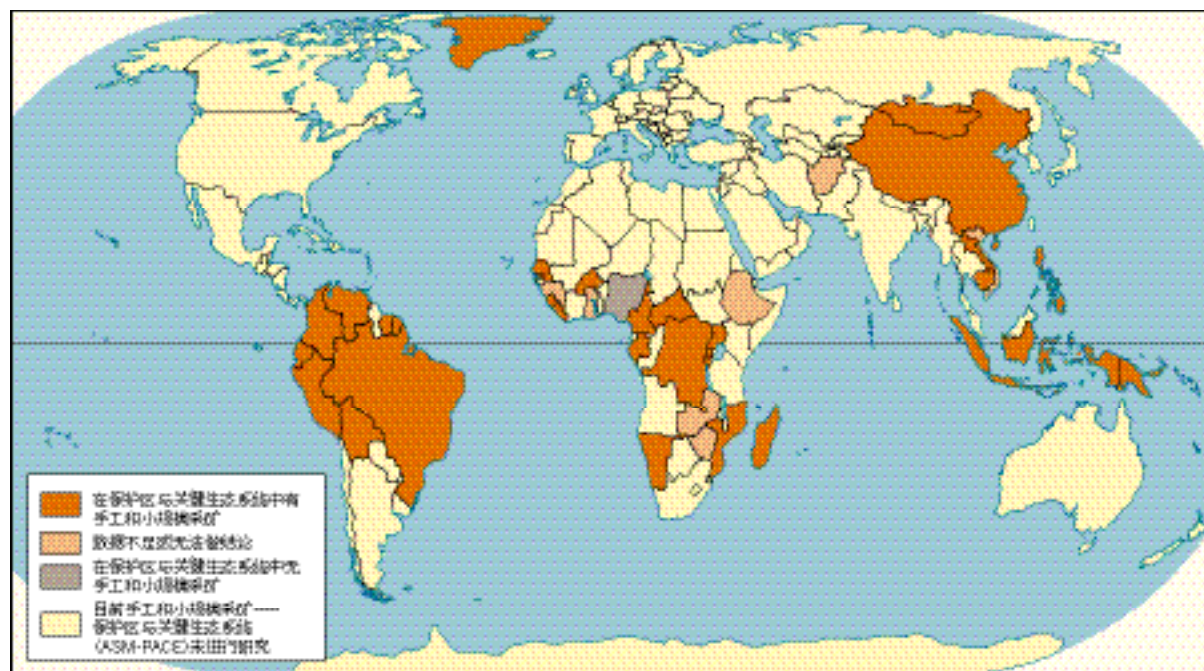
由于手工和小规模采矿与大规模采矿经常结伴出现，且目前对大型采矿公司应当与手工采矿者及其赡养人口建立联系的认识有所提高，对手工和小规模采矿的可持续发展挑战特别需要具体考量，这些挑战包括安全、人权和重新安置项目。不过，多数手工和小规模采矿发生在监管框架以外

的现实，可能对公司和监管者会提出重大挑战。这种关系还会因两方面的期望不匹配而受到困扰，有些情况下可能导致不信任和冲突。这可能包括对同一矿物的潜在竞争，如果获取资源有限则影响民生，改变包括当地社区与采矿公司之间的关系等社会状况（国际金融公司，数据未发表）。

全世界保护区与关键生态系统（PACE）内的手工和小规模采矿

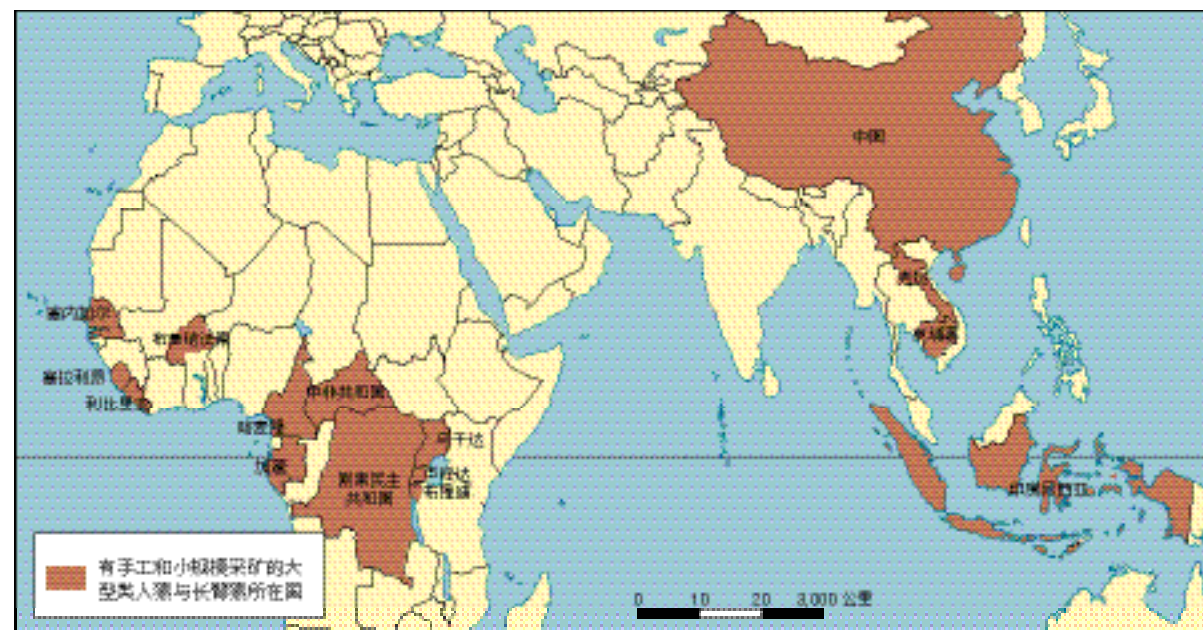
对这一经济和社会的复杂背景的理解，是努力理解在高生物多样性地区手工和小规模采矿缘何越来越多的关键。“手工和小规模采矿——保护区与

图6.3
在保护区与关键生态系统中有手工和小规模采矿的国家地图



感谢ASM-PACE供图

图6.4
手工和小规模采矿与类人猿所在国的交叠地图



感谢ASM-PACE供图

关键生态系统（ASM-PACE）全球解决方案研究”（Villegas *et al.*, 2012），对手工和小规模采矿侵入保护区与关键生态系统的范围和规模，进而侵入濒危物种包括大型类人猿和长臂猿栖息地的范围和规模，提供了如下分析。

- 在“全球解决方案研究”评估的147个保护区中，手工和小规模采矿出现在其中96个保护区之内或周边；在所研究的36个国家中，手工和小规模采矿出现在32个国家。
- 受影响的地点包括至少7个世界自然遗产地和12个世界自然基金会（WWF）认定的“优先景观环境”（Priority Landscapes）。
- 手工和小规模采矿在关键生态系统中出现或影响的范围广泛，不仅是非洲中部和南亚的热带雨林即通常

为类人猿的栖息地（图6.4），也有北极景观环境（格陵兰）和珊瑚礁（菲律宾）。

- 在全球规模，手工和小规模采金对环境具有最严重的负面影响；不过其他矿物开采在特定生态地区或国家也有显著的局部影响，如刚果民主共和国的锡、钽和钨矿，马达加斯加的彩色宝石和西非的钻石矿。

关于人们为何特意选择保护区之内或周边采矿，有许多“推拉”因素。这些地区常常被视为未开发的处女地，或者有记载以来从未被开采（如利比里亚）。许多殖民政府在已知有丰富矿藏的地方建立了森林保留地（随后成为保护区），在当地居民中可能也缺乏对公园边界的意识或知识（如利比里亚的Sapo国家公园和刚果民主共

表6.1

手工和小规模采矿的影响与减轻措施

手工和小规模采矿活动	观察到或预期的生态影响实例	建议的减轻措施选项
清除植被，采伐木材和非木材类森林产品	<ul style="list-style-type: none"> 类人猿食物资源消失，包括果树和陆生草本植被。 栖息地和迁徙路径被采矿营地占据。 由于森林砍伐造成的栖息地丧失。 森林生态系统对植物和动物入侵物种更敏感。 不稳固的土壤在降雨时流失，有时导致山体滑坡。 土壤退化导致植被改变，包括食物资源。 在小路上大量步行与驾车活动导致更多的栖息地丧失，迁徙范围破坏，且更容易受商业野味贸易影响 (D. Greer, 个人通讯, 2012)，出现类人猿幼崽市场，为象牙和用于传统医药中的动物身体部件而捕猎。 重要非木材类森林产品用于食材和住宅建设，如竹芋科植物的叶子（以及在较小程度上使用的姜科）也是低地大猩猩的主要食物之一 (D. Greer, 个人通讯, 2012)。 	<ul style="list-style-type: none"> 只从经认证的手工和小规模采矿供应商处购买当地来源的木柴、木材或木炭，即来自于其他商业化且可持续化种植木材的地方 (Cook and Healy, 2002)。 限制有采矿认证卡的矿工用于特定点 (Cook and Healy, 2012)。 将严格监管和执法，与促进敏感性和教育运动相结合。 培育手工和小规模采矿、非政府组织、政府专家密切合作的氛围，通过说明人类利用动植物的经济和环境诱因，来理解哪些植物和动物可用或不可用 (D. Greer, 个人通讯, 2012)。
物理移除土壤和岩石以获取沉积物	<ul style="list-style-type: none"> 释放并散播腐蚀性粉尘（如石灰尘）。 土桩氧化导致释放有毒金属离子。 有毒矿物通过水土流失或渗水浸出，会影响地下水和地表水的质量。 靠空气传播和靠水传播的毒物会危害土壤、水质、植被、及人和动物健康。 破坏河岸和河床影响水文系统和水生生态。已知大猩猩食用水鳖属 (<i>Hydrocharis</i>) 和珍珠茅属 (<i>Scleria</i>) 的水生草本植物，但尚不知采矿方法的影响是否显著影响这些植物 (D. Greer, 个人通讯, 2012)。 	<ul style="list-style-type: none"> 开展研究来理解土壤的化学组成，描述污染的风险特征，并采取恰当的步骤来遏制 (Villegas et al., 2012) 引入针对已知矿藏和影响范围较小的替代技术与工艺 (Villegas et al., 2012) 在对水土流失敏感的地方禁止采矿，如陡峭的山坡和脆弱的土壤 (Cook and Healy, 2012)
在河流和小溪或其附近采矿	<ul style="list-style-type: none"> 淤泥堆积影响光穿透水体，导致水生植物光合作用减少，耗尽水中的氧含量。 	<ul style="list-style-type: none"> 针对当地特有水生生物多样性开展完整的评估，确定潜在的重要水生栖息地。

	<ul style="list-style-type: none"> 对人类、类人猿和其他野生动物水源的直接（排放残渣、来自泵的柴油）和间接（水质浊度）污染。 由于大量露天矿和泉眼堵塞，导致小溪和水路断流。 无保护的土壤的水土流失，在降雨时导致山体滑坡，释放额外沉积物，河岸退化。 由于河岸影响导致水生草本植物丧失或退化，其中有些是大猩猩重要的季节性食物。 	<ul style="list-style-type: none"> 在保护区与关键生态系统地点开展法定环境研究 (Cook and Healy, 2012)。 采矿点采掘最小化，保护并循环用水 (Cook and Healy, 2012)。 为洗矿和淘矿设立专门的地点，并有沉降孔或沉降槽罐，以减少流入河道的废水中夹杂的大量沉积物 (Cook and Healy, 2012)。
黄金加工使用有毒化学品	<ul style="list-style-type: none"> 动物暴露于未管控的氰化物排放，有“死区”和局部死亡（包括鸟类和鱼类）的风险。 水生动物和其他动物的健康受空气或水中水银的影响（包括大型类人猿）。 	<ul style="list-style-type: none"> 联合国环境署推动一个两步方案，来减少手工和小规模采矿中水银的应用： <ul style="list-style-type: none"> 第一步：通过改进做法使用更少的水银，从而减少水银使用及排放。 第二步：通过替代的无水银工艺来淘汰水银使用，无水银工艺能够提高（或至少保持）矿工收入，且对他们的健康和环境都有益 (UNEP, 2011b)。
附属或后勤服务		
捕猎动物用作个人野味食用或出售	<ul style="list-style-type: none"> 由于捕猎，导致极危和濒危物种种群下降（包括大型类人猿）。 	<ul style="list-style-type: none"> 将禁止商业捕猎作为采矿许可的一部分，但允许严密监控下为生计的狩猎 (Cook and Healy, 2012)。在招募公园巡查队员和生态护卫队员时，尽可能包括手工采矿者 (Hollestelle, 2012)。
机会主义地蓄意偷猎濒危物种用于交易	<ul style="list-style-type: none"> 动物在从捕兽夹逃脱后，导致致残或受致命伤（包括大型类人猿）。 由于大量人口居住在森林中并在其中活动，导致对野生动物栖息地和迁徙路线的干扰，以及采矿活动造成的光污染和声污染。 	<ul style="list-style-type: none"> 限制进入手工和小规模采矿点，以减少对生物多样性的压力和矿点的环境影响 (D. Greer, 个人通讯, 2012)。
建立永久或半永久营地、村庄和镇	<ul style="list-style-type: none"> 扩大定居点可能造成大型类人猿家域缩小，对资源竞争增多，导致食物质量降低，且增加大型类人猿之间的相互影响 (D. Greer, 个人通讯, 2013)。 噪音可能改变大型类人猿家域行动。 增加人类与野生动物间冲突。 	<ul style="list-style-type: none"> 与相关政府部门、非政府组织、大学等共同完成种群监测（在采矿活动开展前、进行中和结束后）及栖息地质量保护。 启动为手工和小规模采矿设计的教育计划，来尽量减少人类与野生动物间冲突（如当有动物接近时，应该做什么而不应该做什么等）。
更大的生态系统影响		
	<ul style="list-style-type: none"> 由于关键种丧失，如大象和类人猿，造成生态改变。 由于森林被砍伐地区的快速地表径流造成集水区长期改变。 由于河流和小溪中广泛的淤积和污染，对下游水质和流量造成的水文影响。 	<ul style="list-style-type: none"> 在类人猿关键栖息地及手工和小规模采矿之间建立封锁线或缓冲区（至少500米），并有清晰标记。矿工及手工和小规模采矿管理方必须承认和尊重缓冲区 (Cook and Healy, 2012)。

和国的Kahuzi-Biéga国家公园)。在世界有些地方，保护区被认为是公共土地，那里没有法定或习惯的土地所有人，人们也不必为使用土地缴费（如采矿许可证，土地租金）。由于土地用作农耕和其他活动的可用性有限，从而谋其他生计不太可行（如乌干达），所以政府对保护区进行公报也会刺激手工和小规模采矿活动。

工业矿区的关闭也可能造成贫困人口激增，乡村地区失业的矿工为了维持生计会向保护区迁移（如厄瓜多尔和刚果民主共和国）。此外，保护区内有多种生计选择，作为手工和小规模采矿的补充必然为个人或家庭提供谋生途径，例如木材采伐、生产野味和其他野生动物产品以及烧炭（Villegas *et al.*, 2012）。

类人猿栖息地内手工和小规模采矿活动的影响

手工和小规模采矿的规模从不同方面影响类人猿种群，如同木材采伐一样，它可能干扰类人猿行为，改变它们的栖息地，减少食物来源，使种群分散，受到捕猎的威胁增加见第三章和第七章）。Hruschka和Echavarría（Hruschka and Echavarría, 2011）描述道：

大多数手工采矿者对其行为造成的环境影响几乎不了解或没有意识；他们关心的主要是家人的生存……手工采矿者的经济状况使环境保护问题被迫成为次要问题，只要其基本需求未能得到满足，环境保护的支出就依然是第二位的。

表6.1中列举了许多这类影响，以及减轻影响的可能选项。不过有必要

记住，关于手工和小规模采矿对类人猿种群，尤其是在亚洲的直接和间接影响，已开展的研究有限。因此下面一些预期结果的假设仍需进一步调查研究。

手工采矿的政策与法规

承认手工和小规模采矿可能是经济的重要组成部分和减贫动力，使得许多国家着手制订管理的具体法律。然而这些矿业法律和政策常常未充分界定和承认这一领域的工作。例如在巴西亚马逊的塔帕若斯河（Tapajós）盆地，评估发现约99%的矿工作业不符合法律要求的环境条件且无采矿许可（Sousa *et al.*, 2011）。其原因是政策与法规在切合实际和/或有效性上结合的不好，缺乏政治意愿，缺乏实施现行法规的基础设施，以及缺乏对矿工遵守法律要求的激励。手工采矿者在广阔的偏远地区作业，而政府缺乏执法资源（人员、车辆、信息、材料）。此外，与手工和小规模采矿相关的20多部法律、法令和决议中的规定，显示政策与现实间有巨大差距（Sousa *et al.*, 2011）。对于类人猿活动范围国家中手工和小规模采矿的监管和正规化，由于经常重现许多一般语境的问题（而不能针对手工和小规模采矿的实际——译者注），阻碍了适合有效政策工具的缓慢进展。

土地权问题

矿物资源通常为国家所有，国家可以发放许可证或执照，允许私人实体对这些地下资源开展勘探和开采活动。但在许多国家，虽然法律规定了手工



采矿者如何获得开采资源的权利，而大部分手工采矿要么是法外进行，要么是违法进行。法外采矿意味着法律未规定手工采矿，或者该国未设置使矿工能够遵守的必要法律结构，因此这些矿工不可能合法存在。这种情况通常称为不具备合法形式，我们必须理解这与违法完全不同。

在某些情况下，手工和小规模采矿还属于民族层面，有些民族群体传统上就是手工采矿者，这种活动已经是他们文化遗产的一部分，而不仅仅是收入来源（Lahm, 2002）。此外，手

工和小规模采矿通常遵循习惯做法围绕他们拥有的土地开展，这可能已经进行了几十年甚至更长时间（见第二章）。这意味着即使那里的矿工遵守传统上官方设置的规定和习惯，包括纳税，遵守矿点规则等等，仍不符合国家法律的要求。在这种情况下，虽然矿工可能违反了国家规定，但他们认为其做法在一定程度上是正规的，因为他们遵守了当地的规定。在国家管理所及与影响对乡村地区有限时，这种情况尤其常见。在这些情况下，如果国家选择取缔其认定是违法而当

照片：手工和小规模采矿的规模从不同方面影响类人猿种群，如同木材采伐一样，它可能干扰类人猿行为，改变它们的栖息地，减少食物来源，使种群分散，受到捕猎的威胁增加。
© Gustave Mbaza/世界自然基金会

地却认为是合规的行为，就可能发生矿工与国家间以及地方当局与国家间的冲突。例如，矿工可能在保护区内非法采矿，但遵守传统土地所有者的规则和规定，而在土地被征收或租赁之前传统土地所有者对土地拥有所有权。在以下情况下也可能发生冲突：地方当局和/或社区和/或矿工将公园边界视为非法；国家规定优先于地方规定不被接受；有大量淘矿热型移民出现 (Villegas *et al.*, 2012)。

制度性或结构性歧视

手工采矿者常常难以满足政府和其他政府部门设立的法律要求 (Hruschka and Echavarría, 2011)。这是由多种因素造成的：例如，矿工通常不识字，不知道其权利和责任受制于国家矿业法和政策；立法的目的常常在于大规模工业采矿，因而矿工从结构本身就无法达到要求 (如南非矿业法)。在其他情况下，由于对手工采矿活动的固有偏见及其负面意义，从制度上就阻止了矿工正式化。在有些国家如加蓬，手工采矿不是国家认可的“职业” (尽管矿工在政府的《矿业法典》中具有 一定地位)，因此矿工会在其真实职业上撒谎，从而掩盖了采矿活动的规模和范围，也掩盖了他们需要发展、法律和经济支持 (Hollestelle, 2012)。

这种结构性问题会将手工和小规模采矿活动与非正规和非法状态捆绑在一起，使其容易遭受暴力、腐败、剥削，也因为缺乏国家支持或减轻影响

的服务而使其负面环境和社会影响加剧 (Hruschka and Echavarría, 2011)。手工和小规模采矿营地还容易置于从事违法活动者的影响下，如为了象牙捕猎大象，违法者以手工和小规模采矿营地作为伪装。因此关键是在所有参与者中要明确利益相关方的角色和责任，为了建立促进该目的实现的结构，要确保各领域政策和治理的一致性。

善治缺乏及政府机构间冲突

影响手工和小规模采矿业生计的制度、政策和程序，在不同国家间、不同区域背景间以及不同国家与地区之间差别甚大。即使在手工和小规模采矿属正规活动的一些国家，对谁能够获得使用某一资源或开展某项经济活动的权利，仍可能存在分歧和争议。在许多存在手工和小规模采矿的国家，矿业和林业与环境法之间及其与多机构的执法责任协调性差之间，都存在矛盾情况，这使法律应当如何适用产生混乱和不可预见。同样在当地层面，一系列不同的公共机构 (经常为不同层级的机构) 都与手工和小规模采矿政策相互影响。当地政府-地区议会 (加纳、几内亚、加蓬) 也左右土地利用和地方发展政策；尽管有证据表明，基层政府资源不足，且在土地利用和地方发展政策上与中央政府有不同的优先权 (Lahm, 2002; Centre for Development Studies, 2004)。

案例研究

以下一组案例研究考查了类人猿栖息地内手工和小规模采矿的详情，主要关注非洲中部地区。每一案例都包括简要情况概况，关于手工和小规模采矿对类人猿种群已知及推测影响的讨论，以及之前尝试管控其环境影响的总结。

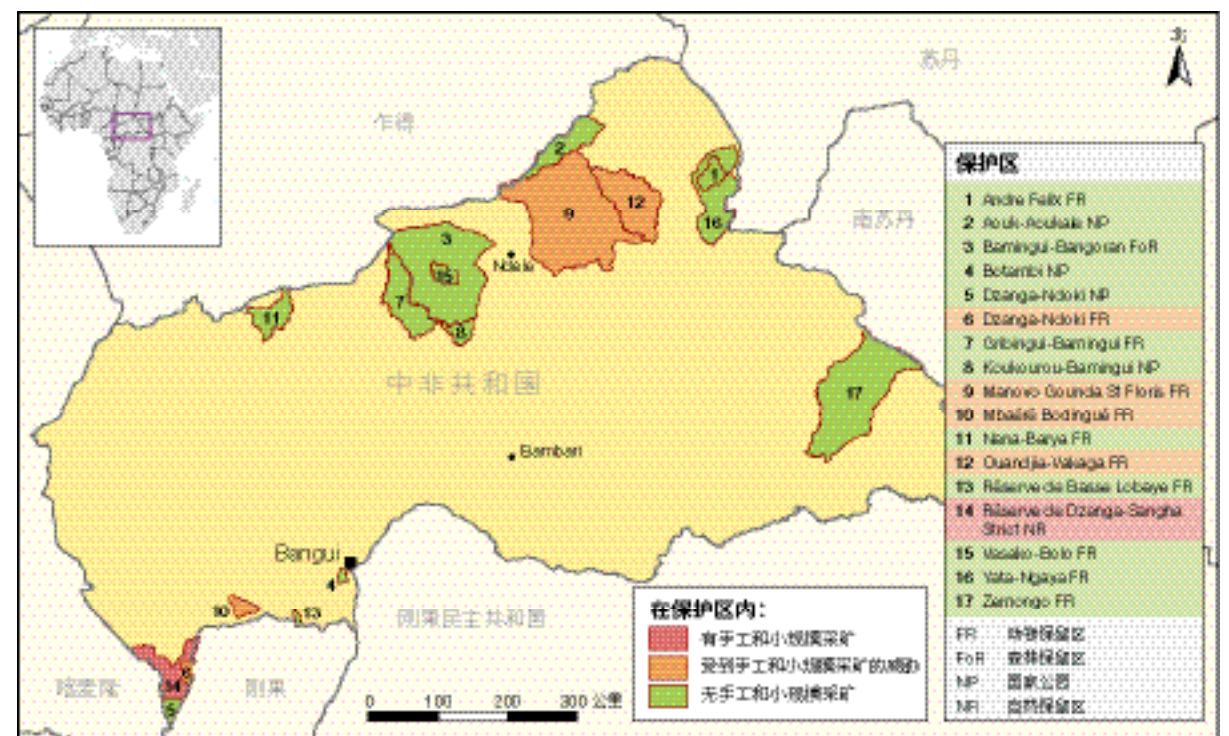
中非共和国 (Central African Republic, CAR)

中非共和国横亘刚果盆地雨林北部边缘，刚果盆地雨林南达萨赫勒地区 (Sahel)，中非共和国拥有丰富的自然

资源和生物多样性，包括西部低地大猩猩 (*Gorilla gorilla gorilla*)、黑猩猩指名亚种 (*Pan troglodytes troglodytes*)、和黑猩猩东非亚种 (*Pan troglodytes schweinfurthii*) 的大型种群。手工和小规模采矿主要为钻石矿，代表了对中非共和国大型类人猿的关键威胁。处理手工和小规模采矿的影响问题很复杂，因为该国极端贫困；在人类发展指数 (Human Development Index) 共187个位次上排在第180 (UNDP, 2012)。开采如钻石这样的资源不仅为国家收入提供关键机会 (占全部出口收入的40%至50%)，还构成了该国520万总人口中超过10%人口的基本谋生

图6.5

中非共和国的手工和小规模采矿



使用PRADD/WWF-CARPO/GTZ (Chantiers d'exploitation minière (diamants) dans la Réserve Spéciale de Dzanga-Sangha) 提供的数据，中非共和国的地图显示已知有手工和小规模采矿开展的地方。通过将已知的钻石矿藏与保护区对照，得出受到手工和小规模采矿威胁的保护区名单。

感谢ASM-PACE供图

途径。确实，手工和小规模采矿由贫困推动也能减贫，考虑到这一点，保护当地的野生动物既有挑战性又极其重要（Tieguhong, Ingram, and Schure, 2009）。

手工和小规模采矿业及对关键保护区影响概况。

手工和小规模采矿部门主导中非共和国的采掘业，尤其是在钻石领域，伴随而来的是大量社会问题。同在其他国家一样，剥削性劳动关系、走私、以及与武装组织相关联的活动都有记载（ICG, 2010）。尽管手工和小规模采矿是成千上万人的基本谋生活动，但绝大多数人仍不能摆脱贫困。此外，手工和小规模采矿活动发生在许多保护区内，包括Mbaére-Bodingué国家公园、Manovo-Gounda-Saint-Floris国家公园及邻近的Dzanga-Sangha国家公园，造成环境威胁和对类人猿的负面影响（图6.5）。

中非共和国的保护区网络面积总共占比超过该国国土的10%（World Bank, 2010）。然而上述区域的三分之一被认为是“纸上公园”，即由于缺乏资源和强制，很少提供保护（Blom, Yamindou, and Prins, 2004）。在西南部唯一位于茂密的几内亚-刚果雨林中的公园，占据该国环境面积的15%（de Wasseige *et al.*, 2009）。处于刚果盆地北部的该区域是大型类人猿的栖息地，特别是Dzanga-Sangha国家公园中有共计16个灵长类物种，其中包括西部低地大猩猩和黑猩猩的重要种群（Tieguhong *et al.*, 2009）。该公园Dzanga区段的大猩猩密度在1996至1997年估计是每平方公里1.6只（CARPE,

2010），而在Ndoki区段则更高。2005年一项最新研究估计该公园内大猩猩密度为每平方公里1只（MIKE, 2005）。该区域的另一项重要属性是它处在跨国境的Sangha跨三国景观环境内（Sangha Trinational Landscape, TNS），是2000年刚果盆地伙伴关系基金（Congo Basin Partnership Facility）确定的12个首要生态景观环境之一。总体而言，Sangha跨三国景观环境有整个中非最健康的大型类人猿种群，因此该协议尤其重要，它使得跨境巡查成为可能，也协调了相关法律法规。的确，对Sangha跨三国景观环境的主要威胁包括狩猎和商业野味交易，还有不可持续的商业伐木、象牙交易、捕获非洲灰鹦鹉、以及无序的手工和小规模采矿（de Wasseige *et al.*, 2009）。

1997年在Dzanga-Sangha国家公园区域的巡查中首次发现有采矿活动（CARPE, 2009）。这类活动大多数在特别保留区内，而2002年和2006年进行的调查显示有持续向公园内Dzanga区段发展的趋势，在有些地方甚至进至边界不足2公里（Tieguhong *et al.*, 2009）。然而描述手工和小规模采矿的生态影响的特征，需要关注特定的影响及其地理和时间尺度（DeJong, 2012a）。一个矿工可能会破坏许多植被，但只有观察许多矿工的累积影响，以及植被再生能力在多大程度上随时间推移可以自然转变这些影响，才能真正评估影响的严重性（World Bank, 2008）。

然而，对保护区最显著的影响是间接的。最坏的影响来自偷猎（与合法但经常过度狩猎不同）并常常与采矿相伴（World Bank, 2010），而且随着矿工进入保护区、在保护区内或附近



搭建营地而增加（CARPE, 2010）。在特别保留区内，至少一个采矿营地就会演变成一个小镇（DeJong, 2012a），在其发展中带来的相关的人类压力，可能比采掘坑洞的直接影响更显著。不过，专门观察Sangha跨三国景观环境中采矿的唯一一项研究断定，虽然有上述影响，但其累计效果表现为对环境造成很小的负面作用，因为其地理范围小，并且许多影响如森林退化可逆（Tieguhong *et al.*, 2009）。无论如何，对大型类人猿最大的直接威胁除了栖息地丧失，还包括疾病暴发和偷猎，手工和小规模采矿使狩猎者和疾病携带者离大猩猩和黑猩猩更近，这些威胁正在加剧（见第七章）。

采矿者的动机。

手工和小规模采矿的人口常常是难民和外地人（Freudenberger and Mogba, 1998），临近Dzanga-Sangha国家公园的钻石矿却不是“淘矿热”的情况，而有着漫长渐进的发展历史。事实上，社会经济学研究表明，钻石多年以来就是大多数人的主要谋生手段（DeJong, 2012a）。在这个意义上，“拉动”因素看来不突出。相反“推动”因素似乎起了主要作用，包括许多村庄附近的最佳矿要么被采空、要么属于他人，把人们推向新的地区（DeJong, 2012a）。不过也有证据显示，人们在特别保留区内有些区域

照片：由于采矿是许多人最重要的收入来源，只要能在探明有矿藏而未开采的地方工作，就算有担惊受怕的风险以及要离家50公里艰辛生活几周甚至数月，对他们而言也值得。

© Micha Hollestelle

的传统所有权可追溯多年，也许至确定公园建立之前的年代（DeJong, 2012a）。然而，大多数人知道他们是在公园里或公园附近作业，表明他们并非不了解限制。此外，有些矿工报告与国家官员包括生态护卫人员发生冲突（Tieguhong *et al.*, 2009），表明强制手段不足以阻止人们采矿。在最基本的层面上，由于采矿是许多人最重要的收入来源，只要能在探明有矿藏而未开采的地方工作，就算有担惊受怕的风险以及要离家50公里艰辛生活几周甚至数月，对他们而言也值得。

中非共和国减轻手工和小规模采矿影响的尝试。

在中非共和国，已经推荐了许多减轻保护区内手工和小规模采矿影响的方法。

强制

有效的强制需要民众对问题的敏感性，确立清晰且公认理解的公园边界，与周围社区建立积极的关系。这些已成为Dzanga-Sangha国家公园采取策略的重要基础（CARPE, 2010）。然而，采矿者感受到护卫人员的无理骚扰（DeJong, 2012a），以及护卫人员不断收缴采矿材料（DeJong, 2012b），都表明强制手段可能眼界太窄。

替代生计

要想找到任何成功的“替代”生计，先要理解采矿如何适应整体民生状况。按照世界自然基金会的说法，除非采矿者在Dzanga-Sangha国家公园以外做其他工作可以过上体面的生活，否则该区域的采矿问题不会得到解决

（J. Yarissem, 个人通讯, 2012）。然而，很难找到什么活动能提供比手工采矿的经济前景更好（Tschakert, 2009）。

“产权与钻石手工开发（Property Rights and Artisanal Diamond Development, PRADD）计划”是美国国务院与美国国际开发署（USAID）的联合倡议，旨在增加进入法律监管链的钻石量。其目标包括：

- 明确和正式确定土地与自然资源的权利。
- 改进对钻石产销的监控。
- 增加采矿社区人口的应计收益。
- 增强减轻环境破坏的能力。
- 促进利益相关方获取关键信息。

在不断建立新矿的同时，其他矿也在被继承、购买或赠与。通过明确这些矿山的传统获取方式，具体关注矿权人身份、土地交易和采矿文件，“产权与钻石手工开发计划”得以利用目前《采矿法典》提供的机会，注册合法矿权。环境恢复计划包括对矿工提供技术支持，将采空区转化为鱼塘、农林复合地块和蔬菜园。该计划是将多种谋生渠道与环境恢复融合在一起的独特尝试，并且从其他成效有限的管制驱动尝试中脱颖而出（DeJong, 2012a）。事实也证明该计划很受欢迎，不到一年就有出现了至少381个矿点的环境得到恢复（DeJong, 2012a）。

虽然这种方法并非与保护区直接相关，因为大多数保护区内的采矿和农业都是非法的，然而仍有一些证据显示，许多小规模采矿的矿工养鱼的收入超过钻石收入。这也提出了有可能找到可以提供足够激励的活动，使矿

工留在家乡附近而远离保护区。不过“产权与钻石手工开发计划”的目的从来都不是要培育替代生计，而是要加强构成手工和小规模采矿基础的法律和财政制度，同时推动替代生计作为补充。

可持续发展政策

钻石经济的可持续发展可以导致经济增长、机构强大、更加尊重法治，可能实际上对大型类人猿保护具有长期积极作用。中非共和国仍处于极端贫困、机构缺乏协调、能力有限，并且最近工业采矿交易上升，因此还远未达到上述情形。不过整体方法的试行，如土地利用规划和产权明晰（如“产权与钻石手工开发计划”）提供了一个窗口，这些策略使人类与灵长类动物都繁荣发展大有希望。

刚果民主共和国（DRC）

手工和小规模采矿的环境影响及对类人猿的相关威胁

在非洲，刚果民主共和国是生物多样性的一个独特地区，同时也是全球唯一拥有3个大型类人猿物种的国家（Draulens and Van Krunkelsven, 2002），包括山地大猩猩（*Gorilla beringei beringei*）、格劳尔大猩猩（*Gorilla beringei graueri*）、倭黑猩猩（*Pan paniscus*）、黑猩猩指名亚种（*Pan troglodytes troglodytes*）和黑猩猩东非亚种（*Pan troglodytes schweinfurthii*）。在刚果民主共和国的许多保护区和关键生态系统内，都有手工和小规模采矿及相关活动，如野

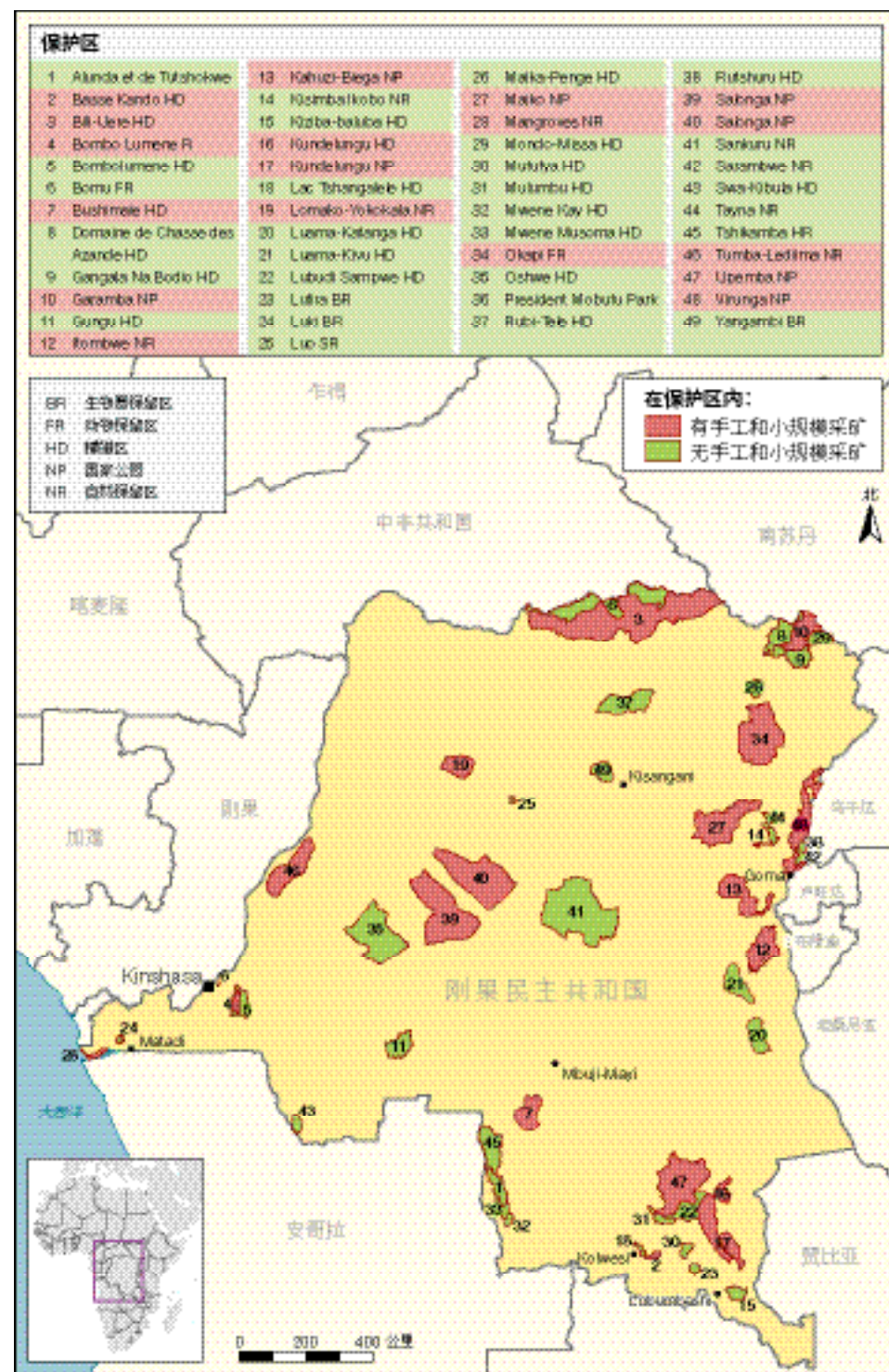
生动物狩猎和野味交易发生（图6.6）。然而，判断手工和小规模采矿对保护区和类人猿的威胁，与其他活动相比哪个相对显著并不容易，因为它们经常同时出现，而非各自独立存在。此外，许多威胁当与栖息地破坏或减少相关联时不太明显。主要威胁包括：伐木（合法与非法）、大规模采掘项目、难民和/或武装组织的存在、具体地点采矿的特殊性、木炭制造、农业转化、野味捕猎和其他非法野生动物交易。另外一层环境退化来自为矿工建造的通路，使其他人在直接采矿活动后很长时间都能深入偏远地区。

与手工和小规模采矿一起出现并且经常是由其刺激出现的、对环境具有有害影响的其他人类活动，是野味捕猎与非法野生动物交易。象牙捕猎、捕获鸟类和黑猩猩幼崽常常在手工采矿点发生，因为矿物买家很可能也从事其他有利可图的活动。仅在刚果南部，2009年就有大约300只大猩猩被杀害，供应当地的野味市场（Endangered Species International, 2009）。2007年6月，随着Bili-Uéré狩猎区（Bili-Uéré Domaine de Chasse）被大约3000名金矿矿工侵入，有调查记录了野味交易5年间扩张到Uéré河以南，这与以Buta为中心的手工钻石矿和金矿业相关（Hicks *et al.*, 2010）。与之相反，在没有手工和小规模采矿的区域，调查发现没有捕猎陷阱，在附近林区只有野味和相关交易（如皮毛）的有限迹象。研究人员发现，矿工食用灵长类野味，而且相比村民有较高比例的矿工承认他们捕猎并食用黑猩猩（Darby, Gillespie, and Hicks, 2010; L. L. Darby, 数据尚未发表）。值得

“Judging the relative significance of ASM as a threat to protected areas and apes against other activities is not a simple task because they often occur in tandem.”

图6.6

刚果民主共和国的手工和小规模采矿



感谢ASM-PACE供图

注意的是，一项“2012年手工和小规模采矿——保护区与关键生态系统研究”发现，在Itombwe保留区东部没有这种情况，那里的文化信仰使人们不食用类人猿（Weinberg *et al.*, 2012, 2013）。

Kahuzi-Biéga国家公园 (KBNP)：自然保护与手工和小规模采矿业的共存和冲突

Kahuzi-Biéga国家公园位于南基武省（South Kivu），临近刚果民主共和国与卢旺达的边境，于1970年建立，1980年成为世界遗产地（Walker Painemilla *et al.*, 2010）。1997年其地位升级为濒危世界遗产地（Plumptre *et al.*, 2009），目前由刚果野生动物管理局（*Institut Congolais pour la Conservation de la Nature*, ICCN）管理，并有许多国际组织支持。该公园是刚果盆地生态系统和艾伯特裂谷（Albertine Rift）的组成部分，面积6000平方公里，拥有大量密布的原始热带森林、山地森林和竹林。东部为高山，包括死火山卡胡兹山（Kahuzi, 3308米和别加山（Biéga, 2790米），经一条走廊连接到西部的低海拔热带森林（D’Souza, 2003）。这一关键生态走廊是公园内冲突最多的地方之一，由于原本位于公园边界内的社区试图重新获得土地权利，当地社区和公园当局的关系尤其高度紧张，。

这些高海拔和低海拔地区成为136个哺乳类物种的栖息地，其中13个灵长类物种包括：濒危的格劳尔大猩猩、黑猩猩、倭黑猩猩、3个黑白疣猴物种、5个长尾猴物种（D’Souza, 2003）。20世

纪末期的研究估计，东部低地大猩猩种群数量在17000只左右（正负8000只的误差），其中86%居住在Kahuzi-Biéga国家公园及邻近的Kasese森林中（Hall *et al.*, 1998）。在随后10年发现该种群数量显著下降，2010年联合国环境规划署报告称存活的种群数量很可能不足5000只；而区域不安全也使精确调查难以开展（UNEP, 2011b）。

手工和小规模采矿自20世纪70年代以来在Kahuzi-Biéga国家公园一直存在（Steinhauer-Burkatt, Muhlenberg, and Stowik, 1995）；巨大的人口流动和全球钶钽铁矿的繁荣仅仅使已有现象强化。2011年3月的调查，人们是在Kahuzi-Biéga国家公园的边缘地带采掘金、钽、和锡矿，偶尔进入公园之内尤其是低地区域采矿（Debroux *et al.*, 2007）。到2006年，估计有9000至12000名矿工在公园内居住生活，尽管之后这一数字还在波动（Durban Process, 2006）。这些人已经与下列环境破坏联系在一起：狩猎、滥伐森林并清空林地用作生计农业、偷猎象牙、用木材作灶火、人类废物以及其他对公园更多的压力（UNEP and McGinley, 2009; Conservation International, 2010）。矿业部还发现，公园内的手工采金者在使用水银冲洗采掘到的矿金（Mazina and Masumbuko, 2004）。同样，钶钽矿采矿者使用大量的水冲洗矿物（D’Souza, 2003）。有些残渣进入河流和小溪，最终污染整个供水系统，导致全流域长期改变，尤其在森林砍伐区自此径流可能相当快速（D’Souza, 2003）。临近河流和小溪重度开采，还导致水土流失与滑坡（D’Souza, 2003）。

Kahuzi-Biéga国家公园的保护区空间成为被竞争的原因之一，是其近期变更公园边界的结果，也是随后（有争议的）异地安置原本居住在保护区地带的不同群体居民的结果。1975年，刚果野生动物管理局（ICCN）和当时的德国技术合作企业（*Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, GTZ*），将公园边界内的低地区域由750平方公里（UNEP-WCMC, 2011）扩展至6000平方公里，达到公园正式扩展的顶峰（UNEP-WCMC, 2011）。原本居住在扩展地带内的Shi、Tembo、Rega部落的13000人，被告知他们需要搬到新的保护地带之外（Barume, 2000）。在这片土地成为保护区以前，这些部落早已在那里开展农耕、牧牛和采矿。

当扩大国家公园的决定发布后，这些人不愿意搬离，当局动用武力并毁掉了农田和仍在扩展地带内的牛。人们放火烧了数百公顷公园土地作为报复（Barume, 2000）。至1995年，仍有15000人居住在公园内，刚果野生动物管理局与他们就异地安置合作进行的补偿谈判也无果。直到2007年，Kahuzi-Biéga国家公园通过其合作伙伴的协助，才与这些社区开展了漫长的划界谈判。

为刚果民主共和国保护区内手工和小规模采矿提供替代方法的多项计划

在刚果民主共和国，有许多正在进行的计划和倡议的实例，应对手工和小规模采矿的环境问题。其中一些包括：

非洲中部地区环境项目（Central African Regional Program for the

Environment, CARPE）。

“非洲中部地区环境项目”开始于1997年，2011年项目被考虑延伸至2016年（CARPE, 2011）（该项目第三阶段实际于2012年持续至2020年。——译者注）。它是一个由美国国际开发署资助的共同体，主要关注“通过支持增进当地、国家和地区性自然资源管理能力，减少森林退化率和生物多样性丧失率（在刚果盆地森林生物多样性中，刚果民主共和国构成其景观环境的大部分）”（IUCN, 2011）。通过“非洲中部地区环境项目”资助非政府组织如世界自然基金会，使之能够与手工和小规模采矿协作。

矿产部门治理提升方案（PROMINES）。

“矿产部门治理提升方案”是一个综合性多部门多组分项目，由刚果民主共和国政府倡议，世界银行和英国国际发展部（Department for International Development, DFID）为矿产部门提供技术援助，并改进其治理、效率和未来提升。“矿产部门治理提升方案”中手工采矿成分的目标是，在刚果民主共和国改善手工采矿的法律地位、改进工作惯例和提高经济回报的同时，建立可持续减少其对社会、安全和环境负面影响的机制。该项目有数百万美元的投入，专门应对刚果民主共和国手工和小规模采矿领域的一些关键问题，包括：

- 改善手工和小规模采矿的环境管理和社会管理，改进采矿领域的整体立法；
- 促进确保来自手工和小规模采矿的税收收入有助于当地和区域发展；
- 推荐广泛的采矿业环境影响评估。

Itombwe自然保留区的采矿与有意识的自然保护计划。

关于保护区与关键生态系统中手工和小规模采矿，许多应对难题在规划过程早期被忽略或低估，这是观察问题的前提。手工和小规模采矿——保护区与关键生态系统联合计划，由Estelle Levin有限公司与全球自然保护组织世界自然基金会建立，他们与刚果民主共和国的世界自然基金会及其他自然保护利益相关方合作，关注Itombwe自然保留区（RNI），其最终划界仍待国家批准（Weinberg *et al.*, 2012, 2013）。自然保护组织和当地公民社会组织（civil society organizations, CSOs）提议将Itombwe自然保留区分为三个区块：人类居住区、资源利用区、核心保护区。该进程还处于早期阶段，其旨在将拟定保护区中现有采矿活动考虑在内，并相应地制订自然保护策略。

加蓬

寻找绿色未来，平衡自然保护与发展。

在加蓬的手工和小规模采矿（图6.7），目前受《矿业法典》（法律第5/2000号，2000年10月12日）、两件附加文本及一份修改法律适用条件的总统令共同监管。从事手工采矿的许可证以“手工开采卡”（the *Carte d'Exploitation Artisanale*）形式由矿业部颁发（Hollestelle, 2012）。矿业部可以依法支持小规模手工采矿作业者改进现有技术或引入新技术，但法律仍存在一些不足。例如（Hollestelle, 2012）：

- 合法的手工采矿者并不受环境或卫

生法规约束。唯一提及卫生保健的是一篇文章，表示矿业部需要将手工采矿营地的人员集聚情况通告有关地方当局，以作为防止霍乱、艾滋病和埃博拉病毒等传染病的手段。

- 除了前面提到的支持技术进步，《矿业法典》和总统令都未提及任何与手工采矿实践有关的环境义务。
- 准确地说，政府要求手工采矿者以固定价格出售开采的黄金，而这个价格与黑市价格比可能完全没有竞争力。如果政府强制执行这种要求，就可能在该国出现加剧走私活动的意外后果。
- 在政府对“手工”和“小规模”采矿的分类中，目前也存在定义。由于语言不精确，对于某些类型的手工和小规模采矿存在法律上的“灰色”地带，尤其是那些雇佣少于70人的手工矿点。
- 目前将采矿活动正规化的激励微乎其微。手工采矿者得到“手工开采卡”后的确收益极少。反而将自己置于政府的“雷达”监视下，即便活动合法，也已处于弱势谈判地位。

Minkébé国家公园——找到“共同点”中的政府利益：将手工和小规模采矿用作自然保护力量。

加蓬的环境风险特别高。在所有非洲国家中，该国森林覆盖率占国土面积的比例最高，其原始森林吸引了全球自然保护组织的注意力，被称作“非洲的绿色心脏”。确实，世界上200个

“The environmental stakes are particularly high in Gabon. It has the highest forest cover as a proportion of national surface area in any African country.”

全球生态区加蓬有5个，它们合起来覆盖了整个国家，其国家公园有重要的西非低地大猩猩和黑猩猩西非亚种群。迄今为止，低种群密度、政府管理以及“荷兰病”（由于该国高度依赖石油工业且主要是海上油井）（荷兰病，指某国某一初级产品部门繁荣导致其他行业衰落的现象。——译者注），意味着加蓬宝贵的森林基本上完好无损。

“荷兰病意味着跨部门的竞争力下降及结构性改变，在发达国家通常触

发‘去工业化’，在发展中国家通常引起‘去农业化’。但同时这种去农业化也会趋于显著降低土地变为农业用途的压力，而土地变为农用地是全球性滥伐森林的主要直接原因”（Hollestelle, 2012）。

然而，自20世纪90年代后期加蓬的石油量产“达到峰值”后，已经很少有重大石油发现，伐木和采矿作为重要的收入来源稳步增长（Lahm, 2002）。作为使经济更加多样化的手段，一系列油棕种植园正在该国发

展，许多大型采矿项目与相关的区域性基础设施项目也已经开展或在计划中，包括与喀麦隆和刚果共和国相邻的区域。

多年以来，手工和小规模采矿在国家层面是相对被忽视的领域，尽管自20世纪40年代起淘金一直是加蓬东北部很多家庭的主要收入来源（Lahm, 2002）。在Minkébé国家公园缓冲区内的手工小规模采矿一直是紧张局势的根源，在2008年局面明显更糟，随着全球金价攀升Minkébé营地涌现大量矿工。国家公园护卫人员和公园内的监控队分布稀疏也促成了这种情况。当地人不满意外国人从不受控制的非法手工和小规模采矿中获益，国家担忧Minkébé内黄金业的非法性和缺乏其税收，并且担心野味和象牙偷猎及其他违法活动以惊人的速度增长，致使政府在2011年6月从Minkébé驱逐了所有矿工（Koumbi, 2009; Mbaza, 2011）。这次清除行动导致2000至5000名主要是喀麦隆的非法移民离开Minkébé国家公园中的手工和小规模采矿地带。加蓬军人驻留在该区域，还驱逐了非法的捕鱼和狩猎营地，并且仍旧占据这些营地以防止矿工返回（Hollestelle, 2012）。

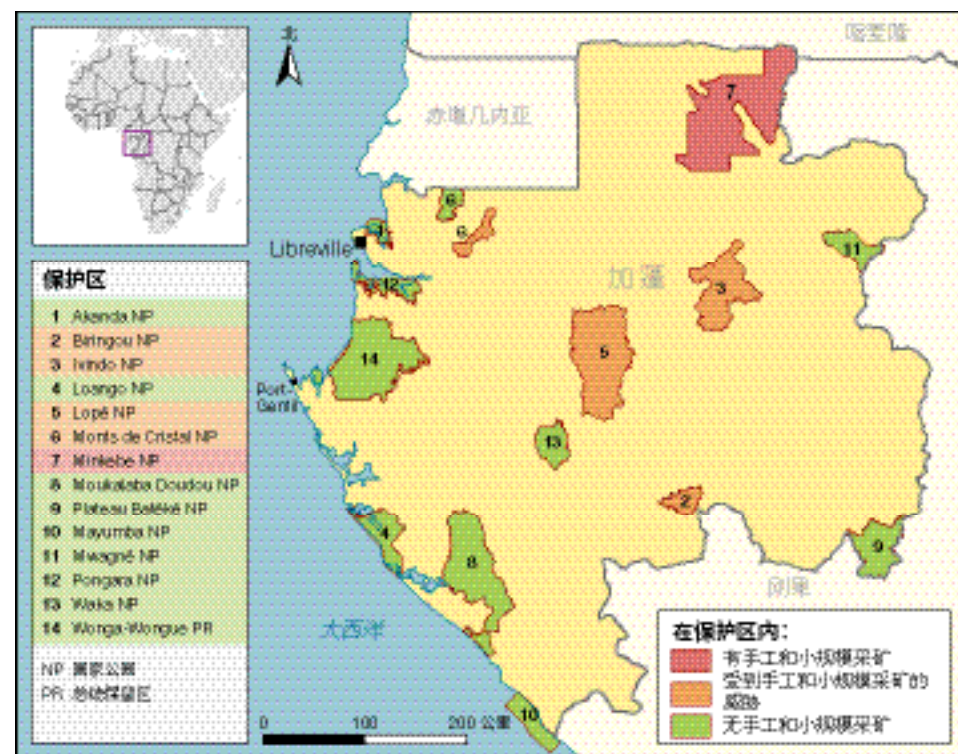
然而，政府和当地对Minkébé营地向加蓬当地采矿者开放有很大兴趣。当地矿工显然欢迎驱逐非法喀麦隆矿工，但由于大规模驱逐，他们自己也失去了谋生手段和个人财产。Minkébé地带过去一直充斥着加蓬的矿工、矿主和外国人为主的商人，大部分加蓬

商人是游商，外国矿工在这一区域只是近年才占优势（Lahm, 2002）。参与各种自然保护倡议行动的加蓬矿工常常渴望政府介入，这样其他矿工就有可能加入进来。实际上，过去十年有关Minkébé地带和其他采矿营地的报告一贯表示，加蓬矿工期望其交易正规化，并希望政府解决外国人涌入问题。加之政府意图控制黄金交易，公园当局出于自然保护目的希望公园得到保护，对黄金进行经济和社会责任并重的手工和小规模开采（ESER-ASM），作为可行的解决方案似乎对各方都具有吸引力。政府已经得到捐赠者的支持，对保护区与关键生态系统地点的手工和小规模采矿进行国家级的范围界定，这是使手工和小规模采矿发展符合该国政府“绿色加蓬”愿景、使其朝向这一更大视野迈出的第一步。在缺乏“最佳实践”的实例时，实用主义解决方案的标志，就是建设性地关注该领域，并且期待利用手工和小规模采矿的可能收益、尽量减少其环境影响出现可喜变化。

保护区内手工和小规模采矿减轻影响的管理选项

手工和小规模采矿在全世界包括在保护区内呈上升趋势，与此同时，直到最近才开始有一些协调或系统的努力抑制它们对环境造成的影响（Villegas et al., 2012）。此外，近期一些手工和小规模采矿管理实践试图将至关重要的社会影响纳入进来而受到阻碍，由于

图6.7
加蓬的手工和小规模采矿



Minkébé 国家公园是加蓬已知唯一有大量矿工作业于手工和小规模采矿的保护区，因此很可能对类人猿造成显著的影响。手工和小规模采矿也在Moukalaba Doudou国家公园和Monts de Cristal国家公园出现；不过在Moukalaba Doudou地区的矿点在本书成书时没有采矿活动，在Montes de Cristal的手工和小规模采矿被认为是可以管理的，因为矿工数量很少。本地图改编自一份对加蓬绿带和主要带状铁质地层的示意图（Hollestelle, 2012），在这些矿带与保护区交叠的地方，被认为是受到手工和小规模采矿威胁的地区。确实，Ivindo国家公园边缘已有手工和小规模采矿活动。

感谢ASM-PACE供图



照片：加蓬Minkébé的手工和小规模采矿“梯田”。
© Gustave Mbaza/世界自然基金会

手工和小规模采矿作为经济和发展力量的范围尚未被很好的理解，因此需要在各种范围、不同程度上进一步调查研究。不过显而易见的是，其中一个主要制约因素是由于人员能力低、预算和设备不足、腐败、训练和技术知识不够，从而对现行国家法律缺乏充分的执行；这些在许多类人猿活动范围的国家尤其突出。所有利益相关方（矿工、政府机构、国际非政府组织和政府间组织）是否参与一个长期策略的合作，且是否有足够资金长期支持该策略，对政策成功也具有重大影响（Tranquilli *et al.*, 2012）。无论这种合作的程度如何，人口增多及与更多开发相关的压力都可能随时间增加，因此现在而非待威胁更严重时对采矿

领域投入更多关注，很可能会产生更多成果。下面列举了在保护区与关键生态系统中包含手工和小规模采矿最广泛采取的政策策略，提供了其成功和制约因素的有限概述。

驱逐

指通过使用武力或威胁使用武力，将采矿者清离特定区域。

这似乎是最常使用的策略，不过若与其他替代生计计划及改进公园安全措施相结合，则很可能更有成效。采取这种方法的风险包括：

- 恶化与森林临近社区的关系。
- 中断依赖采矿的乡村经济。

- 若使用纪律不严的军队驱逐，则可能践踏人权（或可能有军队介入采矿领域的风险）。
- 将采矿者推向更偏远且更敏感的生态系统，对生物多样性造成更显著有害的影响。

此外，长期安全策略必须就位，才能防止采矿者重回有关区域。如果没有一个强劲的计划给他们提供经济利益来尊重公园边界区域，驱逐很可能会最终失败，也许完全是浪费时间和资源。

近期在类人猿活动范围的国家有些实例，包括利比里亚的Sapo国家公园和塞拉利昂的Gola森林保留区。在Gola给出的驱逐理由是，需要建立法制和在有争议的国家公园内确立自然保护优先的首要地位。在利比里亚，官方对2011年“自愿撤离”的解释是为了自然保护。其他提出的理由还包括即将举行总统大选；国家公园的偏远位置临近国境线但有通往首都的公路；以及采矿者曾经是战斗人员。“自愿撤离”过程据说因为中断了当地经济和生计，在短时期内将人们置于比之前更糟的经济境地，并且据说指控“自愿撤离”是由执法机构保障将所有人从国家公园驱逐的行动。此外，由于在该国家公园南部的手工和小规模采矿不久就开始，离开手工和小规模采矿的人员回到国家公园的可能性很高。很可能由于政府监管不足、手工和小规模采矿的推动因素、以及其参与者对公园边界很少了解，采矿者/挖矿者在公园内很快又将活跃起来（Villegas *et al.*, 2012）。

谈判取得使用权

指允许有条件使用保护区，根据约定条件准予进行有限的手工和小规模采矿。

该策略的目的是规范并限制在保护区与关键生态系统内的手工和小规模采矿，且在历史悠久、与当地社区有紧密联系的采矿点更可能成功，也有合作努力履行协议的可能性。在苏里南共和国的Brownsberg国家公园，公园管理机构、起促进作用的非政府组织与当地金矿矿工，谈判达成了一份2010至2011年协议。为了取得合法使用权，矿工要帮助维护通向公园内“游客小屋”的道路。然而，在官方未清晰说明公园边界，矿工也未能在指定时间范围内修复道路的情况下，双方协议破裂。最终对话停止，采矿者继续以前的工作。这一策略是否还会在Brownsberg国家公园或其他地方重新实施目前尚不清楚，但显而易见，如果没有建立必需的信任、责任制和仲裁办法，谈判取得使用权所承诺的条件不太可能达到。的确自2011年以后，该国政府恢复了在保护区内禁止手工采金的政策。

地理上的基于多元利益相关方供应链倡议

指运用参与式方法使所有利益相关方从事开发可持续的供应链。

在利益相关方持续感兴趣并持续投资的区域，这可能是解决手工和小规模采矿环境影响的一个有效途径。有一

“Even small adjustments to mining techniques can vastly ameliorate negative impacts.”

个范例是在Kahuzi-Biéga国家公园的尝试，手工和小规模采矿共同参与大猩猩自然保护组织德班进程（Gorilla Organization's Durban Process）。在Kahuzi-Biéga国家公园内有惊人数量的东非低地大猩猩死亡，推动了德班进程的开展，部分起因是由于钶钽铁矿全球价格飙升及随之而来手工和小规模采矿的数量增长，同时在刚果民主共和国东部有持续冲突。“德班进程”于2003年在南非德班市召开的利益相关多方会议上发起，会议由Dian Fossey大猩猩基金会（欧洲分部）主办，为了解决Kahuzi-Biéga国家公园内钶钽铁矿采矿问题。参加“德班进程”的大部分是刚果人，其目标是使该进程有尽可能多的参与度，通过各利益相关方组成一个监控委员会（Comité de suivi du processus de Durban, CSPD）来管理。按照各利益相关方在Kahuzi-Biéga国家公园钶钽铁矿供应链中的作用不同，他们包括矿工、原住民、传统上的权威机构、占据公园的各种武装组织成员、矿业官员和政届人士。

监控委员会成员编列了一份被称为中心策略的目标清单，“德班进程”将据此减少Kahuzi-Biéga国家公园中手工和小规模采矿的环境、社会、经济和政治影响。虽然采用了许多最佳实践，但到2009年“德班进程”开始走下坡路，很可能是源于几方面因素，即捐赠疲劳，由于2008年起的全球经济衰退致使可用资金普遍减少，以及“德班进程”的大猩猩保护组织改变优先重点。随着“德班进程”过早结束，慢慢回到“一切如旧”的情景，这个经历更加揭示出在这一地区的保

护区与关键生态系统中、试图解决手工和小规模采矿问题面临的挑战。

在国家脆弱的背景下开展资源治理的复杂性，对于刚果民主共和国的类人猿保护格外突出。例如在刚果东部的基伍省（Kivu），非正规采矿及矿物违法交易已长时间与暴力冲突相联系，该国军队至少卷入部分采矿活动，以及区域性大象种群的系统性驱逐，仍然是该地区自然保护干预工作的重大阻碍。而对这种情况没有快捷方便的解决建议，实际上矿工又很少得到国家支持，各种经济主体对他们的社会需求也很少投入，这都表明需要创建正式结构来协调省级政府和采矿部门。成立包括手工采矿者代表与商人代表的组织（无论合作社、协会或其他形式），对利益相关方积极参与从而对该领域向更好的治理发展，将具有重要作用（Spittaels, 2010）。

对保护区与关键生态系统内负责任的采矿的激励

指运用政治、金融和社会的激励工具，促进采矿业积极改变。

该方法认识到即使对采矿技术是小调整，也能大大改善其负面影响。在不适合驱逐的地区，采矿者不太可能转换替代生计的地区，或关键生态系统尚未撤销保护区地位而手工和小规模采矿仍在发生的地区，这种方法都更有可能成功。例如世界银行在乌干达（2003至2011年）资助的矿产资源可持续管理项目（Sustainable Management of Mineral Resources Project），来改

进手工和小规模采矿部门及其区域的治理；还有全球水银项目（Global Mercury Project），致力于在世界上8个国家鼓励水银管理及消除水银使用。

于2000年在哥伦比亚Chocó生态保护区启动的Oro Verde（绿色黄金）项目，通过可持续的环境友好型采矿，并应用社会、经济、环境和劳动标准，使非洲裔哥伦比亚社区受益于手工和小规模采矿，从而促进了负责任采矿联盟（Alliance for Responsible Mining, ARM）于2004年建立。负责任采矿联盟的使命就是为负责任的手工和小规模采矿设立标准，并帮助生产者使其能够通过公平公正的经济供应链，向市场提供有合规采矿认证的金属和矿物。随着该联盟继续发展，其目标是制定多元化策略，结合通讯、应用研究、能力建设、网络、伙伴关系、游说活动，将金属和矿物供应链所有方面的利益相关方都囊括进来。

负责任采矿联盟之前还与国际公平贸易标签组织（Fairtrade International）结为伙伴关系，开展“公平贸易与合规采矿”联合计划（a joint “Fairtrade/Fairmined” program）。在2013年4月该伙伴关系终止，两个倡议仍在分别继续。由于经费将资助到2013年底，新标准纳入在保护区如何管理手工和小规模采矿的更细致考虑，规定在某些情况下允许其开展（E. Levin, 电子邮件通讯，2013年8月5日）。为了促使手工和小规模采矿向更负社会和环境责任的活动转变，“公平贸易与合规采矿”计划被认为采取了温和且务实的方式，同时改善了被边缘化的手工矿工及其家庭和社

区的生活质量。然而，其实用主义的路径，则不可避免地意味着要在环境保护与经济利益之间作出权衡。例如，两个倡议都考虑可以有控制地使用水银和氰化物，这会对人类社区与野生动物的健康和环境产生长期影响；而如果不使用，则会导致全世界采用“公平贸易与合规采矿”标准的矿工减少，因此只能牺牲采用“标准”获得的其他环境利益（如尾矿管理与环境修复）。

在更广义上，还需要有矿工教育计划作为手段，使其潜在逐渐形成管护意识，教育内容包括他们的作业环境、生态系统及其生态学和生态系统服务。该方法如果加以提倡、得到拥护，就可能激励矿工参与环境保护，而非强化传统范式使他们与环境保护对抗。

替代生计计划

指通过提供有较少负面影响的工作，激励参与者放弃手工和小规模采矿。

手工和小规模采矿常常是高度危险的行为，对参与者有各种健康风险，而提高这方面认识可以促进创收活动改变。当采矿者来自当地并且有长期居所，就更有可能引进新的谋生手段。例如在塞拉利昂，一个国际财团显然已经成功使Gola森林国家公园内的手工和小规模采矿得到控制。该公园禁止手工和小规模采矿，并用当地招募的森林护卫队强制执行、保障安全。Gola森林项目向拥有土地家庭和组成该区域的7个部落酋长支付一揽子补偿；建设基础设施如建立学校和医

“There is a need for programs that educate miners on their environment, the ecosystem, its ecology, and ecosystem services, to potentially engender a sense of stewardship.”

疗中心；并为当地大中学生提供奖学金。

前面提到的2005年利比里亚Sapo国家公园驱逐矿工，结果发现实际上所提供的替代生计确实不够强健，因此拥有必要设备、技能的人都渴望重新回到公园里采矿，这表明手工和小规模采矿是当地经济不可分割的一部分。在大多数采矿者是经济移民的地方，他们可能来自同一国家或国外，因为这些人不是长期居民，缺乏凝聚性社会资本，对长期集体企业不感兴趣，这种替代生计模式被证实不那么有效。在许多地区，手工和小规模采矿的主要吸引力在于，只要有最基本的技能也非常有利可图。如在Sapo国

家公园所见，找到能在经济权重上相匹配的替代生计可能很困难，甚至可能需要不可持续的补贴，在更加贫困的类人猿活动范围的国家会极为困难。

选择性撤销保护地位

指在保护区公告期间，将一个区域中的特定部分策略性地从保护区地位免除。

如果已经设立保护区的社区有意愿与政府合作、并尊重确立的保护区边界，则该方法对于历史性采矿点及当地社区生计，是可以纳入考量的有效途径。在乌干达，被伊丽莎白女王国家公园围绕的Katwe火山湖已经有数百

照片：塞拉利昂的手工采矿者筛选钻石。
© Estelle Levin, 2007



“意识到采矿”的自然保护策略

指在规划或讨论保护区时，要考虑到现有和可能有的手工和小规模采矿。

在规划过程的早期，保护区与关键生态系统中手工和小规模采矿的许多应对困难，总是被忽视或低估。在某区域处于保护区申报状态，并且有手工和小规模采矿或具有可持续开采潜力的地区，也许存在采取这种策略的可能。刚果民主共和国的Itombwe自然保留区尽管仍在等待国家最终批准，但有可能成为这方面的一个典型，倘若有意识的管理策略成功考虑拟定保护区内的现有采矿活动，从而相应地规划自然保护项目。不过这需要深思熟虑，同时需要政府、自然保护相关方与采矿利益相关方合作，才能达成共识。采矿与野生动物关键栖息地可能会交叠，这虽然麻烦却是现实，使得不得不在自然保护与采矿活动之间作出选择，而如果选择自然保护，就要部署大量的执法资源。例如在Itombwe自然保留区，成功实施上述策略的一个主要制约因素，是保留区内已经存在反叛活动。

结论

如上所述，在减轻手工和小规模采矿对保护区与关键生态系统以及大型类人猿的影响方面，目前的策略包括：更好地强化公园边界、提倡替代生计、采用土地利用规划框架、明晰财产权、手工和小规模采矿经济正规化，以及采取大量可持续发展倡议。然而，涉及该领域的主要困难是其大

年手工采盐历史。当公园被公告为保护区时，Katwe和其他12个镇——主要是渔村——被划出以保护现有工业和生计。由于这一策略性划界，Katwe的手工采盐得以继续，尽管其处于公园区域内。

不过与相关社区的沟通与履行承诺必须得力，以免他们试图进入保护区。同样，在免除区的矿藏耗尽后，他们也会试图进入保护区。还有可能采矿的环境影响未被控制在免除区之内，就会对相临保护区造成负面影响。例如水文系统的重构，以及由于沉积增多使鱼类丧失产卵地，都可能对依赖这些资源的人类社区和野生动物造成威胁。

转化为保护区

指获得或强化政府的重要保护。

在限定区域终止所有采矿活动这一最终目标，只可能在法治、政治意愿强有力和资源充足的地方开展。在哥伦比亚，保护区加强了宪法保护，全面禁止采矿，由哥伦比亚公园管理局管理。实际的（相对理论上）法律保护强有力，因而一些原住民社区自愿将土地转化为保护区，以防止被工业采矿和手工采矿侵占。要使这种方法真正有效，必须充分信任政府不会偷地或将土地重新分配，也不会利用土地为政府谋利。遗憾的是，最脆弱的保护区所在国鲜有能够保持这种保护水平。

“The complex nature of environmental factors, limited legislation involved, and lack of knowledge on the interface of these with ape conservation require further investigation.”

量的多样性（如不同国家间和一国之内、各种矿物类型、采掘和加工方式、营销安排、政治与经济、社会经济组织等等）。因此，如果采取的策略要对生物多样性保护产生积极影响，降低手工和小规模采矿者的脆弱性并改善其生计保障，这些策略就需要适应国家和当地水平的特定环境。本章提供的管理选项表明，为了使可持续化的可能性最大化，其步骤应当是：

- **为当地所有，由当地驱动。**如果当地利益相关方致力于其目标，并且参与到项目设计实施的所有阶段，项目就有更好的成功机会。积极参与可以激励主人翁意识，从而对项目的结果有责任感。
- **有可靠的研究数据支持。**为了调整政策使之合法化，任何改变都需要基于研究数据透明，从而确保宏观政策能够与微观现实紧密联系。在手工和小规模采矿经营者的某些社会意愿表达上，研究可以发挥有价值的作用，但在过去，没有将这些需求纳入相关环境立法的背景。在手工和小规模采矿经营者与政策过程（其中坚实的研究是关键部分）间建立信任，对于在该领域与作业其中的景观环境间存在的复杂权衡取舍中找到正确方法，是必不可少的。
- **策略及其与其他关键政策倡议或关键领域的联系。**单独的倡议罕见对深刻复杂的环境问题和经济问题产生影响。

不过，除非有全球矿产价格下跌，或矿工得到财政激励，或保护区加强保安无法在那里采矿，亦或鼓励允许以负责任的方式采矿，否则，高保护价值区的状况不太可能改善。这种情形在保护区外的区域也一样。事实上，近期关于印尼加里曼丹的猩猩分布同各类土地利用交叠的研究显示，交叠区域的22%处于保护区内，交叠区域的29%处于天然林特许区内（Wich *et al.*, 2012b）。一个关键困境是，以自然保护的观点看，可能认为某些担忧的区域太珍贵，所以完全不应当允许在其中采矿。手工采矿的直接环境影响可能受到自身活动程度的局限（如在中非共和国所见），但该领域及其相关活动的绝对规模，将对环境影响相应增大到惊人的比例。此外，表示那些离开不应进入的区域的人应当得到经济补偿，这种说法从开始提出就会产生许多复杂的伦理问题。在保护区宣布前就存在采矿者的地方，这种情况可能是事实，但肯定不适用于大多数是淘矿热情形的那些地区，如刚果民主共和国或马达加斯加。在淘矿热背景下，那里的采矿是机会主义的失控活动，还需要强有力的执法（而不是补偿）。

环境因素的复杂属性、相关立法有限、以及它们与类人猿保护关系的知识缺乏，这些都需要进一步调查研究。最终，大型类人猿是否能够在人类改造后的景观环境里存活，依赖于保护区是否足够大，同时更重要的是它们是否能得到充分保护（Tranquilli

et al., 2012)。当涉及保护区与关键生态系统内的手工和小规模采矿时，由于每一利益相关方的利益、目标和议题汇聚一起各不相同，伴随政策改变还必需有自然保护工作的支持，这样就要求有政治意愿，最好还要有热情。手工和小规模采矿需要与体制改变相结合，与立法机构、政府、多边组织和行业合作，而现在还没有这个问题的整体解决方案。所以，需要对手工和小规模采矿领域正规化，并且必须通过将所有利益相关方汇聚一起、共同配合，使保护区与关键生态系统得到保护。手工和小规模采矿涉及到的不仅是个人生计，加之丰富的矿藏仍未被发现开采，而且市场不断波动，这就需要认识到，手工和小规模采矿不仅是经济问题，同时也是社会、伦理、政治、种族和环境问题。

致谢

主要作者：ASM-PACE 和 Adam Phillipson

其他贡献者和其他撰稿人：Alessandra Awolowo, Terah DeJong, David Greer, Estelle Levin, Erik Meijaard, PNCL, Cristina Villegas, Ruby Weinberg, and Serge Wich



照片：许多热带森林地区出现机械化伐木增多，以及采矿与油气开采扩张。©全球见证组织

第七章

全局视角：采掘业对类人猿及其栖息地的间接影响

内容简介

如之前章节所述，管控采掘业的直接影响具有明确的标准。然而，对自然资源采掘导致的间接影响的责任和管理几乎是空白。但常常是这些间接影响对自然栖息地和原住民领地构成的威胁最大。采矿以及油气开采对其周边环境具有显著的局部影响，而其大量间接影响却可以远超直接开采区。这种情形甚至大面积伐木也存在，即使是在可持续管理实践的地方。与采矿和油气开采一样，伐木使得基础设施发展，与之相伴常常是人口中心与

“Evidence from remote sensing indicates that infrastructure created for extractive industry operations causes widespread changes in regional land use.”

商业区增加，并依赖对土地、森林和野生动物资源的开发。遥感证据显示，为采掘业作业建造的基础设施，引起区域土地利用的广泛变化。这些改变会对森林生态系统和以森林为基础的人们的生计产生长期影响（Asner *et al.*, 2009）。本章将阐述这些对类人猿及其栖息地的影响，提出减轻影响的选项，并检视所面临的某些挑战。

第一部分，关注采掘业对类人猿及其栖息地的间接影响。尽管所有间接影响都很重要，本章则集中于那些目前最紧迫的问题。

- **狩猎与偷猎增多：**森林向采掘业开放促进了相关道路扩展，也更容易到达市场。如果企业不为员工提供家畜肉，那么与采掘业有关的定居点就会增加野味需求。缺乏家畜蛋白自然促使这些员工及其家属“靠山吃山”。所有针对类人猿的捕猎均属违法，因此被归为偷猎，然而类人猿还是沦为针对其他物种狩猎方法的受害者。
- **栖息地退化与土地变更用途：**虽然人类一直都对类人猿栖息地有影响，但直到近期，才在许多热带森林地区见到机械化伐木增多，以及采矿与油气开采扩张。
- **可能引入传染病原：**栖息地碎片化与工业扩张可能迫使类人猿种群之间交集更多，造成人为的类人猿密度增高的“口袋”，会引发疾病爆

发。已知有类人猿与类人猿间疾病交叉传染的情况（如流感、天花）。因此，人类与类人猿之间距离拉近可能通过病原的传播，对双方的健康产生重大影响。

第二部分，通过关注管理实践和企业政策，遵从国家政策和法规、认证，以及采用“自愿指导方针”等效应，考察了防止或减少间接影响的途径。将政策转化为实践仍是重大挑战，主要因为缺乏现场实施的技术能力和人员能力。我们调查了一些采掘公司和其他利益相关方，看他们是如何应对减少和/或减轻对野生动物种群影响的挑战。我们确定了一些他们可以也应当采取的行动，使之确保其特许区内没有违法捕猎，并且如何最好地与其他利益相关方共同行动。

尤其重要的是，间接影响如何对特许区界线以外的区域和野生动物种群起作用，以及在某一特定区域内，来自多种产业和开发项目可能产生的累积影响。

在第三部分，介绍了在抑制采掘业间接影响中所涉及的挑战。由于采掘业引发的有些影响超出特许区边界，并且可能并非直接与其活动相关，因此确定其应当承担的义务会很复杂。要确保传统社区继续受益于其自然资源的权利，不因应对这些产业间接影响所采取的政策或实践而受到影响，这也是一个挑战。

围绕间接影响的问题复杂而广泛，意味着应对这些问题的成本也会很高。目前，对于公司开展这方面的投资仍缺乏现实激励。治理不善、政府政策不一致、资源不足、能力缺乏、执法不力以及腐败，使利益相关方对采掘业间接影响问题的能力进一步恶化。

本章的关键发现包括：

- 观察到由于采掘业的实际存在，导致对野生动物的狩猎和偷猎显著增多。
- 与局部直接影响相比，尤其是涉及矿井和油气井方面，采掘业的间接影响很可能对类人猿保护具有更显著的作用。
- 与伐木的直接影响相比，与伐木作业间接关联的违法捕猎和不可持续的狩猎，意味着对物种保护更重大的威胁（Milner-Gulland and Bennett, 2003; Meijaard and Sheil, 2008）。
- 矿业公司可以减少来自工地运输道路、勘探钻进以及矿井开始作业后大量员工的聚集等方面的影响，每个公司能够减少这些影响的程度，将决定其对类人猿栖息地及不可持续狩猎、违法捕猎和套索捕猎的整体影响程度。
- 已经有一些针对行业实践的指导方针，但关键问题仍未解决，如行业和/或政府应当在多大程度上对管控超出特许区边界的影响负责。

- 缺乏关于责任的明晰度，并且国家和地方的治理结构对间接影响的响应能力很差。
- 如果采掘业的间接影响不能得到解决，若非全部，也会有许多类人猿种群的存续将处于危险之中。

间接影响：对类人猿及其栖息地的主要威胁？

热带森林中的采掘业对生物多样性具有一系列影响。这些被归为与采掘作业相关的直接影响，或者说是由于采掘企业非故意后果而出现的间接影响。例如，手工和小规模采矿的环境影响可能包括森林砍伐，以及对采矿废料和人类废物未恰当管理而致水土污染。同样，采矿需要的工具、食物和药物，使对特定动植物物种的需求增加（Pact, 2010）。其他对手工和小规模采矿人口提供支持的人类活动，包括野味捕猎和偷猎、砍树用作木材、刀耕火种的农业，都对环境造成不利影响。另一层环境退化源自通行道路的建设，这使得更大范围的人在直接采矿活动结束后许久之后，还能进入并开采更偏远的地方。在所有间接影响中，狩猎和偷猎增加，栖息地退化、碎片化和丧失，以及来自传染病的威胁，被广泛认为是最紧迫的问题。

间接影响来自采掘作业活动，同时也来自采掘业本身的存在。关键是，与这些产业相关的新兴卫星社区的迁入人口，大量进入偏远区域（通过路

“If the indirect impacts of extractive industries are not addressed, the ongoing survival of many, if not all, ape populations is at risk.”

网、其他运输路线、管道地带和工业断面), 极大推动了野味捕猎和动物活体交易。由于类人猿种群彼此间、以及与带病人类和其他动物更加接近, 还存在物种内及物种间疾病传播的可能。此外, 电力供应的基础设施建设如水坝、输电线以及发展卫星社区, 加剧了栖息地丧失和碎片化, 还导致农业扩张、外来物种和牲畜引入, 而这又会减少可用食物供应或加剧食物竞争, 个人伐木增加等等 (Asner *et al.*, 2009; Laurance, Goosem, and Laurance, 2009)。

狩猎和偷猎增加

在世界很多地方, 为食用或活体动物交易捕猎并出售野生动物是不可持续的, 这被广泛认为是对热带森林野生动物的首要威胁。这种情况常常与许多热带地区人口激增对动物蛋白的需求增长有关, 并且与进入偏远林区的狩猎者增多有关。后者由于路网和其他深入森林的通路扩展而早已成为可能。基础设施建设, 例如建造与伐木和采矿等产业相关的新路, 会使森林向商业狩猎开放, 与这些产业相关的员工也经常通过捕猎补充其食物, 或者将猎物在特许区内外出售 (Wilkie *et al.*, 2001; Fa, Ryan, and Bell, 2005; Laporte *et al.*, 2007)。这些因素, 加之狩猎技术改进和高效、经济的通讯, 都愈益使许多人相信针对热带野生动物的狩猎强度将普遍不可持续 (Robinson and Bennett, 2000)。

总体而言, 由于使用现代火器和以强化材料 (线缆及更近期出现的尼龙绳) 制作套索捕捉动物, 全世界热带森林中的狩猎强度都在增加。枪支在有内乱或内战的地区更容易得到, 也可以通过购买得到, 且更结实的材料有广泛的可用来源, 例如电话线和稻米包装袋。结果导致目前对热带野生动物的狩猎强度是不可持续的, 极可能造成较脆弱物种的局部灭绝 (Robinson and Bennett, 2000)。这是因为用于野味的野生动物捕猎猖獗, 遍及许多热带地区 (Milner-Gulland and Bennett, 2003), 甚至在认证的伐木特许区里亦是如此 (Poulsen, Clark and Bolker, 2011)。后者完全罔顾认证要求, 在特许区内出现捕猎类人猿违反森林管理委员会 (FSC) 的标准。如果不加遏制, 当前获取野生动物的程度将导致“空林综合征” (“empty forest syndrome”) (Redford, 1992), 即大、中型动物消失殆尽, 只剩下树木兀立的空旷森林。

Clark等人 (Clark *et al.*, 2009) 开展了一项长期研究, 试图梳理伐木对刚果北部物种多度直接和间接影响的结果。他们发现, 在伐木后的森林里有大量野生动物种群, 尽管数量少于未伐木区。他们提到与Meijaard等人 (Meijaard *et al.*, 2005) 发现的相似模式, 即在伐木造成的初始干扰过后, 许多物种的多度会上升。这种初始反应可能与林冠层打开、刺激新生有关, 随着时间推移物种多度逐渐恢复到原始水平。其他影响物种多度的因

素还有是否接近保护区, 以及与道路和人类定居点间的距离。这或许反映了对热带森林野生动物保护特征的一个广泛共识, 即狩猎强度是物种存续的关键决定因素 (Fa *et al.*, 2005)。

油气和木材开采业的分部要建立经营营地, 通常服务于各野外中心站点。这些活动可能包括关键产品的勘探和开采设施, 安装开采和加工设备, 以及作为中心收集野外活动 (如勘探线) 数据。通常这种营地要占据很大区域, 雇佣大量人员, 为当地经济注入巨大资本。在原本不受干扰的森林地区居住的人口数量增加, 就会导致野味捕猎数量激增。这不仅是为

了满足当地需求, 也包括企业员工的需求, 他们现在的工资可以买得起野味。Harcourt和Stewart (Harcourt and Stewart, 1980) 在加蓬的一项研究报告显示, 有大猩猩被食用, 在Belinga一个小型铁矿的员工一年内消耗了来自森林的24吨肉食。如第六章提到的 (见“案例研究”部分), 在Bili-Uéré狩猎区 (Bili-Uéré Domaine de Chasse) (狩猎保留区) 被大约3000名手工矿工侵入后, 刚果民主共和国Uélé河以南的野味交易急剧上升 (Hicks *et al.*, 2010)。矿工对灵长类动物肉的依赖更多, 并且承认会捕猎食用黑猩猩 (Darby, Gillespie, and Hicks, 2010; L.L.

照片: 2009年仅在刚果南部, 估计就有300只大猩猩因供应当地野味市场被害。图为喀麦隆Yaounde没收的大猩猩手。
© 最后的大型类人猿组织 (LAGA) 与治理和执法生态活动人士 (EAGLE) 网络



“The hunting of apes for food, due to human-wildlife conflict, or for the pet trade are exacerbated by the presence of extractive industries.”

Darby, 数据尚未发表)。与此相反, 临近无手工和小规模采矿的森林区域, 显示少有野味捕猎或皮货交易的迹象 (Hicks *et al.*, 2010)。不过, 亟需进一步研究, 使狩猎对类人猿种群 (及其他灵长类) 长期存续造成的威胁、或者将会产生的影响予以量化 (见Coad *et al.*, 2013)。已发表的文献非常清晰显示, 捕获率不需很高, 就会对类人猿种群造成严重威胁。如第三章所述, 类人猿成长缓慢且生育间隔长, 决定了它们的相对密度较其他物种低, 这表明即使少量个体的丧失, 也会迅速、显著降低种群生存前景。

在刚果盆地部分地区对野味商贸的监测研究显示, 有少量的类人猿肉出售 (Wilkie, 2001; Fa *et al.*, 2006)。不过这可能与大猩猩和黑猩猩的多度较低有关, 根据在野味商品链下游采集的数据, 对于特定物种尤其是受保护的野生动物的狩猎强度作出明确结论, 研究人员则持审慎态度。基于市场的调查可能有偏差, 因为其不可能准确描述捕获的物种和数量, 尤其是那些属于违法捕猎的物种如大型类人猿 (Auzel and Rowcliffe, 2005; Allebone-Webb *et al.*, 2011)。尽管大猩猩和黑猩猩多在喀麦隆、刚果共和国和加蓬被食用, 那里仍有重要的种群, 但类人猿肉的交易量有区域差异 (Caldecott and Miles, 2005; Tutin *et al.*, 2005)。不过, 据van Vliet, Nasi和Taber (van Vliet, Nasi, and Taber, 2011) 报道, 在整个刚果盆地, 类人猿在野味市场出售的动物中占比不超过0.5%。通常其他灵长类也很少超过20% (van Vliet

et al., 2011); Bowen-Jones和Pendry (Bowen-Jones and Pendry, 1999) 估计在非洲中西部, 灵长类占被捕猎动物的8-22%。在亚洲, 几乎没有相关数据可供与非洲中西部地区对比, 来计算所有野味中的类人猿占比。在加里曼丹 (Kalimantan) 关于捕猎的大规模分析中, Meijaard等人 (Meijaard *et al.*, 2011) 估计每年有1970至3100只猩猩被猎杀, 其中有记录显示的最大损失在中加里曼丹省。如此高的捕猎程度可能与苏门答腊和婆罗洲的猩猩空隙分布有关 (Rijksen and Meijaard, 1999), 而且即使在低狩猎强度猩猩也容易灭绝 (Marshall *et al.*, 2009b)。

捕猎猩猩、长臂猿和合趾猿的各种原因, 包括为食用、人类与野生动物的冲突或者宠物贸易, 都错综复杂地联系在一起 (Nijman, 2005; Meijaard *et al.*, 2011)。然而所有这些因素又因采掘业的存在而加剧。不过, 大多数研究集中于该地区的类人猿活体交易, 这种情况一直很明显, 因此更易量化。在2000年至2006年间, 野生动物仅对美国的出口估计在50万次, 运输活体动物超过14.8亿只 (Duckworth *et al.*, 2012)。其中绝大多数 (92%) 为商业目的, 主要是宠物贸易, 超过69%的活体动物来自东南亚 (Duckworth *et al.*, 2012)。

在刚果盆地范围国家的偏远地区, 以森林为生的人和原住民依赖野生肉食为蛋白质来源 (Hart, 2000; Wilkie, 2001; Fa, Currie, and Meeuwig, 2003)。有超过100个物种主要为哺乳动物作为野味食用 (Fa and Peres, 2001)。然而,

对加蓬西南部狩猎动力的研究表明, 对于类人猿的危险, 商业狩猎超过生存狩猎 (Kuehl *et al.*, 2009)。商业狩猎活动通常不在乡村狩猎区内, 因为那里存在的物种体型较小、比较顽强、不易捕获。因此, 商业狩猎者更偏好有充足大型哺乳动物相对原始的森林, ——那里通常也是伐木特许区。商业狩猎者在特许区猎杀的大多数野味会输出到都市, 在那里可以卖到比特许区营地更高的价格。

类人猿活动区域内的捕猎会受到文化传统的影响 (Kuehl *et al.*, 2009)。尽管野味捕猎在撒哈拉以南非洲地区很普遍, 但也有一些社区对大型动物的捕猎已经绝迹, 如在刚果民主共和国的Itombwe保留区内及周边的手工采矿社区 (Weinberg *et al.*, 2013)。还有一些文化禁忌限制捕杀猴子和类人猿的实例, 如在喀麦隆Baka狩猎采集者 (hunter-gatherers) 的Kema部落 (Nelson and Venant, 2008)。可是商业狩猎和采掘业扮演的角色, 使当下的野味交易取代了不多的当地狩猎禁令所具有的积极效果。

根据已经开采区的狩猎历史, 售卖野味的物种因以下情形而不同 (Muchaal and Ngandjui, 1999): 其他就业机会 (Gill *et al.*, 2012), 当地狩猎管控程度 (Eves and Ruggiero, 2000), 进入市场的可能性 (Dupain *et al.*, 2012), 以及使用的狩猎技术 (Alvard, 2000; Hart, 2000)。在可选择的情况下, 狩猎者会捕获体型较大的哺乳动物, 如有蹄类和灵长类, 因为在这些物种上付出的回报更高 (Juste *et al.*, 1995; Fa

and Brown, 2009; van Vliet *et al.*, 2012)。但是, 对在地面生活的各种物种广泛使用套索捕猎, 遍及非洲和亚洲的热带森林。例如在中非共和国西南部, Noss (Noss, 2000) 发现共有18个物种的哺乳动物以套索捕获, 有些则是用捕猎网。套索对捕猎森林羚羊和其他小型猎物很有效, 但大猩猩和黑猩猩也会不慎沦为这种不加区分的捕猎工具的受害者 (Waller and Reynolds, 2001; Quiatt, Reynolds, and Stokes, 2002)。有些类人猿就死于捕猎套索造成的伤害; 有些情况下它们可能存活, 但却缺肢断臂 (Robbins *et al.*, 2011b)。

套索捕猎分布广泛, 且会促使野生动物衰减。用枪猎杀大型脊椎动物物种也同样令人担忧。在狩猎者可以到达的地区, 两种方法都被广泛使用。此外, 由于采掘业建造的密集路网和其他基础设施, 之前未开发的区域也可能向狩猎者开放。这使狩猎者更容易进入曾经与世隔绝的地方, 导致狩猎和偷猎增多 (Auzel and Wilkie, 2000; Wilkie *et al.*, 2001; Poulsen *et al.*, 2009)。伐木道路和辅助通道, 包括沿管线清出的小路, 使狩猎者可以快捷有效地设置、检查套索和射杀动物。在刚果共和国的一个伐木特许区, 有一条3000公里的树木调查样带 (仅用一年时间建立), 使得狩猎者穿行时间从原本4天缩短到1天 (Wilkie *et al.*, 2001)。特许区内的道路, 以及狩猎者可以使用车辆, 大幅度减少了运输后勤工作——之前步行进入森林限制了狩猎区域, 也限制了人背肩扛野味到路上的数量。而可以开车进入森林

“Previously unexploited regions can be opened up to hunters by the extensive road networks and other infrastructure developed by extractive industries.”

最深处，则降低了狩猎成本，也降低了将野味运输到市场的难度（Fimbel, Grajal, and Robinson, 2001）。在玻利维亚（Townsend, 2000）和南非（Kotze, 2002），甚至在国家保留区的道路，也发现被狩猎和偷猎者利用。

鲜有研究提供与伐木相关的狩猎活动的的时间和空间动力的详情。有一项研究指出，一旦伐木特许区内的捕获率开始下降，经济回报减少，狩猎者就会放弃这些狩猎区域，转向相邻捕猎较少、更可能得到大量猎物的地方（Wilkie *et al.*, 2001）。在之前未捕猎的这些地方，一些物种可能更易捕获，因为它们接触狩猎者的机会有限（Allebone-Webb *et al.*, 2011）。“天真的”类人猿格外容易捕获，因为它们容易被发现（Morgan and Sanz, 2003; Werdenich *et al.*, 2003）。专门针对类人猿的猎人会使当地种群迅速萎缩，而在人类定居点1至5公里范围内的黑猩猩和大猩猩密度已经极低，这表明即使为当地人食用而捕猎，也会使临近定居点森林中的大型类人猿灭绝（Tutin and Fernandez, 1984）。在加蓬的一项大型类人猿全国调查中，研究人员报道巨大的狩猎强度致使黑猩猩密度降低了57%，大猩猩密度缩减达72%（Tutin and Fernandez, 1984）。之后的调查显示，捕猎可能已经导致该国森林某些地方的类人猿灭绝（Lahm, 2001）。

之前人迹罕至的林区开放，导致人口迁移和殖民，造成定居人口急剧增长（Poulsen *et al.*, 2009）。采掘业通常

促进收入增加和社会经济条件改善，狩猎动力变化扩大了当地市场（Eves and Ruggiero, 2000）。例如在刚果共和国北部，伴随工业伐木作业的到来，野味需求增长了64%，很可能对类人猿种群带来不利后果（Poulsen *et al.*, 2009）。在第五章关于非洲中部XYZ铁矿的案例研究中，由于伐木活动增多，在矿点和运输通道的狩猎急剧增加。事实上，在象牙海岸（即科特迪瓦共和国——译者注）不加控制的狩猎和栖息地转化用途，导致黑猩猩种群在20多年间下降超过90%（Campbell *et al.*, 2008）。加蓬的类人猿种群在1983至2000年间下降超过50%（Walsh *et al.*, 2003, p.611）。这种类人猿数量显著下降的首要原因被认定为商业狩猎，快速扩张的机械伐木在一定程度上推动了这一过程。

尽管采掘业撤离采掘点直接影响会终止，但间接影响会持续。运输道路继续提供进入森林的通路。在采掘业撤离后，由于当地经济投资减少、失业增多、对服务业需求下降带来的经济显著下滑，也可能导致额外的间接影响。不过，对环境而言最佳情况下，采掘业撤离可能促进许多人口重新安置，从而可能降低人类对类人猿和其他物种捕猎的压力，使其种群得以恢复。相反，如果居民留在当地，由于这些人会转向索取可用自然资源，以弥补因采掘项目关闭的收入损失，狩猎压力和栖息地变更用途可能愈发严重。这在对中非共和国Bayanga的案例研究中有清晰描述。

狩猎强度增加对野生动物种群有即刻性毁灭影响，尤其是狩猎导致作为种子散播器的动物丧失，可能对热带森林生态具有长期作用。在尼日利亚东南部的一项近期研究，对3个保护良好的无狩猎地区与另外3个未保护的地区，比较了其哺乳动物群落和森林结构。保护区比狩猎区的灵长类动物群组多三倍以上（包括罗斯河大猩猩（*Gorilla gorilla diehli*）），果树的幼苗多两倍。根据上述调查结果研究者认为，食用果实及散播种子（通过吐籽和排便途径）的灵长类较少的地方，果树更新受到限制，森林组成将会改变。枯萎的果树会被通过其他方式传播种子的不结果树木取代，继而森林中的食物供应减少。灵长类动物（以及人类）可能找不到足够的食物，即便以后狩猎得到管控，森林也已不适合类人猿生存（Effiom *et al.*, 2013）。

栖息地退化与碎片化

采掘业的直接和间接影响都会导致类人猿栖息地改变（退化与碎片化）。此外，许多间接影响还产生协同效应和累积效应。如第四章所述，伐木活动造成栖息地退化和碎片化的程度，取决于采伐方法、木材运输方式以及相关管理实践。最极端的情况是皆伐，作为一种林业实践，是将一个区域的绝大多数或所有树木全部砍伐。而择伐则是选择性砍伐特定树种的一种林业实践，尽管在此过程中其他树种也可能受到影响。采矿作业也会导致在

案例研究

Dzanga-Sangha 景观环境中的Bayanga村寨与伐木

在中非共和国西南部的Dzanga-Sangha 景观环境，由具有高生物多样性的生产林环绕的国家公园组成。1972年，斯洛文尼亚木材公司（Slovenia Bois）取得了伐木特许权（Blom, 1998），在当时还是小渔村的Bayanga建立了一个锯木厂。至2005年，Dzanga-Sangha 景观环境内已有约6850人居住，其中57%居住在Bayanga村，是12个村子里最大的一个。那里的原始居民是BaAka俾格米人（狩猎采集者）和Sangha Sangha Bantu人（渔民），他们仅占现有居民的三分之一，其余为Bantu移民。

在1972至2004年间，该伐木特许区四度易主，由于地处偏远、生产运输成本高昂，每个公司的作业时间都很短暂。企业员工经常事先未得到通知就被解雇，还拿不到工资。而且特许区还有1至4年的空置期。但许多员工仍滞留在特许区，希望能拿回补发工资并且再就业。当新公司入驻，他们当中仅有部分人被重新雇用，其余则被新移民所填充。在2004年锯木厂最终关闭时，当地从事农业活动的家庭占比已经从39%升至76%。还有许多人转向狩猎活动，并且随着伐木活动的出现已经增加。（Sandker *et al.*, 2011）。

钻井点、露天矿点和基础设施建设地点林区的树木皆伐。然而，尽管石油和采矿业会造成不同程度的影响，但与商业伐木相比，其影响的地表面积通常较小。石油和采矿作业可能影响的类人猿种群为局部水平，而商业伐木（或种植园开发）通常影响更大的区域。在印度尼西亚的研究有证据显示，石油生产活动的森林砍伐率较低、影响较小（Wunder, 2003）。但所有采掘业都具有相似的、毁灭性的间接影响，这些影响来自运输网络尤其是道路的发展，以及人口的涌入。

如上所述，在采矿的勘探点和钻台，通常影响的地表面积较小，每个地点森林砍伐或破坏面积通常仅为几公顷或者更少的植被。但由于常常在

一片景观环境中大量分布这种地点（可能有数百个），并且有密集的次级三级道路网络与服务各点位的进出通路相连，从开始这些基础设施就将可用的栖息地碎片化；而像大猩猩这样的物种不愿离开其家域，就可能被隔离开来。类人猿活动范围内采食和筑巢点的显著变化，也会对它们造成严重干扰。

在采矿项目的所有阶段都会产生间接影响。在第一阶段，采矿勘探作业，要建设道路至之前可能无法进入的区域。即使项目不进到第四、第五阶段，即施工、作业和关闭阶段，道

照片：印度尼西亚森林中一处偏远的采矿营地。
© Serge Wich



路依旧存在，使狩猎者、伐木工得以进入，还有农业入侵。如果项目着手施工和作业，采矿面积可能相对较小，但矿山租约范围通常大得多，而间接影响会在广阔的景观环境内发生。在偏远地区的矿点会导致人口大幅增加。矿工常常举家而至，其他人口涌入有些为矿工家庭提供服务，有些希望找到工作。在原先仅有很少人口地方的矿点，会吸引来成千上万户家庭。这进而导致对食物的需求显著增长，从而开发更大面积的农业区。后者会导致森林砍伐，以及狩猎程度上升。这种情况在马达加斯加的Rio Tinto采矿作业中被观察到，自20世纪90年代起，该地区的道路建设促进、加速了剩余森林向农田的转化（Virah-Sawmy and Ebeling, 2010）。

在印度尼西亚，石油和天然气产业促成了道路、桥梁和其他基础设施建设，在其开发地区支撑了经济发展，同时也助长了森林砍伐（Wunder, 2003）。此外，在1973年至1981年的石油繁荣期，印度尼西亚将油气生产带来的可观收入用于物质性和社会性基础设施、农业投资和补贴、战略性投资、名牌项目、公共就业、行政管理以及军队（Wunder, 2003）。这些都间接促进了农业扩张，并为林业进一步发展提供了资金支持。

尽管手工和小规模采矿比商业大规模采矿（LSM）的规模小得多，不需要道路建设，但它也会刺激人们涌入某个地区。对手工和小规模采矿生态影响的分析，必须与其特定的地理和时间背景结合加以检视（DeJong,

2012a）。一个采矿者可能以他自己的能力移除大量植被，然而这与许多采矿者造成的累积影响相比则无关紧要（World Bank, 2008）。在中非共和国两个采矿省的一个开发项目记载，至少有3.67平方公里（367公顷）的采空区（DeJong, 2012a），矿工则住到了Dzanga-Sangha保护区附近；在2000年刚果民主共和国钶钽铁矿最繁荣时期，有10000—15000名手工采矿者居住在Kahuzi-Biéga国家公园（KBNP）内，到2006年降至9000—12000名（Redmond, 2001）。关于手工和小规模采矿的更多细节，见第六章。

大量由社会、经济、政治及政策驱动的动机可能分别或共同起作用，导致大面积的森林清除和切分，正在影响类人猿种群。但实际上森林转变为农业用途或种植园而非伐木，才是赤道非洲毁林的根本原因（Achard *et al.*, 2002; FAO, 2005; Gibbs *et al.*, 2010）。此外，伐木与由于其他原因的土地利用而毁林，之间有紧密关联。来自东非和西非的大量实例表明，在木材采伐之后，由于其他原因的土地利用加剧，剩余的栖息地继续退化（Kormos *et al.*, 2003; FAO, 2010b; Norris *et al.*, 2010）。所以，即使减轻影响的伐木可以使该产业对类人猿栖息地的直接影响减少，但如果对间接影响不加抑制，则对生物多样性仍有重大影响。

在伐木特许区初始建立后，类人猿栖息地碎片化即开始出现。与采矿一样，伐木活动经常伴随有森林转化为农业用地、开放为牧场、土地清空为农场。在某些地区，类人猿会在碎片

森林中出现，也有可能存活。然而，除非与其他适宜的栖息地相连，大多数碎片栖息地面积过小，难以满足黑猩猩或大猩猩长期的生态需求。如在第三章重点提到的Harcourt和Doherty（Harcourt and Doherty, 2005）报告称，非洲有类人猿出没的碎片森林65%不足1平方公里。碎片森林的栖息地质量各不相同，可能从相对未受干扰到不同程度被人为改造，例如在西非和东非典型的森林与农田呈马赛克状交错的情形。这类景观环境时常被大型类人猿使用（Kormos *et al.*, 2003; Hockings and Humle, 2009; Brncic, Amarasekaran, and McKenna, 2010; Plumptre *et al.*, 2010）。但由于农业扩张、要种植适宜人类的作物，类人猿会根据与相邻森林的距离及具体栽培品种，将某些作物纳入其食物结构，如果农田与类人猿栖息地接近，它们会洗劫作物（Hockings and Humle, 2009; Hockings and McLennan, 2012）。这将导致人类与类人猿之间的严重冲突，使栖息地退化和丧失的影响扩大。

在苏门答腊和婆罗洲，自20世纪60年代起的大规模毁林和农业扩张、尤其是伐木林被油棕种植园取代，威胁了猩猩的存续。由于猩猩（人们认为）抢劫作物猖獗而被猎杀（Meijaard *et al.*, 2011; Wich *et al.*, 2012a）。因此，随着距森林边界距离增加猩猩的密度提高并不奇怪（Wich *et al.*, 2012a）。以下来自问卷调查的判断与此事实相关，即狩猎强度随着与定居点的距离增加而下降；进入森林的人有76%每

次在森林里不超过一天，这限制了其穿行距离。由于森林碎片化增加，距森林边界的距离不再成为问题，而所有区域都很容易到达，并将猩猩和其他野生动物置于危险中。对居住在碎片森林中的类人猿的行为和种群长期稳定度，我们目前知之甚少。栖息地碎片面积越小，类人猿种群越难以存活。在亚洲，在片块栖息地的猩猩被安置到临近的林区。这些行动有政府机构、行业以及猩猩福利组织参与，如Kaltim Prime煤炭公司联合自然资源保护研究所和婆罗洲猩猩生存基金会（Borneo Orangutan Survival Foundation, BOSF；原称Balikpapan Orangutan Survival Foundation）（如KPC, 2010），以及IndoMet 煤炭、必和必拓矿业公司（BHP Billiton）联合婆罗洲猩猩生存基金会（ICMM, 2010b）。然而，重新安置不能解决所有问题，因为类人猿离开采掘业作业区域仍面临其他威胁。不仅整个安置过程对类人猿群组成的应激，而且类人猿行为模式面临的其他威胁和变化例如疾病的引入、类人猿数量超出迁入区域的承载能力、领地争夺等，都将进一步扩大栖息地退化和丧失的影响，而非解决其影响（Dennis *et al.*, 2010a）。

感染性病原体的威胁

传染病、不可持续的狩猎、以及栖息地丧失与碎片化，现在一起协同威胁类人猿及其栖息地的长期存续。类人猿活动范围的国家正在迅速转化，成为人类定居点、工业特许区、农业用

地、碎片森林以及愈加孤立的保护区所构成的马赛克状交错构造。结果导致类人猿种群间及与人类之间，距离愈发接近，接触更加频繁。由于人畜共患疾病传播的可能性，这种距离的拉近对类人猿和人类的健康都可能具有重大负面影响（如Homsy, 1999; Hahn *et al.*, 2000; Rouquet *et al.*, 2005; Leendertz *et al.*, 2006; Goldberg *et al.*, 2007; Gillespie and Chapman, 2008; Köndgen *et al.*, 2008; Locatelli and Peeters, 2012）。人类与非人灵长类动物（尤其是大型类人猿）的亲缘关系，使病原体跨物种传播更容易。人类疾病爆发可能会影响类人猿种群，因为对于常见的人类病原体类人猿尚无抗体（Homsy, 1999）。因此，一系列人类病毒和细菌，包括流感病毒、腺病毒、鼻病毒、呼吸道合胞病毒、肺炎球菌、疱疹病毒、麻疹病毒、脊髓灰质炎病毒、痢疾杆菌以及胃肠道寄生虫，都可以引起类人猿严重感染（Morgan and Sanz, 2007）。同时，人畜共患疾病也可能对在森林中居住和工作的人们构成威胁，而且在二者之间传播的疾病面前，类人猿种群可能更加暴露和易感（表7.1）。

Nahua是秘鲁一个自然保留地的原住民，他们提供了无免疫人群对疾病易感性的实例（FPP, 2012）。在1984年5月，这个狩猎采集者族群首次经历与采掘业人员的接触，当时一小群Nahua人被试图获取其领地内珍贵木材的伐木者抓获。仅仅数月之内，由于呼吸系统感染爆发而他们没有免疫力，导致Nahua的人口减少了近50%。疾病本身加之要依赖伐木者提供人道援助，

表7.1

人与类人猿之间的寄生物传播：传播途径与传播方向

寄生物	传播途径	传播方向
脊髓灰质炎病毒	粪口	由人向非人灵长类传播
结核病（结核杆菌）	呼吸道飞沫	由人向非人灵长类传播
麦地那龙线虫病（麦地那龙线虫）	水源	由人向非人灵长类传播
胃肠道寄生虫	粪便	双向传播
疟疾（疟原虫）	媒介	双向传播
淋巴丝虫病（丝虫）	媒介	双向传播
黄热病（黄热病毒）	媒介	双向传播
麻风杆菌	鼻分泌物	灵长类之间传播
B疱疹病毒	动物咬伤	由非人灵长类向人传播
猴痘（猴痘病毒）	动物咬伤	由非人灵长类向人传播
埃博拉病毒	捕猎与宰杀	由非人灵长类向人传播
血吸虫病	水源	由非人灵长类向人传播
猿猴空泡病毒40（SV40）	疫苗	由非人灵长类向人传播

来源Chapman *et al.* (2005, p. 135, 资料使用已获John Wiley & Sons, Inc. 授权)

使他们无法阻止其领地被伐木者侵占。随着采掘业不断深入更偏远的栖息地，类人猿种群被迫更接近人类，双方的接触时间和亲密程度就会更进一步，导致将“新”病原体传染给Nahua人的历史重演。

有人类的栖息地还会使胃肠道寄生虫感染率增加（Gillespie, Chapman, and Greiner, 2005; Gillespie and Chapman, 2006, 2008）。人与野生动物之间的寄生虫双向感染，在类人猿进入伐木或采矿特许区的森林时可能会发生，那里曾经是它们家域的一部分，而不具有适当的卫生和污水处理条件。在当地人口食用的食物也是类人猿所偏好的地方，不仅会竞争资源，还会有被粪便寄生虫的交叉污染，尤其在盛果期，人和类人猿都会采集这些资源。

粪便中含有大型寄生虫和寄生性微生物，通常对环境降解比病毒更有抵抗力。此外，类人猿和人类不仅通过密切接触易感，而且有些寄生虫特别是胃肠道寄生虫在水中存活，可以通过溪水与河流，经水源性传播至类人猿栖息地与人类居住的村庄（Ryan and Walsh, 2011）。

埃博拉病毒可能是近期威胁非洲类人猿最著名的病原体，于1976年首次发现至今已有数百人死于该病毒。扎伊尔埃博拉病毒株（Zaire Ebola strain）还杀死了世界约30%的大猩猩种群及同等数量的黑猩猩（Ryan and Walsh, 2011）。例如加蓬东北部的Minkébé地区，在1994年和1996年的埃博拉病毒爆发中低地大猩猩和黑猩猩种群几乎消失（Chapman *et al.*, 2005）。Morvan等

人 (Morvan *et al.*, 1999, in Chapman *et al.*, 2005) 发现, 埃博拉病毒在森林外围和碎片区较深林中更常见。由于人类活动导致森林碎片化日益严重, 很可能有更多疾病爆发, 会显著影响人类和类人猿种群。

疾病导致野生动物种群的死亡率更高, 对种群的恢复时间也有相同影响。类人猿种群的恢复能力 (指种群应对包括丧失个体在内的干扰事件, 以及恢复到事件发生前水平的能力。——译者注) 尤其易受种群非自然丧失的影响, 因为这些物种成熟缓慢、繁殖率低。传染病加上不可持续的狩猎, 会导致类人猿更高水平的死亡率, 也对这些物种的生存能力产生严重后果 (Walsh *et al.*, 2003; Walsh, 2006)。

防止或减少间接影响的方法 管理实践与企业政策

所有大型类人猿种群都处于危险中, 来自伐木、矿物和油气开采对剩余种群的威胁成为更加危险的混合体, 将危及全世界类人猿的长期存续。为了减轻这些威胁, 许多企业在与政府、非政府组织 (NGOs)、规划人员、野外考察人员一道, 探索可行的管理实践, 试图首先避免不利后果或使其最小化, 随后对残留影响进行补偿。对大型类人猿和其他受威胁物种减轻影响过程的最终目标, 是产生净正收益, 要通过将更多开采区纳入自然保护区强化管理之下并使之有利于保护区网络及其管理。

在前几章, 我们讨论了各种管理实践如何能够成为管控生物多样性风险的最佳实践, 如环境与社会影响评估 (ESIAs)、战略性环境评估 (SEAs)、空间规划以及减轻措施等级制度。总的原则是从采掘作业开始, 就避免不利影响和将其最小化。并且应当考虑通过运用生物多样性抵消 (见第八章的几内亚案例研究) 与直接支付, 将补偿作为修复任何残留影响的手段。有些公司采取更积极的做法, 已经承诺在最佳实践中发挥引领作用, 通过有形的企业社会责任实际行动, 增强其地方声誉、国内声誉和国际声誉。

承诺采取最佳管理实践和政策制定的有一些行业实例, 包括刚果木材工业公司 (Congolaise Industrielle des Bois, CIB) 与野生动物保护协会 (WCS) 和刚果共和国林业经济部 (Ministry of Forest Economy, MFE) 共同合作进行的项目《Nouabalé-Ndoki国家公园周边生态系统管理 (PROGEPP)》(Poulsen and Clark, 2012); 还有喀麦隆的伐木公司 Pallisco-CIFM 与伦敦动物学会 (ZSL) 合作的《野生动物与树木项目 (WWP)》, 该项目要制定野生动物政策及相关的适应性野生动物管理计划, 不再按照原有方式经营, 坚持有利环境的长期安排, 支持负责任的可持续发展, 促进社会福利及保护森林生态系统 (见扩展资料7.1)。尽管有批评者认为该政策本身并不能提高森林的保护成果 (伐木仍在继续), 但它确实代表了一种切实承诺, 呈现出一份公开声明, 表明公司对于超出法律或认证要求将承担责任的意愿。毫无疑问, 这提供了一种可复制的模式,

扩展资料7.1

Pallisco-CIFM: 野生动物有责管理政策摘录*

喀麦隆 Pallisco 公司与 CIFM 联合会作出公开承诺, 对其作业区域森林的野生动物开展有责管理 (Responsible Management)。他们认识到工业伐木作业对生产林中的野生动物会产生影响; 注意到由于其森林特许区广阔的地表面积, 所以在保护森林生态系统中扮演着重要角色; 并且为了子孙后代的福祉, 要坚持对森林资源可持续管理的原则。为此, Pallisco 公司与 CIFM 愿意:

- 在管理计划中实施系列保护野生动物的行动, 并提供人力、后勤和财力资源。
- 采用基于对动物种群及其面临风险的综合知识的适应性管理系统。通过定期监测伐木对野生动物的影响并持续收集关于对野生动物威胁的信息, 获得这些知识。
- 减少由于公司的存在与活动对生物多样性的直接影响。尤其包括执行规章, 禁止 Pallisco 公司与 CIFM 的员工参与受保护物种的野味交易和偷猎。保障其员工从小卖部和食堂得到足量优质蛋白质的替代来源。在森林作业中采用“减少影响的伐木”技术, 对野生动物及其栖息地质量的潜在影响予以特别关注, 使负面影响最小化。
- 将伐木对野生动物的直接影响降至最低。在木材特许区对偷猎受保护动物实行零容忍。为此, Pallisco 公司与 CIFM 将对任何违法活动向喀麦隆法官作系统揭露, 并通过法律的有效实施保护野生动物。无论如何, 充分尊重特许区内当地社区的权利。进入特许区的机动车仅限于 Pallisco 公司、CIFM 及其合作方的车辆。
- 为地方、国家和国际野生动物保护的贡献贡献力量, 并以利益相关方的身份参与为此目的的各种倡议。因此, 生物多样性保护的专家建议在 Pallisco 公司与 CIFM 批准后予以采纳, 总之, 要满足毗邻特许区的保护区管理要求。

Pallisco公司适应性野生动物管理计划*

Pallisco 公司应用的管理计划基于伦敦动物学会 (ZSL) 依据《野生动物与树木项目 (WWP)》开发的模型, 包括具体的目的、目标和指标, 如:

总的目的: 确保 Pallisco 公司的林业经营保护生物多样性及其相关价值, 并遵守森林管理委员会的原则 (关于森林管理委员会原则的更多信息见第四章)。

基于对 Pallisco 公司林业经营及基线数据分析的背景, 设定实现总体目的的可行性目标。如下列实例即该计划如何将监测与管理同这些可行性目标相联系。

可行性目标4: 在特许区内, 有证据表明对大象、大型类人猿及其他A级保护物种的商业狩猎和偷猎显著降低。

计划中 (适当之处包括方法) 详细列举了有助于实现这一目标的管理活动, 包括: 预防性行动 (管控进入特许区, 封闭次级道路, 教育等等); 平权行动 (为员工提供优质价廉的替代蛋白来源, 为当地社区成员提供就业机会等等); 以及强制活动 (巡查, 会同林业与野生动物部 (Ministry of Forestry and Wildlife, MINFOF) 联合行动, 支持起诉等等)。

建立一套补充指标衡量目标实现的进程, 并评估管理行动的效能。使用诸如核查设立及维护路障这样的实施指标, 以确认是否按计划采取行动; 而绩效指标则将管理业绩与成效挂钩 (表7.2)。

在特许区内生存有10个A级受保护物种, 通过生物指标追踪其种群趋势, 上述管理绩效指标与这些生物指标相匹配。所有这些措施, 对于达成可行性目标中与管理绩效相关联的目标物种状态和违法活动程度, 提供了量化方法。

* Pallisco and CIFM, 2013。感谢Pallisco公司与CIFM提供资料。

表7.2

管理绩效指标

指标	未达标	部分达标	达标	核实方法
每年将至少4例A级物种偷猎事件上报给有关部门, 并得到起诉	未上报	上报1至3例	上报至少4例	数据库记录、报告、法律记录
巡查发现的有商业迹象的狩猎 (对应于巡查任务), 每年同比下降6%	未下降或有上升	下降1-5%	下降至少6%	数据库记录、报告

即公司在负责任地开采自然资源的同时，如何表明其对野生动物保护和可持续发展的承诺。

尽管狩猎被认为已经是最受关注的间接影响，但关键是要理解影响类人猿种群的不同方面。如前所述，由于在类人猿栖息地人类更多出现且对其干扰增多，类人猿可能还容易被很多人病原感染。与此同时，人类也对类人猿和其他动物携带的病原体易感。因此，采掘业作业政策和实践中的关键之处，是确保员工知晓并采取安全卫生措施。这些措施常常简单易行，包括清洗、废物排放、避免与

动物尸体接触。下面是非政府组织合作伙伴为当场采取改善管理方式提供帮助的又一实例。《野生动物与树木项目》与其合作伙伴一起制定了“最佳森林实践”规约，其中包括的有关信息涉及野生动物与人类间疾病传播的潜在风险，以及长期在森林营地的人的良好清洁卫生条件。规约中“森林营地避免人畜共患疾病传播10条准则”，被制作成活页发给伐木员工和当地社区，作为宣传推广活动的一部分（图7.1）。详情另见Morgan等人的文章（Morgan *et al.*, 2013）。虽然这些方法在有些群体中的作用有限，如Baka、

Biaka、Babongo、Efe和Mbuti狩猎采集者族群，他们在森林里活动一次数月，没有肥皂、坑厕及其他基本卫生条件；但对能有一些基本卫生条件的群体，这些方法将具有避免疾病传播的积极作用。

采掘业坚持最佳实践的结果，可能激励产生一些榜样：经济发展如何前行才能不完全牺牲生物多样性和生态系统服务这一“自然资本”，它毕竟是所有国家的根本。在加里曼丹黄金公司的Kalimatan Surya Kencana (KSK) 特许区（勘探和评估阶段），没有外部道路通往矿区。所有材料、商品和人员都通过直升飞机运达特许区。这使道路带来的外部入侵风险最小化。由于在特许区内工人和材料的运输也依靠直升飞机，因此不需要建造地面交通所需的道路，也没有砍伐森林（B. Paul, 个人通讯，2013）。

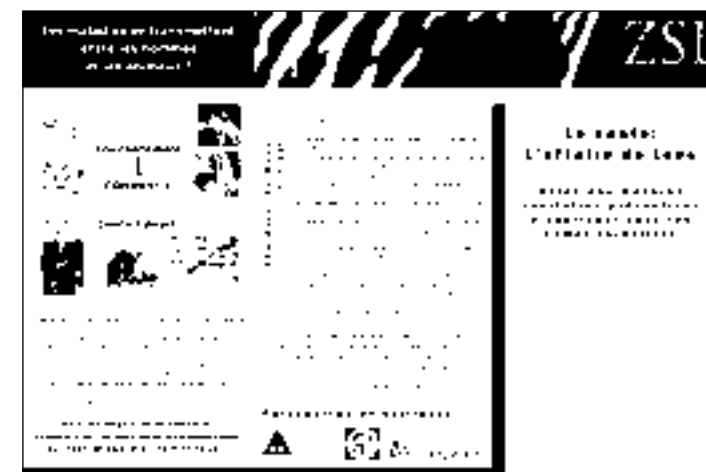
虽然实践中好的实例不断增多，但采掘业的生物多样性减轻和补偿措施仍不成熟。此外，现有结果尚不足以证实所采取的减轻影响实践，是否对保持类人猿种群的生存能力最适宜。更加广泛地采用并试验减轻影响措施，对保证类人猿的长期保护非常必要。减轻间接影响必须不仅考虑特许区，还要考虑抵消区或补偿区。任何这类方案若要切实有效，还需要考虑更广阔的景观环境、相邻的行业和开发项目、社区权利与需求，并吸收所有利益相关方加入。

遵守国家政策和法规

采掘业有义务在其特许区内减少包括捕猎在内的非法活动，而且还应当为减少非法和不可持续的狩猎作出更广泛的努力。为此要在采掘点开展活动，也要与其他利益相关群体积极互动，如当地社区、非政府组织、国家机构以及其他采掘行业。关键是要确保企业员工负责阻止商业狩猎并非简

图7.1

《野生动物与树木项目》宣传活页：介绍“在森林营地中避免人畜共患疾病传播的10条准则”*



* 仅有法语版

照片：由于在类人猿栖息地人类更多出现且对其干扰增多，类人猿可能还容易被很多人病原感染。图为一家采掘企业周边的人类定居点卫星状分布。
© Pauwel de Wachter/世界自然基金会



单烧毁狩猎营地，以及仅仅阻止和抓获为生计捕猎的猎人，而要发现和阻止与商业狩猎相关的猎人。并非简单针对为生计捕猎的穷人而放过那些专门捕猎受保护物种的商业猎人，需要有确保这个过程的机制。

在特许区对非法活动控制需要做到：

1. 预防事件发生；
2. 确认实际发生的非法活动；
3. 执行制裁。

某些公司采取的行动包括：

- 通过制定政策并强制执行，禁止员工捕猎及交易野味，确保公司员工不牵涉到野味交易中。必要时，认证标准还要求公司有义务确保车辆不携带枪支。为增强政策力度，公司为其员工提供价格合理的肉和鱼替代野味。
- 管制特许区的入口，防止偷猎者进入。一项关键措施是在伐木活跃期和通路上设立关卡和人员，并对车辆是否携带野味和枪支进行检查。重要的是，确保看守入口人员配备的枪支得到管控，不能用于狩猎。在进行这些管控活动时，还需要承认当地居民的需求、权利和知识，并探索如何在此基础上开展。此外，不再使用的道路要对车辆永久禁行。
- 在其特许区内开展非法活动监控计划，如扩展资料7.1中详述的Pallisco公司实例。其中一个重要方面是，

根据作为自适应方法组成部分的风险评估制定巡查计划：对调查发现、情报作出响应，或简单确保巡查活动不可预料。（关于《野生动物与树木项目（WWP）》的更多信息见第四章。）

合作性行动包括：

- 采掘业一般不被授权抓捕或起诉，所以必须与国家机构合作，以确保法律在其特许区内由公司雇用人员执行。例如，企业管控采矿特许区的通路有时很困难，因为企业仅具有开采地下资源的权利，对地表并不实际拥有或持有土地专有使用权。这意味着在法律层面，企业不能制止狩猎者和偷猎者进入特许区。只有政府和私有土地所有者有此权力。这一问题可以通过在特许区协议中授予企业特定权利得到部分解决，及允许企业在与执法机构紧密合作的前提下“管辖”其特许区，维护治安。
- 在刚果盆地，林业部门常常缺乏有效应对的能力和资源，同时司法程序可能受到影响而效率低下，这些使得国家法律无法有效执行。采掘业可以与其他利益相关方一起来协助执法过程。通过协调当地社区、政府官员和非政府组织，使有效的执法模式得到实施。组织严密的企业监控系统配合共同管理的巡查，能够对执法提供广泛支持，并提高对非法活动的发现率。当了解到一

些非政府组织提供的法律手续可以确保案件得到恰当处理，相当于为政府官员提供了后勤支持，使之能够对各种事件作出有效反应。采掘业还可以运用其影响力，敦促将法律程序进行下去。

- 在控制非法活动中，相邻公司间的协调努力将使效率最大化，并提高如路障路卡、巡查等行动的功效，同时共享偷猎的信息。应当优先努力在这些方面开展合作，并且可以作为非政府组织协助工作的领域。

非政府组织可以扮演的外部角色，是促进这些系统的发展，将不同利益相关方和相关协议相关联，来确认非法活动并作出响应。作为《野生动物与树木项目（WWP）》模式的一部分，伦敦动物学会（ZSL）所扮演的角色就是这方面的实例。

认证

在伐木业，与市场挂钩的认证体系正在成为常态。然而其他采掘业还缺乏这种制度。全世界有至少7个认证机构，通过激励木材生产商遵守一系列指定标准，实施更加可持续的实践。认证的产品既可以获得市场溢价，或者在其他情况下也可以获得市场准入。森林管理委员会（FSC）是热带地区的主要国际认证体系，得到许多环

扩展资料7.2

森林管理委员会标准与狩猎

“森林管理委员会标准1.5：森林管理区应当受到保护，免于非法采伐、非法定居及其他未经授权的活动。”（FSC, 2002, p. 4）

责成森林管理人员采取措施管控违法活动，同时建立发现、记录系统并将其报告给国家相关部门。

“森林管理委员会标准6.2：应有保障措施，保护稀有、受威胁与濒危物种及其栖息地（如筑巢和觅食区）。应当建立自然保护带和保护区，与森林管理的规模和强度以及受影响资源的独特性相适应。并应当管控不适当的狩猎、捕鱼、套索和采集活动。”（FSC, 2002, p. 6）。

在特许区内禁止非法狩猎及使用企业车辆用于野味运输和交易。特许区经营者有义务制定并在现场明确执行狩猎政策，同时采取行动保护稀有或受威胁物种。公司还有义务为员工提供替代蛋白质来源的足够供应，其价格应不高于野生动物肉。

境类非政府组织支持。森林管理委员会的标准包括10条原则及相关标准和指标，经利益相关多方参与过程而制定，涉及森林管理必须达到的法律、经营、社会及环境的明确目标。其中包括与狩猎和森林入侵（见扩展资料7.2）相关的标准。（与认证和森林管理委员会相关的更多信息见第四章。）

采用自愿指导方针

许多自愿指导方针已经制定，帮助采掘业和包括政府在内的利益相关方实施最佳实践，其中包括关于应对间接影响的指导，比如：



照片：在亚洲多数研究关注类人猿活体交易，这种情况一直很明显，因此更易量化。
© Isla Davidson

国际采矿和金属理事会 (International Council on Mining and Metals) (ICMM, 2006)

采矿和生物多样性良好实践指南

该指导文件在世界自然保护联盟 (IUCN) 与国际采矿和金属理事会 (ICMM) 对话机制上制定，包括“生物多样性的非采矿相关威胁”部分，其中确定了4类威胁（见该指南第76页）：

- “将自然栖息地转化为农田、城市用地或其他人类主导的生态系统；
- 对重要物种进行商业化过度开发或过度开采；
- 引入入侵性物种，包括害虫和病原体；
- 气候变化、污染及该地区以外的其他环境改变。”

该指南还列举了限制对生物多样性影响的推荐做法（见该指南第27页），包括：

- “限制土地清理，运用技术和采矿实践使对栖息地的干扰最小化；
- 尽可能避免建设道路，使用直升机或现有小路——如果必须建设道路，利用已有的走廊并远离陡坡或水路；
- 道路和小路不再使用应予拆除并恢复植被；
- 使用当地植物恢复勘探期间被清理的土地。”

按照“减轻、恢复和增强措施”，该指南建议企业通过参与替代生计项目，来代替现行不可持续的经济活动如过度采伐生物多样性资源和非法狩

猎，以此作为解决对生物多样性潜在威胁的一条途径。

美国国际开发署 (USAID, 2010)

采矿特许区内猩猩保护的最佳管理实践

该文件提出许多企业承诺，其中一项是通过与专家、非政府组织及其他利益相关方群体协商，确保在特许区内对猩猩精心管理（见该指南第9页），协商内容是：

- “采取造林和其他栖息地管理方法与技术，最大程度减少采掘活动对猩猩使用区域的影响；
- 在自然保护保留地和栖息地走廊，保护猩猩的关键生态资源；
- 开展工作预防公司员工、承包人及其他人捕猎猩猩。”

国际热带木材组织 (ITTO) 和 世界自然保护联盟 (IUCN) (ITTO and IUCN, 2009)

热带木材生产林中生物多样性保护与 可持续利用指南

该指南建议，在热带生产林中许多对生物多样性的威胁，如非法采矿和农耕、狩猎、对其他森林物种的无序开发，都可以通过巡查或利用遥感监控发现，而且现场监管必不可少。其他影响如引入入侵物种和疾病难以发

现，其控制可能需要专业化的支持（见该指南第48页）。按照不同的指导方针其提出了有关的优先行动，并根据不同的利益相关方群体分类，包括：

- 木材公司应当：为林业员工提供可持续来源的肉类和鱼类。

银行、信贷机构和多边金融机构应当：

- 将生物多样性保护价值，纳入林业相关投资的财务分析。
- 建立特别信贷计划，通过简化规则鼓励在森林管理项目中保护生物多样性。

另外，还包括在伙伴关系中的权威机构、木材公司、自然保护非政府组织及其他有关利益相关方应当采取的行动。例如（见该指南第56页）：

- 针对森林中通常被捕猎或采集的受威胁物种，收集其国际、国内或地区范围内的信息与数据，以恰当的数据格式和当地语言及方言编辑。
- 确定国内和国际层面野味交易的驱动因素，并为消费者增加家畜肉类供应。
- 通过参与性过程建立狩猎区，雇佣当地人和私营公司帮助管控这些区域。

世界自然保护联盟

(Morgan et al., 2013)

大型类人猿与森林管理委员会：非洲中部伐木特许区内实施“类人猿友好”实践

该指南涵盖了森林管理委员会的认证体系，包括森林管理委员会6号原则：环境的价值与影响，确认并管控对环境价值的风险与威胁，关注加强雇员及其家庭成员卫生与安全的科学依据（森林管理委员会6号原则）；补贴反偷猎队；员工行为准则（森林管理委员会6号和7号原则）；在伐木特许区监测受威胁的物种（森林管理委员会8号原则）；对大型类人猿重要的资源进行适应性开发和保护（森林管理委员会9号原则）。在结论中提出了3个关键建议（见该指南第31页）：

- “减少类人猿与人类间疾病传播的风险：在特许区通过教育活动、实施员工卫生计划和野外规约来达到。
- 加强特许区内的执法应对偷猎问题：通过建立狩猎管控区实现。资助训练有素且受监督的生态护卫队，支持严格遵守对偷猎罪的司法判决。
- 实施高保护价值（HCV）方法，监测特许区类人猿种群：通过对类人猿重要的树种多度与分布研究，改进高保护价值方法。开展标准化调查并建立对特许区内大型类人猿的长期监测，最好能与自然保护生物学家或类人猿专家合作。”

国际金融公司

(IFC, 2009)

项目与人：项目引起的移民问题应对手册

国际金融公司的这本手册虽然并非专门针对采掘业，但该手册认为大型采掘业项目带来的移民是最严重的负面影响。

该手册提出：

- 如何应对项目引起移民的商业案例。
- 问题概述，包括项目引起移民的动力及潜在的环境与社会影响，具体关注了与以下方面有关的移民问题：手工和小规模采矿、重新安置、原住民、生物多样性高价值区域以及文化遗产等。
- 如何评估项目引起移民的可能性及相关风险的。
- 可能减少移民的管理方法，强化积极影响，预防和减轻负面影响。
- 制定人口涌入管理策略，以及如何将其整合到项目中。

另有许多其他指导方针（见第四章）、清单和最佳实践手册，包括一般性的和专业性的，例如世界自然保护联盟“世界遗产地与采掘业指南”（Turner, 2012），以及附录三收录的实例。

然而，对于项目关闭后的景观环境管理以及实际采掘点之外应当采取的恢复策略，目前少有细节信息或关注，仅有的信息是国际采矿和金属理

事会（ICMM）的“矿井关闭综合规划：工具箱”（*Planning for Integrated Mine Closure: Toolkit*, 2008）。不过一般性建议是，项目结束后应当立即封闭特许区内的道路，以提高运输成本、增加狩猎者与偷猎者的挑战。

重大挑战

减少采掘业对类人猿及其栖息地的间接影响，存在许多致其难以达成的因素。还有必需纳入考量的其他额外因素。它们包括：各种利益相关方的不同需求和目标；沟通障碍；有些指导方针缺乏包容性，而且所有对自愿指南和认证方案的应用都不够全面彻底；政府部门、贷款方和采掘行业缺

乏技术能力；经济条件差、缺乏意愿，以及间接影响涉及的复杂关联和间接影响延伸的地理跨度范围。其中最后一点，使实施和促进减少间接影响策略的责任边界模糊。主要挑战讨论如下。

关于责任问题

关于谁应负责的问题是首要挑战。特别是项目开发导致的直接影响，通常局限于项目所在地的明确边界内，并随项目周期的结束而减弱并消失。其中有些影响可以通过好的管理实践得以最小化或减轻。然而，间接影响甚至可能不与项目活动紧密关联。反而可能来自与项目关联极少或无关的人

照片：环境与社会影响评估和空间规划通常限于矿点和特许区的边界以内，若是石油开采可能涵盖管道运输走廊之狭窄地带。
© Jabruson, 2013. 版权所有
www.jabruson.photoshelter.com



“Effectively addressing the indirect impacts of extractive industries needs an integrated landscape-level collaborative management approach that involves and is facilitated by all stakeholders.”

的行动或决策，只是由于项目的出现而被诱发。例如，伐木特许区、矿山或石油资源开发项目，可能导致新居民大规模涌入原本人烟稀少的地区，而仅有一小部分新居民实际为采掘公司工作。大多数则通过已有或新增的服务业寻找就业机会，或者只是试图从企业带来的现金流增长中获益。新增定居点发展及相关农业扩张导致的毁林，以及由生计或商业狩猎企业造成的狩猎强度增加，如前所述，是不受采掘公司直接控制的间接影响，但无疑是因企业存在引发的后果。这些间接影响累积结果的严重程度，会远超项目开发的直接影响，波及的地理范围也更广。虽然可能难以厘清应对并减轻这些间接影响的责任归属，但与直接影响一样间接影响很可能会破坏项目开展（Energy and Biodiversity Initiative, 2003）。

尽管大多数采掘公司采用环境与社会影响评估和空间规划，如第五章的XYZ铁矿案例研究，但规划通常限于矿点和特许区的边界以内，若是石油开采可能涵盖延伸至海港的管道运输走廊之狭窄地带；减轻影响策略限于特许区，有些情况下包含特许区外的特定区域，如新建的保护区。对这些区域外的间接影响或对毗邻开发项目的累积影响，则没有评估。若将日益增长的间接影响源头和责任划分清楚，将是极为复杂的任务，且结果可能有限，因为分摊责任并不能营造解

决目前问题的建设性环境。有效应对采掘业的间接影响，需要一套综合景观环境水平的协作管理方法，使所有利益相关方参与并共同推进。《国际金融公司手册》对此作了强调（2009, pp. V-VI）：

对于某地区更广泛经济发展相关的居民迁入，虽然不能完全把责任归于某一项目，但该项目应当对其影响区域内由项目引起的移民问题承担主要责任。项目还应对其直接控制内的区域负责，并且寻求同所有利益相关方达成一致、协调与合作，来管理其控制外的其他区域，这些利益相关方包括政府、非政府组织、社区的组织和受项目影响的居民。

传统社区与行动规模

使用传统资源

传统以森林为居的社区依赖其周围的自然资源，来获取食物、药材、工具、手工艺材料等等。当某些区域被划为工业特许区或保护区后，当地社区通常被排除在世代赖以生存的森林以外。很明显，虽然不可持续的商业狩猎和非法捕猎问题必须解决，但认识到当地以森林为生的社区对野味的依赖、从而确保他们不会受到不利影响也很重要。由伦敦动物学会进行的社会经济调查，考察了两个大型伐木特许区周边社区的野味消费模式，仅经他们访谈的狩猎者估计每年就捕获2万只动物。大多数猎物是小型哺乳动物和非洲麂羚，报告中没有受保护

物种被捕猎的情况（这也可能反映出人们知道是非法活动而不愿报告）。这种程度的捕获量，意味着当地社区主要资源的很大部分被出售，也说明猎人家庭获得了大笔收入。如果不考虑狩猎者的民族背景，狩猎的动机来自经济和营养两方面。该研究显示了快速评估可以得到的结果，并提供了用以衡量后续活动影响的基线数据。该研究还强调了狩猎对当地社区的重要性，以及在制定降低狩猎强度的策略时需要考虑相应的后果。

缺乏其他谋生手段

在刚果盆地，热带森林为人们提供生计已有数千年，例如，该地区超过90%的人口不同程度上直接依赖森林资源，从中获得食物、燃料、收入、木材以及药材（FAO, 2011b）。林业部门是个大雇主：估计全球的热带木材部门有二百多万雇员，其中超过半数在东南亚（FAO, 2011a）。在东南亚地区，林业对区域经济的年贡献几乎达200亿美元。在刚果盆地这一数值是18亿美元，虽然少于东南亚，但占国内生产总值的比例相似（FAO, 2011b）。

在类人猿活动范围国家的许多乡村地区，手工和小规模采矿是消除贫困和为当地提供多种经济机会的一个关键领域，因为在基础设施薄弱的偏远地区其他产业发展受限，而手工和小规模采矿却可以开展。与农业和建筑业相比，手工和小规模采矿和其他

采掘业能提供相对高的收入，并且当大型矿山作业缩减规模或退役时，还常常可以为其矿工提供生计（Hilson, 2002）。

当专门关注采掘业——尤其是在偏远乡村地区——的间接影响时，需要考虑的问题是，除了狩猎和偷猎用于野味及动物活体交易、砍树用于木材以及刀耕火种的农业以外，那里没有其他谋生机会。野味和采集森林资源的商业化，已经成为挑战。采掘业带来的基础设施、需求和机会的出现，则使得维持生计的惯常做法通过商业化被放大。当地人除了继续以这些方式谋生外没有其他选择；除非采取行动为他们提供切实可行的替代生计，例如，在生态护卫岗位就业；或成立提供蛋白质来源的合作社，从事捕鱼和传统畜牧业以及采取一些新举措，如从事鱼类养殖、改良养鸡、牛肉进口（Elkan *et al.*, 2006）。

问题的规模

野味捕猎是一个复杂的问题，其影响从作业点延伸至森林景观环境的更广阔范围，对有些物种这一问题甚至与全球性违法贸易相关联。因此，解决这一问题的策略也必须建立在这种规模范围的基础上，并与众多参与者和利益相关方联系起来考虑（而不能仅就采掘业及其作业区域就事论事——译者注）。在应对来自狩猎、木材采伐、粗放农业及特许区内其他破坏

“Unless action is taken to provide viable alternative livelihoods for the local population, indirect impacts will continue.”

性做法的挑战中，采掘业不能作为唯一责任人。政府及大量其他参与者应当分担这一责任，以确保环境保护措施得到落实，并满足当地依赖森林为生人群的社会需求。这一具有挑战性的问题与管辖权、责任、能力都有关系，同时也是依赖于野味与森林产品的林区的居民生计和权利问题。

应对间接影响的成本与资金竞争

许多木材公司表示，妨碍其采用可持续林业管理（SFM）方法的主要原因之一，是过高的实施成本以及相应缺乏现实的激励措施（Putz, Dykstra, and

Heinrich, 2000）。例如，在刚果共和国的《Nouabalé-Ndoki国家公园周边生态系统管理项目（PROGEPP）》，为了减少刚果木材工业公司（CIB）伐木特许区内不可持续的狩猎及非法捕猎，在3000平方公里范围内（30万公顷）每年每公顷的费用大约1美元，在1万平方公里以内（100万公顷）每年每公顷的费用为0.75美元（Aviram, Bass, and Parker, 2003, p. 9）。该项目资金分别来自刚果木材工业公司和下列政府及国际援助：包括野生动物保护协会（WCS）、美国国际开发署（USAID）、中部非洲区域环境项目（CARPE）、国

际热带木材组织（ITTO）、美国鱼类和野生动物管理局（United States Fish and Wildlife Service, USFWS）、哥伦比亚动物园。这项投资合理，因为刚果木材工业公司特许区非常大，属于人口低密度区并临近包含濒危物种的生态价值保护区，故而能够吸引国际资助（Aviram *et al.*, 2003）。鉴于采取野生动物友好与社会的最佳实践需要额外费用，不应该自愿承担义务，而应当作为获得特许区许可的强制性条件。如果国家强制采掘业采用野生动物保护标准，并规定以自然保护债券方式确保承诺，就可以公平竞争，所有私营企业就会采取野生动物友好最佳实践，否则将面临丢掉作业许可证的风险。目前，对于所有采掘业间接影响的大多数降低和减轻活动，都存在成本和缺乏商业激励问题。

与最小化和减轻间接影响的实际成本相关联，另一因素则影响政府和行业对上述活动投入人力与资源的承诺，即类人猿活动范围国家的相对贫困、人口增长率及发展需求。由于存在改善最贫困人口生活水平的国家、地区和国际压力，政府将森林视为可利用的有价资源。相较刚果盆地国家，东南亚的人口密度极高（东南亚每平方公里121人，刚果盆地国家每平方公里24人），不过非洲地区的年均人口增长率显著高于东南亚为2.7%（东南亚为1.2%）（FAO, 2011a, p. 12）。两个地区的乡村人口比例近似（东南亚54%，刚果盆地61%，FAO, 2011a, p. 58），人均收入大大低于国际标准（东南亚人均年收入4742美元，刚果盆地人均年收入1865美元，全球人均年收入10384

美元）（FAO, 2011a, p. 12）。产业也感受到这种压力，希望支持人类发展，同时与当地社区建立积极关系。这导致对支持社会和发展项目的行业基金的竞争。虽然社会和发展项目与自然保护项目传统上认为互不相干，但人们越来越多地认识到若从更全面的视角看问题，它们之间实际上紧密相联。这又突显出综合规划的必要性，并要吸引所有利益相关方积极参与。在采矿业还有一个问题，勘探公司尤其是较小的公司，由于其短期目标——能否发现活矿床，因此不一定有意愿投入时间和金钱加强当地机构、支持人类发展或参与长期自然保护项目。虽然私营企业不可能对国家未能提供的社会服务和发展投资担责，但他们作为参与者之一，对景观环境和人口迁移有巨大影响，因此需要成为综合规划过程的一部分，在实施社会、发展和自然保护策略中，承担他们应有的责任。

治理框架薄弱

治理薄弱、政府政策不一致、资源不足、缺乏执行力以及腐败，都会使应对采掘业间接影响的能力进一步恶化。例如在中非共和国，环境和生态部（Ministry of the Environment and Ecology, MEE）负责国家的环境政策和执法，但其分量还不如矿业部，只占全部政府预算支出的0.2%（World Bank, 2010）。水利、森林、狩猎和渔业部（Ministry of Water, Forests, Hunting and Fishing）则具有更大的影响力，负责授予和管理森林特许权及其他资源。此外，环境和生态部只是最近刚

照片：虽然社会和发展项目与自然保护项目传统上认为互不相干，但人们越来越多地认识到若从更全面的视角看问题，它们之间实际上紧密相联，这又突显出综合规划的必要性。
© Pauwel de Wachter/世界自然基金会



“If nations mandated adoption of wildlife standards for extractive industries and required conservation bonds to ensure compliance, this would level the playing field and all private sector companies would adopt wildlife-friendly best practices or risk losing their operating license.”

成立，其明确授权尚不清晰（World Bank, 2010），不同部门和领导的各自职能与责任定义不清，也是制度上的弱点（World Bank, 2010）。因而中非共和国保护区的矿业现状，在法律和实践两方面都很混乱。例如，1992年颁布的一项法令，确立了Dzanga Sangha特别保护区使用的指导方针，明确宣布采矿违法，但该文件同时又授权政府给予例外的权力（CARPE, 2010），在保护区西北部就有两处地方发放了开采许可证（CARPE, 2009, 2010）。这只是许多实例中的一个。保护区内的开采问题，在第二章的“Virunga国家公园案例研究”中有详细讨论，这是一个世界遗产地根据国内法和国际公约应当受到“保护”却仍受到威胁的实例。

这种国家和地方能力的有限性，经常导致政府和社区在社会和环境因素方面依赖公司发挥领导作用并提供服务。

结论

对所有采掘业而言，被项目相关人员和仅由于项目出现而被吸引到当地的人口所引起的间接影响，如非法和不可持续的捕猎、为建设和农业清空林地，是应对最复杂也最具挑战性的问题，同时对类人猿及其栖息地也最具威胁性。若能尽可能减少人口迁入，大多数间接影响的根本原因就会得以解决。狩猎和偷猎增加、栖息地退化与碎片化、以及传染病原的传播，是三个主要影响，如果没有减少和减轻这些影响的策略，类人猿的存续将面临严重危险。

采掘业可以在项目开发与矿点建设的所有阶段，创建并实施生物多样性管理的最佳实践，积极减轻其直接和间接影响。通过国家和地方政府、自然保护专家、非政府组织、当地社区及其代表、其他有关利益相关方的外部参与，采取包括类人猿在内的生物多样性最佳管理实践，就可以不仅在采掘点和特许区层面、而且在更广阔的景观环境水平，为生物多样性取得积极成果提供机会。

在采掘业特许区，为了应对威胁、可持续管理森林，必须有激励机制让各部门采取行动；仅仅因为是“正确做法”就依赖商业惯例去改变是不切实际的。整个采掘业领域也要有提高能力和意识的需求，还要在思想和态度上作出转变，改变本领域有关采掘和特许区管理基本活动的认识（要在采掘作业的同时必须保护环境和生物多样性——译者注）。之前及本书通篇的一些实例表明，明显相互冲突的目标——生物多样性保护与采掘业经济效益最大化——也可以调和，并最终达到共同目标，而且使之成为经营实践的最重要部分。

自然保护组织在推动保护区必须尊重原住民权利的认识上有巨大贡献，这一认识已经得到国际法的保护，包括在原住民传统领地内建立新的保护区，放弃或保留他们自愿事先知情同意（free prior and informed consent, FPIC）的权利（在第二章有详细阐述）。世界自然基金会（WWF）的《原住民原则声明》（Statement of Principles on Indigenous Peoples, 2008）中清楚表明，这不仅是尊重原住民基本人权

的问题，也是承认他们一直处于自然保护历史前线的问题。在《原住民原则声明》的序言中，世界自然基金会指出：

地球上剩下的高自然价值关键区域中，大多数居住着原住民。这表明其资源管理体制的有效性。在保护健康的自然世界和健康的人类社会的努力中，原住民及其代表性习惯制度应当与自然保护组织成为天然盟友。遗憾的是，保护生物多样性与保护和守护原住民文化及生计的目标，有时被认为是相对立而非相互促进的（2008, p. 1）。

若使上述努力真正有效，采掘行业与政府还需要跟进并承认当地社区的权利并利用其专长，将所有利益相关方团结起来，发展并致力于综合性景观环境管理，为经济发展和有效保护当地传统遗产与包括类人猿在内的自然资源而努力。

致谢

主要作者：Alison White 和 John E. Fa

其他贡献者和其他撰稿人：Eric Arnhem, ASM-PACE, Marcus Colchester, Laure Cugnière, Oliver Fankem, FPP, Matthew Hatchwell, Josephine Head, Justin Kenrick, Erik Meijaard, David Morgan, Paul De Ornellas, Bardolf Paul, PNCI, Chris Ransom, Crickette Sanz, James Tolisano, Ray Victurine, Ashley Vosper, WCS, Serge Wich, 和 ZSL



照片：没有证据显示印度尼西亚的林业暂停期，有效减少了森林向非林用地或退化林地的转化。© Serge Wich

第八章

各国应对采掘业对大型类人猿影响的案例研究

内容简介

类人猿活动范围的国家日益意识到，确保在国家政策和立法层面加强对环境因素的考量十分重要。这表明对环境重要性的认识在发展进步，而这种关注点转变的推动力并非全部来自国内。本章提供的实例，即新兴经济体国家的政府如何应对经济发展带来的环境影响，表明这些应对策略是如何受到全球化进程、金融机构和国际组织的影响，以及在几内亚、加蓬和印度尼西亚这三个大型类人猿活动范围国家，外部影响在其应对策略中扮演的催化角色。

第一部分，介绍了几内亚共和国制定生物多样性抵消国家战略正在进行过程的细节。该战略的制定，将抵消采掘业对极危（critically endangered, CR）和濒危（endangered, EN）物种的影响。该战略得到一项自然保护信托基金的支持，将以永续年金（perpetuity）的方式提供管理生物多样性抵消项目所需要的资源。第二部分，介绍了加蓬与热带森林保护有关的行业行为其主要立法和监管框架的具体发展情况。最后一部分，关注了印度尼西亚最近实施国家范围内伐木暂停期的决定，并将其置于与猩猩相关的森林管理的进展之中。

几内亚共和国的抵消采矿影响—保护黑猩猩

几内亚共和国位于非洲西海岸，周边毗邻塞拉利昂、利比里亚、科特迪

瓦、马里、塞内加尔和几内亚比绍。几内亚人口约1100万（CIA, 2013c），拥有丰富的矿物和其他自然资源。该国拥有世界已知铝土矿储量（铝矿石）的三分之一，以及可观的铁矿石、金、钻石和铀储量。虽然有这些矿藏以及水利与农业资源，几内亚仍是一个贫穷的国家，深受政局不稳定、经济疲软所困，以及邻国利比里亚和塞拉利昂长期政治动荡的影响。估计该国约有47%的人口处于贫困线以下，按照（联合国开发计划署的）人类发展可比数据，在187个国家中排名第178位（UNDP, 2013）。

本部分描述了为敦促几内亚政府与私营企业，国内和国际的环境非政府组织正在采用的方案，即在该国开采矿产资源的同时，专注于自然保护目标。详细介绍了在几内亚为补偿采掘业对生物多样性造成的残留影响，该国制定生物多样性抵消国家战略的创新性过程。这一方案还包括使用留本基金（endowment fund，指资产提供者特别限定仅以收益安排支出的基金。——译者注），资助生物多样性抵消国家战略的实施。这一方案的概念在Arcus基金会资助的一项报告中首次提出，该报告名为“对于西非、几内亚共和国的矿业生物多样性抵消的国家战略计划，以黑猩猩为特别关注点”（Kormos and Kormos, 2011b）。该方案随后由2012年提交世界银行的一份报告中加以总结，并提出了在非洲的大型类人猿保护策略（Kormos et al., 2012）。

本章的主要发现包括以下几点：

- 总部设在发达国家的大型矿业公司，对能够提供清晰指引的国家级生物多样性抵消战略感兴趣，也对设计和实施生物多样性抵消措施感兴趣，但他们要求获得更多细节信息才愿意全力投入这一进程。
- 与私营部门合作不一定能够保障投资、可用资金流或活动的可预见性。
- 私营部门有可能资助留本基金，但若为留本基金提前提供全额资金可能很有挑战性。
- 几内亚政府乐见采取关注所有濒危和极危物种的生物多样性抵消国家战略，而非仅限于黑猩猩的单一策略。
- 私营部门通常需要抵消其活动造成的残留损害，并非针对某一濒危或极危物种，因此，他们也更倾向于总体性的生物多样性抵消国家战略规划，而非仅针对某一濒危或极危物种。

在宏观层面抵消采掘业影响

几内亚国内广泛的采矿活动，对关键栖息地和包括黑猩猩在内的关键物种正在构成威胁。一些在几内亚经营的公司正在申请国际金融公司（IFC）和赤道银行（Equator banks）的资金，因而在探索满足国际金融公司绩效标准1号（PS1¹，关于环境及社会风险管理）和绩效标准6号（PS6²，关于生物多样性与生物自然资源可持续管理）的方式方法，同时达到其各自的商业目标。在补偿对濒危和极危物种的残留

影响方面，只有穷尽其他减轻影响措施后，才能考虑将抵消方法作为最后手段。几乎所有在几内亚黑猩猩栖息地运营的公司，都会考虑使用物种补偿（species offsets）方法，因为环境影响评估（EIA）认定大多数情况下采矿都将对黑猩猩存在残留影响。

国际金融公司修订后的绩效标准1号（见第一章），允许将抵消方案应用于有极危和濒危物种的项目区域，绩效标准6号则对按照绩效标准1号要求经评估确认的生物多样性风险和影响，提供针对性的应对框架。然而，如果脱离指导生物多样性抵消项目的国家总体框架和战略，且不考虑开发活动的累积影响，而逐个项目一一制定抵消方案，则会导致一系列自然保护项目不协调、彼此孤立、难以奏效（C. Kormors, 数据尚未发表）。

尽管一项产业开发项目在开采区以外通过自然保护项目异地保护同样数目的物种，全力采取减轻措施使影响得以完全补偿，也要设计抵消方案来确保濒危或极危物种的任何残留损失发生。绩效标准6号指出，抵消措施应当实现的保护结果是，能够“有理由预期”达到生物多样性无净损失，即使是关键栖息地，抵消措施也必须不仅达到无净损失，而且取得净增长的目标（见第一章和附录一）。

然而，如果抵消需求仅仅以某一单独开发项目的足迹为基础进行评估，那么抵消方案就无法将该区域其他开发项目造成的累积影响考虑在内。例如，一个开发项目可能基于这样的假

图8.1
几内亚共和国



“An offset assessment based on impacts from a single project will fail to take account of the cumulative impacts from other development in the region.”

设去计算抵消，即由于开发活动被驱离的一定数量濒危或极危物种，在其项目区以外的剩余栖息地足以得到维持。然而倘若附近还有几个计划中的开发项目，剩余栖息地就会减少甚至消失，之前的假设就不复存在，而且抵消的程度必然加大。在许多国家，采掘业与基础设施开发正在快速发展，多种大规模项目在同一地区同时开展，有时互相毗邻，基于单一项目影响的抵消评估肯定无法将累计影响考虑在内。因此，抵消方案应当建立在项目周围区域内的开发累积影响的评估基础之上。

采用逐个项目一一评估方法的另一个风险，是抵消方案之间缺乏协调，无法将各个抵消方案整合成为更宽泛的自然保护策略。理想的抵消方案设计和实施应当协调开展，从而使之有助于濒危和极危物种的恢复策略。这种策略首先将目标指向恢复策略范围内的优先地点，在自然保护地点之间创建联系，从而使更大片地区得到保护，因而效果更稳固。该策略还旨在使保护地点彼此补充，并且战略性置于国家生物多样性的代表性区域。采用逐个项目一一评估的抵消而缺乏协调框架的最终结果，就会成为多种小型、彼此分隔的抵消方案式保护，从长远来看也不可行。对抵消地点开展战略性规划除了更有效外，还有其他益处：在进行物种存量和其他生物学研究时可以避免重复工作，能够通过联合融资机制增加资金的作用（例如自然保护信托基金）。

几内亚将采矿对物种的影响纳入国家生物多样性保护战略

在几内亚共和国，矿业公司面临着一系列问题：如何界定黑猩猩关键栖息地，如何减轻其活动对黑猩猩的负面影响，在采取所有减轻措施后如何针对残留影响设计抵消方案及在哪里实施。许多矿业公司在与自然保护组织和专家合作，共同解决这些问题。他们逐个项目都在一一与不同的专家和非政府组织合作。

国际和国内非政府组织则建议，对几内亚工业活动造成的影响作出更具战略性的应对，原因是（现有做法）：

- 未能评估采矿对生物多样性的累积影响。
- 在生物存量和抵消方案的地点选择之间缺乏协调。
- 对减轻措施方法或抵消方法缺少分享。
- 在更大规模的物种恢复计划或几内亚国家生物多样性战略中，未能制定抵消计划。

在2011年，新的抵消方法被推荐给几内亚的利益相关方；他们已经开展行动，为这一方法建立共识，寻求认可，并取得捐赠人承诺以资助抵消方法的实施。新的抵消方法有两个关键要素。第一，在对大型类人猿及其他濒危和极危物种累积影响评估的基础上，制定国家抵消战略，包括运用达成共识、同行评审、方法透明，来确定抵消需求、优先抵消地点、汇聚抵消行动，将各种抵消措施与国内现有的生物多样性策略整合，并界定工

业开发“禁行”区。黑猩猩是重要的“旗舰种”（flagship species）和“伞护种”（umbrella species），在大多数特许区存在，因此已被确认为国家战略的一个有用的起点。（“旗舰种”：是保护生物学中的一个概念，指能够吸引公众关注的物种。“伞护种”：Wilcox于1984年最早提出的概念，伞护种就是选择一个合适的目标物种，其生境需求能涵盖其他物种的生境需求，从而对该物种的保护同时也为其他物种提供了保护。——译者注）

第二，是支持这一国家战略的独立自然保护信托基金。应包括有私营部门实体资助的留本基金，因其在几内亚的开发项目需承担抵消义务。此基金被认为对该国家战略方针的成功至关重要，原因有以下几点：

- 对自然保护抵消的资助必须具有持久性（因为对濒危和极危物种及其栖息地的影响很可能是长久的），信托基金（或在大陆法国家中最近似的是“基金会”）是为数不多能够确保持久性的一种可行金融机制。
- 自然保护信托基金独立于政府（信托基金董事会可能有政府代表，但不会有董事会中政府成员占多数的情况）。信托基金的独立性，可以确保这个永久性实体致力于监管几内亚抵消方案的资金筹措与管理。这有助于抵消项目免于政治压力，也创立了一项机制使私营部门实体能够用来避免不得不自己永久管理抵消项目。
- 自然保护信托基金的捐赠可以在海外注册，秘书处设在几内亚国内。

- 自然保护信托基金是一个多部门机制（因此可以增加透明度），在几内亚发展和濒危物种问题也牵涉多个部门（政府、非政府组织、私营部门、多边开发银行等）的情况下，这很有帮助。

推进几内亚国家抵消战略和金融机制的关键行动

首个关键行动，是为几内亚生物多样性抵消国家战略的需求提供充分理由。Kormos二人（Kormos and Kormos, 2011b）的报告在几内亚分发，两位作者随后参与到抵消战略和配套金融机制发展的协商、审议和战略制定过程。该协商过程，将与几内亚矿业和生物多样性保护有关的关键利益相关方会聚在一起，通过系列会议和专题研讨班的方式开展，其中包括2012年在美国华盛顿特区举办的研讨班、在欧洲举办的会议和在几内亚首都科纳克里举办的专题研讨会。

华盛顿特区研讨班取得了来自大量利益相关方的初步确认，认为国家抵消战略和信托基金值得推进。2012年晚些时候在科纳克里举办的研讨会，则进一步通过了支持国家抵消战略和信托基金方案的建议。这只是“原则”同意，即没有约束力，无基金承诺，但却是打开与政府和潜在捐赠者沟通之门所必需的第一步，随后就可以商讨如何推进实施这项方案。

在利益相关方参加的这些研讨班和会议中，提出了一些经验教训，有几个重要方面需要进一步调查和研究，之后所有利益相关方才愿意完全致力于这一进程。这包括必须考虑与抵消

“Funding for conservation offsets must be permanent and a trust fund is one of the few available financial mechanisms to ensure permanence.”

“Offsets are currently more of a voluntary undertaking than a truly binding requirement.”

的设计安排和自然保护信托基金有关的技术问题，以及需要考虑难以预见的区域性或全面性开发问题。这些经验教训以及需要投入进一步工作的方面，将在下面着重阐述。

更广泛关注生物多样性

几内亚政府明确指出，其国家抵消计划将不限于黑猩猩，而包含所有濒危和极危物种（同时承认以黑猩猩为中心的重要性和效用）。政府部门的官员表示，有必要进行更广泛的规划，来确保这项工作与几内亚国家生物多样性战略完全一致并纳入其中。他们认为，一个关注点完全放在黑猩猩上的方案不会得到几内亚民众的好评，反而给公众带来政府认为黑猩猩比其他社会问题更重要的印象。如果更广泛地关注生物多样性这一对人类福祉具有普遍重要性的问题，这种担忧的感觉就会得到缓解。矿业公司也强调，对于生物多样性抵消地点的可能选择，鉴于通常被要求抵消的残留影响不止一个物种，他们倾向于多物种计划，并且更希望选择其可以管理多个抵消需求的地点。

几内亚政府还有兴趣扩大自然保护信托基金的范围，以便覆盖国内所有自然保护工作，包括全部保护区网络。扩大基金使命的范围是可行的。然而，在自然保护信托基金活动早期，如果将支持抵消项目的关注面缩窄，基金成功的可能性就更高，包括保持清晰的运作和策略重心，以及从私营部门筹集资金。当基金成功建立

以后，在抵消项目以外扩展基金活动范围才更恰当。

法律框架结构

几内亚官方曾非正式地考虑，是否应当将抵消纳入几内亚法律规定。目前，抵消的推动力来自国际金融公司绩效标准（以及可能来自其他开发银行或援助机构的要求）、赤道银行及其绩效标准、个别公司的内部标准。那些没有内部要求的公司，或不选择从有抵消要求的银行贷款的公司，目前在几内亚没有抵消义务。如第一章强调的，在修订绩效标准6号时，国际金融公司保留了相当一部分自由裁量权，来决定何时应用抵消要求。公司不需要从国际金融公司申请贷款，也没有公司内部保障政策约束。因此，抵消目前仍是自愿采取的行动，而非真正具有约束力的要求。

财政担忧

在科纳克里的研讨会提出了一个问题，与矿业公司为自然保护信托基金捐款的税收影响有关。与会者提出，根据捐助被视为业务支出还是慈善捐款的不同，纳税含义也不同，从而会减少几内亚政府的收入。澄清这一点，对信托基金计划向前发展非常重要。

伙伴关系

双边和多边发展组织在这项倡议中扮演着关键角色。在政治层面，这些组织为私营部门的贷款者提供一定程度

的政治风险保障。在经济层面，他们有能力提供关键种子基金去推进这项倡议。（种子基金，seed money，是指专门投资于创业企业研究与发展阶段的投资基金。——译者注）虽然私营部门有能力也应当支持这项倡议，但发展组织在支持几内亚的能力建设和国家战略规划中有明确的作用。因此，可以通过发展组织的杠杆作用补充私营部门的资金，建立有效的公私伙伴关系。

许多双边和多边基金组织，包括法国开发署（Agence Française de Développement, AFD）、法国全球环境基金（Fonds Français pour l'Environnement Mondial, FFEM）和世界银行所属的全球环境基金（Global Environment Facility, GEF），都表达了他们对这项工作的兴趣。法国开发署和法国全球环境基金，正在探索成立资助几内亚制定国家抵消政策的基金。虽然与基金组织的对话还处于早期，但多个金融机构正饶有兴趣地关注着这一进程。

几内亚的非政府组织十分有限，几内亚环保组织（Guinée Ecologie）是国内唯一一个明确关注生物多样性保护的公民社会组织。他们和其他国际非政府组织一起在几内亚合作，一直是引领制定国家抵消战略的主要推动力。

虽然许多全世界最大的矿业公司对国家抵消战略的理念表现出兴趣，但较小或不太知名的矿业公司对这一项目的支持程度却不清楚。从理论上说，当几内亚政府、非政府组织、发

展组织和大型公司形成强健的伙伴关系时，就能够协作提高所有开发项目的标准，并提供制度框架使私营部门作为整体遵循标准更容易（如帮助资助国家战略的实施）。而这能否成为现实，则只有随着项目进展才能明朗。

私营部门的反应、风险及可预测性

虽然在一定程度上仍是推测，但根据与矿业公司的交流表明，他们欢迎更高效的国家规划方案，因为这避免了公司在自然保护计划和分析上必需进行的一定量的冗余工作，并且能促进整个采矿领域制定共同的环境绩效标准，从而创建更公平的竞争环境，增加透明度。发展中国家的大型采矿作业本质上是复杂事业，解决这些作业大规模存在的问题永远具有挑战性。矿业公司似乎也乐见所制定的国家方案能够解决规模性自然保护问题，而非只作出短期边际贡献，例如一项三五年的自然保护项目拨款当资助结束项目就不太可能继续。这项倡议试图从更大的尺度上对待自然保护挑战，因此似乎引起矿业公司的共鸣。

即使所有减轻影响的措施都生效后，几内亚采矿作业对濒危物种尤其是大型类人猿仍存在难以避免的残留影响。为了实现最佳实践，在开发项目起始或开始后抵消计划永久性资金就应当到位。在矿业公司尚未开始采矿无收入进账时，他们不愿为抵消计划提供资金支持也可以理解。这可以由矿业公司作出有约束力的承诺，事

“A national planning approach can help develop common environmental performance standards for the mining sector, creating a more level playing field and increasing transparency.”

先约定期间（如三至五年）按年度基准资助抵消计划的全部费用，在约定期限结束时提供全额捐助。

对几内亚的总结

目前，尚未有国家实施了采掘业对野生动物影响的生物多样性国家抵消战略。不过，在几内亚启动这一方案，使得多领域的参与方对这一概念的价值正在形成共识，他们包括金融机构、政府、非政府组织和私营部门。几内亚制定国家生物多样性抵消战略的过程，突出了许多未解决的问题和需要进一步开展工作的领域。此外，来自私营部门及多边和双边基金组织的兴趣很浓厚，如果进一步努力，几内亚就能成为第一个为极危和濒危物种制定综合性生物多样性抵消战略的国家。这一战略将成为更广泛的生物多样性国家规划的一部分，并提供达成自然保护目标多种选项之一的策略。

图8.2
加蓬



加蓬影响采掘业实践环境政策的发展演变

加蓬位于中部非洲的西海岸，与喀麦隆、刚果共和国和赤道几内亚为邻。加蓬人口稀少（至2013年7月约为160万），其丰富的矿产和石油储量使之与其他撒哈拉以南国家相比达到相对富裕水平。加蓬人均收入是大多数撒哈拉以南非洲国家的4倍；然而，收入高度不平等导致绝大部分人口生活在贫困线以下。在2010年，经济上依赖石油占到其国内生产总值的50%，财政收入的70%，货物出口的87%（CIA, 2013b）。加蓬蕴藏了非洲热带森林带的13%，人口少和天然矿产与石油资源加在一起，被认为是加蓬所以保持高森林覆盖率和生物多样性的原因（CIA, 2013b）。

本案例研究介绍了环境与保护区立法的发展概况，该立法适应采掘业和传统经济发展模式。还简要介绍了加蓬政府整合绿色宏观经济模型的最新进展，该模型期待使经济发展多样化而非局限于石油和矿物开采。这部分的关键发现表明：

- 科学家和国际自然保护组织在影响生物多样性保护政策框架的发展上发挥着重要作用。
- 在建立保护区和保护区管理当局以及推动绿色经济中，政治支持度高非常关键。
- 创建保护区网络的结果是取消伐木特许区。

- 由于受国际舆论、公共关系和自然保护组织影响下政治最高层的干预，使在政府机构中立法实施与环境重要性反复变化。
- 尽管有强有力的立法和有利于环保的政策，关键哺乳动物种群在其活动范围内仍然显著下降，主要原因是偷猎。

本部分案例研究还提供了最终创立国家公园法的立法框架的发展细节；以及与采掘业的互动如何影响创造这一政策环境，最终这又如何反过来影响采掘业实践。最后一部分详细介绍了加蓬创制政策方向整合绿色经济发展模型，并介绍了这一较新的举措所带来的影响。

加蓬生物多样性保护法律框架的建立

1992年地球峰会（Earth Summit）在巴西里约热内卢召开之后，1993年加蓬前总统奥马尔·邦戈（Omar Bongo）政府通过了《环境法》，要求所有大型工业和开发项目都必须遵守环境影响评估的要求，此后在2001年又因新《林业规则》被签署成为法律而进一步强化。新的《林业法案》使所有林业许可证持有者都有义务制定可持续采伐管理计划，遵循森林管理委员会当时所推荐的规范行事（FSC, 见第四章）。随后2002年7月，加蓬设立了13个国家公园，占全国地表生态系统的11%。

Bongo总统设立国家公园的决定受到自然保护组织大加赞赏，这或许是史上首例一个国家决定一次性建立如此广阔且精心规划的生态保护网络。而且，这些国家公园由科学家设计，尽可能优化对加蓬大量完整的生态系统及其独特生物多样性的保护，确保最丰富和最重要生物多样性的地区得到保护。

这一决定还导致取消了1.3万平方公里的伐木特许区，以将其转化为自然保护区。为保护重要生态系统，自然保护组织游说政府最高层的作用固然关键，而加蓬石油储量在2002年达到顶峰促使政府考虑其他可持续的资金来源，也很可能影响了这一决定。生态旅游被认为是经济发展潜在的重要资源，因此总统也不会忘记保护潜在利润丰厚旅游景点的重要性。

在2007年加蓬政府巩固其生物多样性保护承诺，在2002年的临时立法基础上通过了《国家公园法》，成立了国家公园署（Agence Nationale des Parcs Nationaux, ANPN）。对于一个中部非洲国家而言这一步非同寻常，它意味着对国家公园边界的任何改动，都需经加蓬的国会、议会以及内阁同意（La République Gabonaise, 2007）。该法界定了与国家公园相关的土地利用的规章制度，描述了据此可能进行矿业和石油勘探的条件，以及当矿业或石油勘探区位于国家公园内时，确定其是否符合国家利益的解禁程序。该法还提



照片：加蓬政府正在整合绿色宏观经济模型，该模型期待使经济发展多样化而非局限于石油和矿物开采。图为加蓬Gamba连接到采掘厂的石油管线。
© Jabruson, 2013. 版权所有
www.jabruson.photoshelter.com

供了缓冲区以及周边区域的定义，在这些区域中的任何人类活动都需要国家公园署的授权。对有环境影响评估支持、由采掘企业在这些周边区域内从事的项目，如果有可能对国家公园造成负面影响，国家公园署有一票否决权。

尽管加蓬的其他法律没有关于其他土地利用的如此规定，但管理国家公园还是比林业、农业、矿业或石油特许区容易得多，政府保有矿产资源开采的决定权，如果符合国家利益可以撤销“保护区”。

石油勘探、水坝修建与创建健全的国家公园立法

《国家公园法》中有关采掘业的内容，很可能受到了中石化（Sinopec）这家中国石油公司行动的影响。2006年夏，中石化进驻卢安果（Loango）国家公园的北部进行地震勘测。这一勘测得到了矿业、石油与油气部的授权，并与环境部达成某种协议，虽然环境部官员是否有权允许在国家公园内从事勘测尚未明确。野生动物保护协会（WCS）当时正在该区域活动，他们不仅向总统通报在国家公园内有石油公司出现，并且探知该勘测并未进行环境影响评估。来自国际舆论

（Haslam, 2006）的关注与向政府最高层的呼吁引出一纸总统令，叫停中石化的勘测工作，需待环境影响评估后方可开展。政府内部调整最明显的是任命负责环境的副总理，提升了环境部的重要性。这在环境部与之前被认为传统上更有钱更强势的矿业、石油与油气部之间，形成了更加平衡的关系。

中石化完成的首个环境影响评估在公开听证会提交，是1993年《环境法》中概括的环境影响评估条件第一次加以应用。不过仍缺乏对地震活动潜在影响的细致评估，而且在其“环境与社会管理规划”中也没有列举具体的减轻影响行动。第二份环境影响评估与两个国际自然保护非政府组织合作完成，即野生动物保护协会和世界自然基金会（WWF），环境部部长要求他们与中石化一起进行充分的环境影响评估。最终，环境影响评估递交了前所未有的“环境与社会管理规划”的详细内容，实现了中非热带雨林中第一次陆地震勘测活动。他们没有用链锯砍伐出地震测线（是采掘企业在勘探过程中砍伐沿线植被，人工形成的森林线性开放结构。——译者注）或直升机停机坪，而是由野外作业队全靠步行，用砍刀开出仅1米宽的追踪测线，不砍伐超过10厘米直径的植物。他们在旱季避免进入大猩猩活动区，将其工作延后直至大猩猩移出这片区域，其作业影响则由独立科学家进行评估（Rabanal *et al.*, 2010; Wrege *et al.*, 2010）。

加蓬政府对生物多样性保护和经济发展的协调还在进程中，尤其突出的是加蓬总统召集整个政府机构的会议，包括国会、议会以及公民社会团体出席，对在受保护的重要生物多样性地区的采掘业行动问题作出决定。该会议主要关注的是另一家中国签约公司中国水电（SINOHYDRO），该公司为加蓬东北部已规划的Belinga铁矿的电力供应评估建造水电站大坝的可能性。2008年，中国水电在伊温多河（Ivindo）国家公园建造了一条道路，通往伊温多河上的Koungou瀑布。这一地点之前一直是名为“相信森林”（“Trust the Forest”）的意大利非政府组织和名为“大脑森林”（“Brain Forest”）的加蓬非政府组织的关注地，他们曾发起保护瀑布免于菲律宾公司Rougier Gabon集团伐木所害的运动。

这条红土路的建造未经过环境影响评估。大坝的支持者声称Belinga铁矿开采项目对加蓬未来经济发展很重要，将为该地区创造数千就业岗位。而项目的反对者，主要是国内外自然保护组织和本国环境主管部门，则强调法国人在20世纪60年代进行的研究确认有其他地点更适于建设大坝，产生的环境破坏更小，还能保护中部非洲公认最壮观的瀑布。由于环境影响评估并未考虑其他地点，环境部长叫停了该项目等待进一步行动；作为环境部领导的副总理亲自到该地视察，以确保所有建设都停工。这些行动都归功于加蓬总统召开的上述会议最终导致的全民辩论。人们认为中国水电

入侵伊温多河国家公园，而实际上仅为一项可行性研究，若能系统应用环境与公园法，这件事引发的紧张情绪本可以避免。作出叫停在Koungou所做工作的决定，展示了这些法律得到实施的现实。这一事件突显了立法执行不力造成的紧张情势，以及政府高层官员和政治家参与强化执法对于确保遵循正当程序的必要性。随之而来的全民辩论有助于加强环境法的实施。但尽管有这些确保环境立法实施的成功事例，野生动物仍在继续减少。

绿色加蓬

2009年，总统候选人阿里·邦戈（Ali Bongo Ondimba）将可持续发展作为其竞选活动的三大支柱之一。在竞选宣言中，“绿色加蓬”是一个流行口号，在里约热内卢峰会后十余年遍及加蓬的所有工作。它代表了加蓬一个创新、综合、长远的可持续发展愿景，在工业加蓬、服务加蓬和绿色加蓬之间找到平衡（Republic of Gabon, 2013）。在选举结束后，Bongo Ondimba总统成立了部际间气候委员会，总统亲任主席。经济部改为经济与可持续发展部，进一步强调加蓬经济发展上的重心转变。

加蓬《国家气候变化规划》将气候与低碳排放方面的考量整合到26个分区发展计划中，这些发展计划是在2009年总统竞选宣言的基础上制定的。迫使林业公司采取可持续采伐实践的政治决策（Government of Gabon, 出版中），以及国家公园的建

立，其结果减少了碳排放量，在2000至2010年间的碳排放量较1990至2000年间减少了约3.5亿吨（Government of Gabon, 出版中）。这表明，在分配给如亚马逊基金（Amazon Fund）这类自愿计划中的碳排放减少，其保守估值对减轻气候变化全球努力的贡献大约为20亿美元（Government of Gabon, 出版中）。加蓬的“气候规划”不仅将气候与低碳排放整合到26个分区发展计划中，还承认“国家土地利用规划”对确保加蓬保持可持续发展至关重要。这一规划在本书成书时还在制定中，其最终目标是以法律界定国家土地利用策略。对将用作自然保护、林业、农业、矿业、基础设施和城市发展的用地，该规划有望予以明示。政府秘书长负责监督该规划的制定，技术方面由气候委员会和国家公园署共同管理。“国家土地利用规划”初稿定于2014年年初面世。

2013年2月，加蓬通过了《可持续发展法》。此次立法来自多方面的启发，包括澳大利亚和英国开展的生物多样性和生态系统服务抵消工作，哥斯达黎加和博茨瓦纳将自然资本整合到经济会计制度当中的尝试，以及英国查尔斯王子基于社区资本开展的工作（热带雨林项目）。这被认为是进步性的立法，它加强了《环境法》，尤其是通过立法管理环境影响评估，使之成为所有公司的义务和政府部门的责任，所有采掘业需作出年度可持续发展报告，并抵消对碳排放、生物多样性、生态系统服务和社区资本的



全部负面影响。加蓬将成立一个新机构确保该法的充分实施。已有一些公司在开发新项目时应用该法律草案，例如Olam公司在加蓬正在开发一系列油棕和橡胶种植园。加蓬政府与Olam公司的一项专门协议要求，其在加蓬的所有油棕种植园都必须从可持续棕榈油圆桌倡议组织（Round Table on Sustainable Palm Oil, RSPO）获得认证，这标志着双方承诺向更环保的行动迈进。Olam公司在与政府合作的过程中，选择了低碳、低生物多样性区域开发种植园，计算碳排放量并自愿采取抵消措施。他们参与了“支持森林”（PROFOREST）组织的行动，进行高保护价值森林（HCVF）评估，使其已获取特许权的区域中超过40%划为

自然保护区，并且在开展项目前都从当地人那里征得“完全事先知情同意”（Rainforest Foundation, 2012）。如今，所有经历有效影响评估的产业项目和加蓬规划的所有油棕开发项目，都将符合可持续棕榈油圆桌倡议组织的标准，且需包含高保护价值森林评估、预留地以及类人猿管理计划。

对加蓬的总结

目前，加蓬有3万平方公里森林管理委员会认证的林业许可，年森林砍伐率低于0.01%（Bayol *et al.*, 2012）。国家公园占国土面积的11%，另有10%的地表面积作为野生动物保留区和《拉姆萨尔公约》（Ramsar）湿地而处于受保护

照片：目前，加蓬有3万平方公里森林管理委员会认证的林业许可，年森林砍伐率低于0.01%。图为加蓬Lopé国家公园边缘的Lopé木材堆场。
© Jabruson, 2013. 版权所有
www.jabruson.photoshelter.com

状态。政府明文规定了对野生动物犯罪的零容忍政策，然而2002至2011年间森林象的数目仍下降了18% (Maisels *et al.*, 2013)。由于在热带森林带的其他地区尤其是刚果民主共和国，大象数量的下降更为明显，加蓬现已成为超过半数剩余大象种群的家园 (Maisels *et al.*, 2013)。过去20年间，类人猿也遭受了种群减少的打击，主要原因是埃博拉病毒 (Walsh *et al.*, 2003) 和野味捕猎，目前估计 (加蓬境内) 大猩猩仅余2万只 (F. Maisels, 个人通讯, 2013)。这些种群的下降提出了所有类人猿活动范围国家面临的共性问题，即有效实施法律的能力。

然而，稳健的政策环境可以提供操作框架，政治最高层的参与和干预以及国际自然保护组织的游说，是其进展的关键因素。并且修正行业行为、将伐木特许区设在生物多样性重要程

度较低的区域、考虑发展国家绿色经济框架，都可以说明这一过程许多成功的做法。不过，要确定新近确立的可持续发展框架能否成为经济发展的主要推动力，为时尚早。若经济回报不能成为现实，为了确保得到加蓬未来发展必需的财政收入，政治支持就可能回到一切照旧的经济运作模式。重点将在于气候变化带来的机遇。考虑到目前生态旅游无法提供可持续的回报，野生动物保护尤其是类人猿保护可否得到重点关注，仍有待观察。

印度尼西亚伐木与实行林业暂停期的实例

印度尼西亚是位于东南亚由17508个岛屿组成的群岛之国，其中最大的岛是婆罗洲 (同时也属于马来西亚和文莱) 和苏门答腊。印度尼西亚的人口密度是180万平方公里土地上拥有2.51亿人 (CIA, 2013a)。该国主要出口石油、天然气、木材和板材以及制造业产品。印度尼西亚被认为是温室气体 (GHG) 的第三大排放国。排放量的80% 源于森林砍伐。挪威政府开展了支持印度尼西亚减少温室气体排放的一个项目，其中要求印度尼西亚确立并实施为期两年的伐木暂停期 (2011年5月)，并作为获得挪威的10亿美元资助协议条件的一部分。在2011年6月美国有线电视新闻网 (CNN) 的采访中，苏西洛 (Susilo Bambang Yudhoyono) 总统重申了他及其政府对保护印度尼西亚剩余森林并防止更多破坏的承诺：“我们的信条是可以做到经济发展和

环境保护双赢，并且我的政府允诺将致力于此” (CNN, 2011)。

总统对协调这两个不同问题重要性的认知，通过2011年9月的一道总统令得到进一步强化，其中承诺到2020年时，印度尼西亚将减少26%的温室气体排放 (Presidential Regulation, 2011年9月20日)。2013年5月15日又决定将伐木暂停期延长两年 (Inpres, 2013年6月)。本案例研究考察了实施林业暂停期的经历，强调在这样一个传统上通过采伐树木开发森林资源的国家，采取伐木暂停期这一步骤的复杂程度。本部分的关键发现有：

- 没有证据显示印度尼西亚的林业暂停期，有效减少了森林向非林用地或退化林地的转化。
- 印度尼西亚林业暂停期并未使猩猩栖息地丧失或猩猩物种丧失的程度显著降低。

随后，我们详细介绍了在政治变动背景下，过去十年森林丧失和退化的轨迹。最后，介绍了伐木暂停期的进展，概述了其有效实施面临的一些挑战。

印度尼西亚森林管理的演变

在印度尼西亚致力于刺激民族经济的国家发展战略中，其森林管理受到政治动态与变化的强烈影响。在过去50年里，森林管理政策发展可以分为三个主要时期，每一时期都有其不同的重点和要求。在苏哈托 (Soeharto 或 Suharto) 总统于1966年掌权之前即第一个时期，关注重点是农业扩张，对

印度尼西亚林区的影响有限。随后的第二个时期结束于1998年苏哈托政权倒台，这一阶段的特征是大规模森林采伐，发展木材和油棕种植园以及采矿作业增多。1998年是印度尼西亚新时期的开始，即所谓变革时代 (Reformation era)；这一时期以自然资源管理权力的地方化和分散化为标志，包括从中央到地方政府对森林资源的管理。

1998年之前时期

1966年以前，印度尼西亚大约77%的土地 (147万平方公里) 被茂密的热带雨林所覆盖。1966年前总统苏哈托上台 (新秩序政权) 后，彻底改变了这一状况。1960年《农业法案》 (Agrarian Act) 和1967年《林业法案》 (Forestry Act) 宣布，几乎所有森林作为国有财产归入印度尼西亚政府完全管辖之下 (Simorangkir and Sardjono, 2006)，1967年的《森林投资法》 (Forest Investment Law) 允许外国公司在印度尼西亚森林中经营。随着遍及全国的大规模伐木作业扩张，开始了所谓的“木材潮” (“timber boom”) 时期。这一时期持续了约20年，在20世纪80年代初期达到顶峰，当时印度尼西亚成为全世界最大的热带木材 (包括原木) 生产国和出口国之一。到1983年，该国政府授予特许经营权的森林面积达65.14万平方公里³，总计560个伐木特许区 (World Rainforest Movement, 1998)。

木材采伐作业在随后几年继续进行。不过在此期间，森林开发策略从初级产品 (木材或原木) 转变为具有

图8.3
印度尼西亚



“更高价值”的次级产品特别是胶合板。受到世界尤其是东亚对胶合板需求增长的刺激，以及木材出口禁令（于2001年确立）的支持，胶合板产业得到提升。在此之前，菲律宾一直是胶合板的主要产地，但由于过度采伐已经丧失了大部分森林。印度尼西亚胶合板产量在短期内迅速增加，成为世界上最大的胶合板生产国，到20世纪80年代末期占到全球市场份额的75%。胶合板产业对印度尼西亚出口的贡献从1977年几乎为零，猛增至20世纪90年代初期的54%（Manurung, 2002）。

20世纪80年代后半期，以大规模工业木材种植园的开发（HTI, *Hutan Tanaman Industri*）为特点，用于出产硬木和制浆造纸业使用的软质木材。印尼政府推动了在2000年前建设6.25万平方公里人工林的目标（Handadhari *et al.*, 2002），这是由于三个因素的左右。第一，在数十年过度砍伐天然林后，胶合板原材料所需的木材严重短缺。有研究披露在1985至1997年间，木材严重短缺助长了许多企业使用非法来源的木材（Kartodihardjo and Supriono, 2000）。第二，自20世纪70年代后，对纸浆的全球需求和价格一直上涨。

照片：由于土地变更用途及清空林地过程中用火，以及糟糕的森林采伐方式，对印度尼西亚的森林有毁灭性的影响。

© Serge Wich



第三，在过度伐木作业造成的大片退化裸露土地上种植速生树种，被视为“重新绿化”的“正确”策略。在不到十年间（1991至1998年），人工林区从2000平方公里扩至19000平方公里（Ministry of Forestry, 2013）。

由于全球需求强劲，20世纪80年代印度尼西亚还经历了大面积森林开始转向油棕种植园。作为助力偏远内陆地区发展和改善乡村人口生活的战略手段，政府热切支持油棕扩张（Bangun, 2006）。种植油棕还意味着将伐木和其他采掘业活动导致的贫瘠荒芜土地“重新绿化”。在20世纪70年代早期之前，棕榈栽培主要由大型种植园公司承担。然而在1974年，国际市场的棕榈油价格和需求达到顶峰，印度尼西亚作出努力，通过“核心地产计划”（Nucleus Estate Scheme）吸引小型私营企业和农户加入这一产业来增加产量，国有种植园企业帮助农民种植油棕，并允许他们使用加工厂。这导致整个印度尼西亚的油棕种植园数量和面积大幅增长。从20世纪70年代末至1997年，油棕种植园的面积从大约4000平方公里增加到22500平方公里，其中最大规模的扩张使苏门答腊和加里曼丹的森林被砍伐殆尽（Susila, 1998; Bangun, 2006）。为油棕和工业木材种植园清除天然林，随着1990年颁布的7号政府令进一步加剧，该政府令允许种植园企业将“非生产性林区”转化为新的种植园区，并在清空土地的过程中收获木材。由于对“非生产性”的定义非常模糊，技术上在野外很难确定，因此这一规定不正常地助长了种植园企业扩张特许区范围，甚至超出其管理能力，并通过清除相对

良好的林区获取伐木收益，随之未予再植便将这些土地废弃（Kartodihardjo and Supriono, 2000）。

由种植园、大规模农业和采矿导致的森林砍伐，由于广泛用火清空森林而（使植被）恶化，这在种植园开发中尤其突出。刀耕火种的农业等人类活动，已经使印度尼西亚几个世纪深陷森林和陆地火灾的挑战之中。不过，在20世纪80年代之前，即使在旱季，森林和陆地火灾的规模与强度对环境的影响也很有限。而在随后几十年中，由于土地变更用途及清空林地过程中用火，以及糟糕的森林采伐方式⁴，使情势发生了剧变（Bappenas, 1999; Gouyon and Simorangkir, 2002）。尤其是在1982至1983、1987、1991、1994和1997至1998年间的厄尔尼诺天气事件期间，森林和陆地火灾广泛发生，彻底摧毁的森林达1万平方公里（Simorangkir and Sumantri, 2002）。1997年的大火是印度尼西亚（及其东南地区）此前15年间最严重的一次，造成10万平方公里森林烧毁。2013年的火灾是1997年以来最严重的一次（使砂拉越州（Sarawak）和马来西亚半岛正式进入紧急状态），火灾主要发生在泥炭沼泽地区，泥炭本身燃烧加之为油棕种植园清空土地用火，对马来西亚半岛周围的城市造成健康危害（Vidal, 2013a）。

变革时代

在1997年经济危机冲击亚洲和1998年苏哈托总统下台的背景下，印度尼西亚的社会政治形势发生了根本性变化。在1998年之前，自然资源管理完全由雅

加达中央政府控制，资源开采的利润主要由中央政府和权势者瓜分。

随着“新秩序政权”（the New Order Regime）在1998年崩溃，各省、区开始表达他们对原制度的不满和失望，要求在管理其自然资源中有更多权力和独立性。1999年22号法案和2000年25号政府令先后颁布，为分权制和从中央到地方（省和区）政府自然资源管理

的权责下放铺平了道路。这样做的理由是，相信分权制能够加强地方政府的权威，改善各省乡村人口的生活，实现对自然资源更好的治理。然而实际却是在整个印度尼西亚，失控的合法和非法伐木急剧加速，林地被侵占并转化为种植园，为了采矿作业森林被清空，在大片热带雨林地区建立路网并广泛用火清理土地。

这在一定程度上可以归为缺乏应对制度变化的能力和准备。但更重要的则是分权制产生了激励倒错，由于各省、区如今都期待各自创收，导致环境退化和土地变更用途进一步加剧。迫使其越来越多地求助于森林开发，建立大规模油棕种植园，发展采矿作业。来自林业部的数据显示，在1995至2007年间，工业木材种植园的面积从11300平方公里增至70700平方公里；另一项研究估计截至2009年，已建立的工业木材种植园有99700平方公里（Forest Watch Indonesia, 2011）。

长达数十年的过度采伐，伴随着天然林皆伐及退化，造成过去50年对天然林的极大破坏。自20世纪60年代的“木材潮”开始，印度尼西亚有共计超过96.3万平方公里的林地退化，其中54.6万平方公里属于国有林区，包括生产林、保护林和防护林，41.7万平方公里在国有林区范围以外（Nawir, Murniati, and Rumboko, 2007）。据估计，印度尼西亚为世界最高森林砍伐率的国家，由于伐木、农业、人类定居、基础设施建设和火灾，平均

每年丧失18700平方公里森林（FAO, 2006）。图8.4提供了森林覆盖率随时间变化的比较，从中可以清晰看到印度尼西亚快速的森林退化。

森林丧失与猩猩

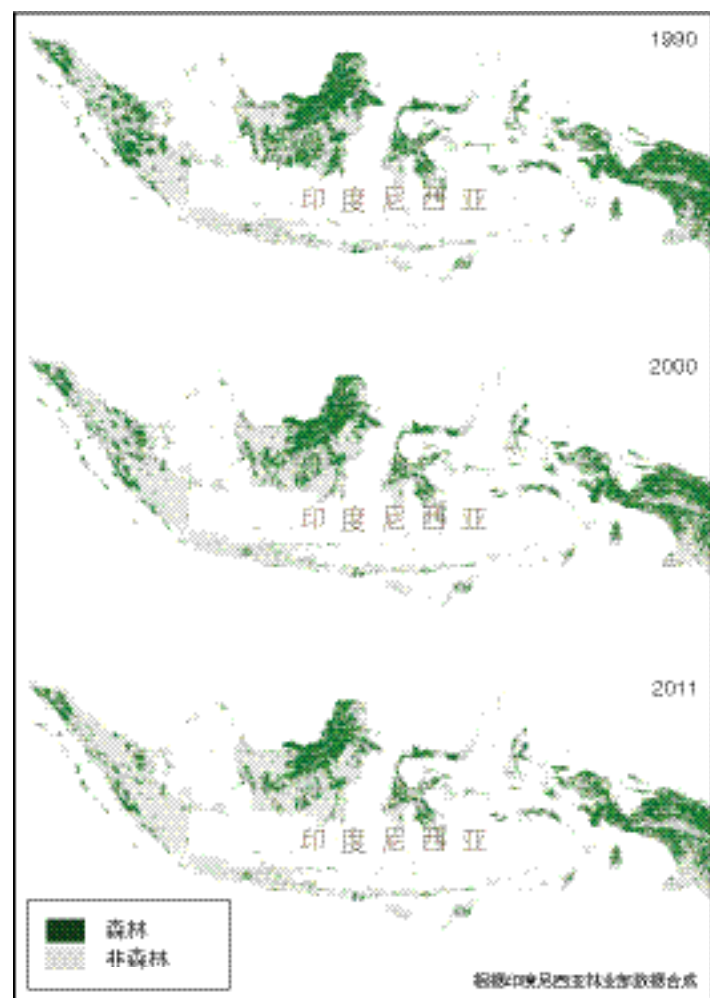
森林丧失对猩猩具有直接和间接负面影响。猩猩常常死于伐木活动和清空林地作业中，尤其是在作业用火的情况下。清空林地也使猩猩栖息地完全丧失，导致它们的死亡或群组被迫迁移至其他区域。

在过去20年中，猩猩的栖息地（总共13万平方公里）中有4万平方公里被破坏或变更为其他用途（Nellemann *et al.*, 2007），苏门答腊和加里曼丹每年的栖息地丧失率分别是1-1.5%和1.5-2%（Singleton *et al.*, 2004）。图8.5据联合国环境署的研究显示，从1930至2004年大片关键猩猩栖息地丧失，剩余的碎片化森林正在变得日益孤立（Nellemann *et al.*, 2007）。

森林开放使猩猩更容易受因食用和商业交易而违法捕猎所害（第七章对此有详细讨论）。伐木工清空森林时猩猩也常被随机杀害或捕捉。此外，由于森林日益退化，食物资源稀缺，这些类人猿开始进入退化森林周边的村庄或种植园抢夺农作物，而被村民或农民杀害（Meijaard *et al.*, 2011）。这些都显著导致猩猩数量急剧减少。

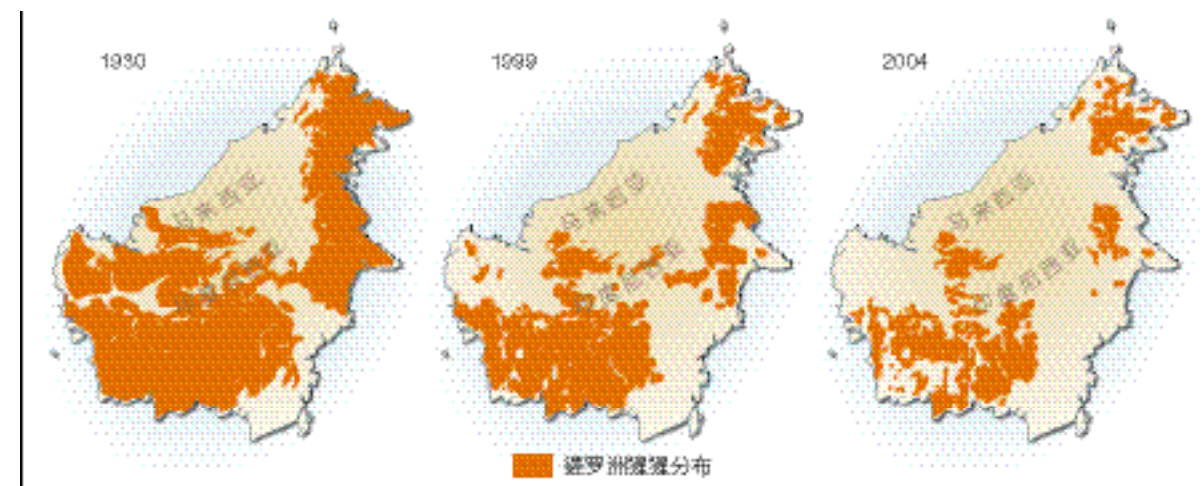
据估计（Nellemann *et al.*, 2007; Meijaard *et al.*, 2011）在过去35年中，由于栖息地遭到破坏，有大约50000只猩猩死亡。目前，野外仅剩6650只苏门答腊猩猩和55000只婆罗洲猩猩（以及不到800只达班努里猩猩（WWF, 2017）。——译者注）。在这些剩余种群中，大约70%居住在保护区以外的（WWF, 2013）。尽管这些物种被世界自然保护联盟分别列为濒危和极危物种，且列入华盛顿公约（CITES）附录一（见前言），由此受到法律保护，但若法律执行不力，它们的栖息地将继续被破坏。

图8.4
印度尼西亚森林覆盖消失



感谢Charites Institute供图⁵

图8.5
婆罗洲1930至2004年间猩猩栖息地分布和大小变化



© Hugo Ahlenius, UNEP/GRID-Arendal http://www.grida.no/graphicslib/detail/orangutan-distribution-on-borneo-indonesia-malaysia_11d2

“The Moratorium excludes the Ministry of Agriculture and the Ministry of Energy and Mineral Resources, both of which are engaged in deforestation.”

印度尼西亚的伐木暂停期：何去何从？

在过去几十年中，印度尼西亚大面积森林被破坏，大量土地变更用途，在全球对气候变化的意识日益增长的背景下，印度尼西亚已被打上世界最大温室气体排放国的烙印。受到来自国际和国内的多重压力，要求改善其土地利用管理的做法。

在这一背景下，印度尼西亚总统在2009年宣布，自愿承诺全国减少26%的碳足迹，同时达到7%的经济增长。⁶ 2011年5月，“关于暂停发放新证书并改善天然原始林与泥炭地治理”的10号总统指令（*Inpres*）发布，将该承诺付诸实践，该总统令有效期至2013年5月，随后又延长两年至2015年5月。该总统指令（*Inpres*）通常被称作“暂停令”，旨在通过减少原始林和泥炭地转为其他用途（尤其是单一品种种植园），来削减国家的碳排放。其无意停止未来对泥炭地和林区的开发利用，而是给予政府时间以评估和整改其发展策略。作为“暂停令”的一部分，在林业部的协调下，多个关键政府机构合作制作了一张指示图，标注出不可转化土地用途的区域，至少每6个月修订一次。在2011年6月至2013年1月间，该指示图已修订3次。

然而实施“暂停令”面临着严峻挑战（Murdiyarso *et al.*, 2011; Wells, Neil, and Paoli, 2011; Wich, Koh, and Noordwijk, 2011a）。⁷ 首先，从法律角度“暂停令”并非立法文件，仅是将

总统的一系列指示提供给相关政府部门。因此，如果这些指示没有执行，不会有任何法律后果。此外，“暂停令”涵盖了几乎所有关键政府机构（3个部，5个机构）和省、区领导，却未包括农业部和能源与矿产资源部，而后两者对森林砍伐均有参与。未包含这些部门显然限制了“暂停令”的效力。其次，暂停令对所涉及的森林类型、范围及区域均未清晰界定：

- “暂停令”限于“国有林区”（*kawasan hutan*），且仅适用于“原始森林”，其定义是“未受耕种或林业造林系统触及的天然林”。这意味着国有林区之外的所有林区，以及国有林区内采伐过的森林和次生林都被排除在“暂停令”以外，可以被转化为新的种植园，而这些森林中有些具有很高的生物多样性。实际上，通过将次生林转化建立工业木材种植园，被林业部视为森林改良。在2009年，印度尼西亚总计有86.6万平方公里的国有林区，其中45.2万平方公里是原始森林，41.4万平方公里为次生林。国有林区以外还有5.3万平方公里的林区（Ministry of Forestry, 2009a），前已提及70%的猩猩居住在保护林之外。
- 对国有森林内外超过3米厚度的泥炭地，“暂停令”禁止进行任何新的变更用途。然而，这其实是老调重弹，对泥炭地同样的规定已经在

“暂停令”实施前的政府其他规章中加以规定。目前，有言论称应调整泥炭地的门槛，从3米降至0.5米，但因标注泥炭厚度的地图不精确，国内许多地区甚至没有作图，因此将难以实行。澄清这一问题至关重要，因为泥炭地覆盖印度尼西亚群岛的广阔地域，这些地域都有一定程度的森林或木本植被覆盖。

- 指示图包括保护林和转换林，这也是多余的，因为这些森林已经受到其他法规保护（如森林法41/1999）。在第一版指示图中标示的66.4万平方公里面积中，有大约三分之二（43.9万平方公里）已经是保护林和转换林（见下）（Ministry of Forestry, 2008; Murdiyarso *et al.*, 2011）。

最后，“暂停令”仅适用于申请新的特许区，因此未包括可能有破坏性的某些活动：

- 仍允许已持有“主要许可证”（*ijin prinsip*）的公司清空林地开发种植园。⁸
- 允许公司对即将到期的特许区许可证申请延期。
- 允许现有种植园向新的林区扩展，按照并未明确界定的“特殊条款”，无需申请新的特许区许可证。
- 利用及转化原始森林和泥炭地，用于与采矿和其他战略性产业相关的活动，如油气、能源、水稻、甘

蔗等，属于“暂停令”规定的“豁免”。虽然这在经济和社会层面可以理解，也许具有合理性，但可能严重削弱暂停令的适用。在过去，这些开发活动常常导致大片林区和泥炭地的破坏，对环境造成灾难性后果。

当“暂停令”发布时，已持有“主要许可证”的公司及已申请扩张的公司均为未知数。人们普遍认为在“暂停令”生效前数月，政府部门尤其是区级政府已经签发了许多“主要许可证”。

上述这些挑战，加之缺乏可靠准确的数据，关键政府部门之间协调性和一致性不足，致使对指示图上应该包括哪些区域以及如何履行承诺争论不休。许多环保团体支持严格实施“暂停令”，甚至全面禁止森林和泥炭地转化。相反，有许多来自林业和林木种植业的强大的游说团体，则呼吁放宽限制。后者还有地方政府的重要支持，他们辩解需要利用其省、区内的森林资源实现经济发展。

对“暂停令”最早的一份分析（Murdiyarso *et al.*, 2011），也许缺少可靠性，估计“暂停令”影响的范围空间为66.4万平方公里，其中大约43.9万平方公里是保护林和防护林。由于后者已经受到其他法律保护，实际上暂停令提供的额外保护仅有22.5万平方公里林区，其中仅有7.2万平方公里是原始森林（其余均为泥炭地）。

“The Moratorium allows for the use and conversion of primary forest and peatlands for activities related to mineral mining, oil and gas.”

目前，尚无证据显示“暂停令”有效减少了印度尼西亚的森林转化。截至2013年1月，在提高许可证发放过程的透明度和林业治理方面，几乎没有改善的迹象。指示图不断更新，将继续制造巨大的商业不确定性，并且据报道已致使许多企业继续其清空和转化林地的活动。该领域内出现了许多违反“暂停令”的情况，例如开放并转化指示图标明的泥炭地（Forest Watch Indonesia, 2012）。

对印度尼西亚的总结

总之，“暂停令”尚未改善对猩猩的保护。在“暂停令”出台前，保护区内的猩猩已经受法律保护，因此“暂停令”对它们没有影响，且缺乏执法力度则意味着这些区域内的保护工作还没有变化。⁹而在保护区范围以外，尤其是次生林和其他国有林区以外森林的猩猩，“暂停令”未提供任何保护。

虽然印度尼西亚政府认识到了环境保护的重要性，表示他们意识到自然保护的作用，但这一承诺还未顺利转化为有效的政策制定和执行。确立并实施林业暂停期，突显了国际对环境的考量、商业利益和政治过程的相互影响，而对印度尼西亚森林砍伐率并未带来什么改变。有效的政策执行，需要在印度尼西亚的整个政治体系内，将执法与对环境保护重要性的认识结合起来。

结论

各个类人猿活动范围国家处于动态经济转型的不同阶段。对经济发展的追求与环境保护的重要性之间经常产生冲突，鉴于资源、能力和能够提供了解和执行有意义政策的数据有限，这种冲突就尤其具有挑战性。通常的短期经济收益与长期才能觉察的环境效益之间，在时间框架上的冲突也很难调和。

在印度尼西亚和加蓬，得以充分讨论环境保护和经济发展二者双赢并创建政策框架，国家首脑的干预是重要因素。然而，当政府官员和私营部门利用漏洞及执法不力，或当采取的措施不当计划不周时，政策实施意义的可能就会明显受阻。这种脱钩，直指令类人猿活动范围国家在自然资源保护中需要解决的基本问题。环境保护需要作为所有经济发展战略与举措的核心要素考虑，而非作为额外或次要的因素交给弱势部门或组织实施。

与当地机构共同合作的外部伙伴的作用，可以说是提供数据并监控与平衡政策执行中的变数，同时提供一定程度的透明度促使减少可能的腐败。国际自然保护组织对加蓬环境保护立法发展的作用，将继续指引并影响后续的政策实施。国际金融公司绩效标准6号的变化，对启动国家生物多样性的抵消规划进程的关键作用，将持续有效影响国家为包括极危和濒危物种的保护区提供保障和财政支持。对有关

生物多样性和自然保护区的立法、政策及执法所产生的影响进行监控，对于平衡开发与保护现有和将发现的自然资源至关重要，可以在经常性冲突活动间保持平衡。最终，不断发展的全球气候变化进程，生态系统服务的支出，以及为森林和泥炭地提供资金的其他机制，将在国家层面继续影响环境保护行动。

不过，很显然森林覆盖率持续下降，自然资源的压力持续增加，类人猿种群和其他物种不断减少，都突出应对挑战、有效管理这些区域的重要性。关键是所有各方共同协作，才能够：

1. 找到协调经济发展与环境保护的适当策略和机制。
2. 对国家和地区级的利益相关方赋予权力实施这些策略。
3. 通过超越民族国家界限的更广泛参与，使这些策略和机制具有可持续性。

作为国家，尤其是弱势政府部门负责森林保护和管理，不可能独自承担保护脆弱的资源与生态系统的责任。必须将采掘业对经济和环境造成的后果纳入更广泛的考量，从而在参与和责任上引入多方成员。

致谢

主要作者：Helga Rainer 和 Annette Lanjouw

其他贡献者和其他撰稿人：Cyril Kormos, Rebecca Kormos, Niel Makinuddin, Erik Meijaard, PNCL, Dicky Simorangkir, 和 Serge Wich

尾注

- 1 绩效标准1号，环境与社会风险及影响的评估和管理：http://www1.ifc.org/wps/wcm/connect/3be1a68049a78dc8b7e4f7a8c6a8312a/PS1_English_2012.pdf?MOD=AJPERES
- 2 绩效标准6号，生物多样性保护与可持续化，生物自然资源的管理：http://www1.ifc.org/wps/wcm/connect/bff0a28049a790d6b835faa8c6a8312a/PS6_English_2012.pdf?MOD=AJPERES
- 3 根据1987年的“林地利用规划共识”（TGHK），147万平方公里的林地被分为永久林地（75.49%）与转化林（24.51%）。永久林地中19.95%为防护林，13.08%是保护区，22.44%是生产林，22.02%为限产林。保护区与防护林不得用于任何性质的开发，生产林则主要用于木材采伐，转化林可以转化为如种植园等其他用途。
- 4 森林开发并不直接导致爆发火灾。然而不良的伐木方式会使林区退化，成为非常贫瘠、密度稀疏的次生林、草地或灌木丛，使之更易酿成火灾。
- 5 2012年12月由Indrawan Suryadi绘制的地图，根据卫星影像释义和印度尼西亚林业部的森林覆盖官方数据。
- 6 许多人质疑这是一个民粹主义的声明。在该声明宣布前，承诺未经任何讨论，亦无坚实的科学和技术根据支持或证实该承诺的程度。在国际气候变化谈判中代表该国的高级政府官员甚至对此声明表示惊讶。
- 7 许多问题与其说是由于森林砍伐和森林退化，不如说是更多地与温室气体排放有关。例如，没有将国有林区以外的森林砍伐区内大片泥炭区纳入考量，将降低“暂停令”减排的有效性，却不会对减少森林砍伐工作产生影响。本章重点关注森林砍伐和森林退化问题，因此类似减排的问题未在此讨论。

“Environmental protection needs to be considered as a central component of all economic development strategies and initiatives, and not as an add-on or a secondary consideration.”

- 8 从取得“主要许可证”到野外作业活动，如获得特许区许可并开展种植活动，公司必须经历漫长复杂的过程并从事规定的活动。然而一旦“主要许可证”签发，企业便可以开始清空森林，排干泥炭地。
- 9 来自林业部2008年的数据显示，自然保护区以估计每年2000平方公里的增长率被侵占。





照片：非洲类人猿分布地理范围内的适宜环境条件在整个非洲大陆均有下降。© Takeshi Furuichi, Wambatu黑猩猩研究委员会

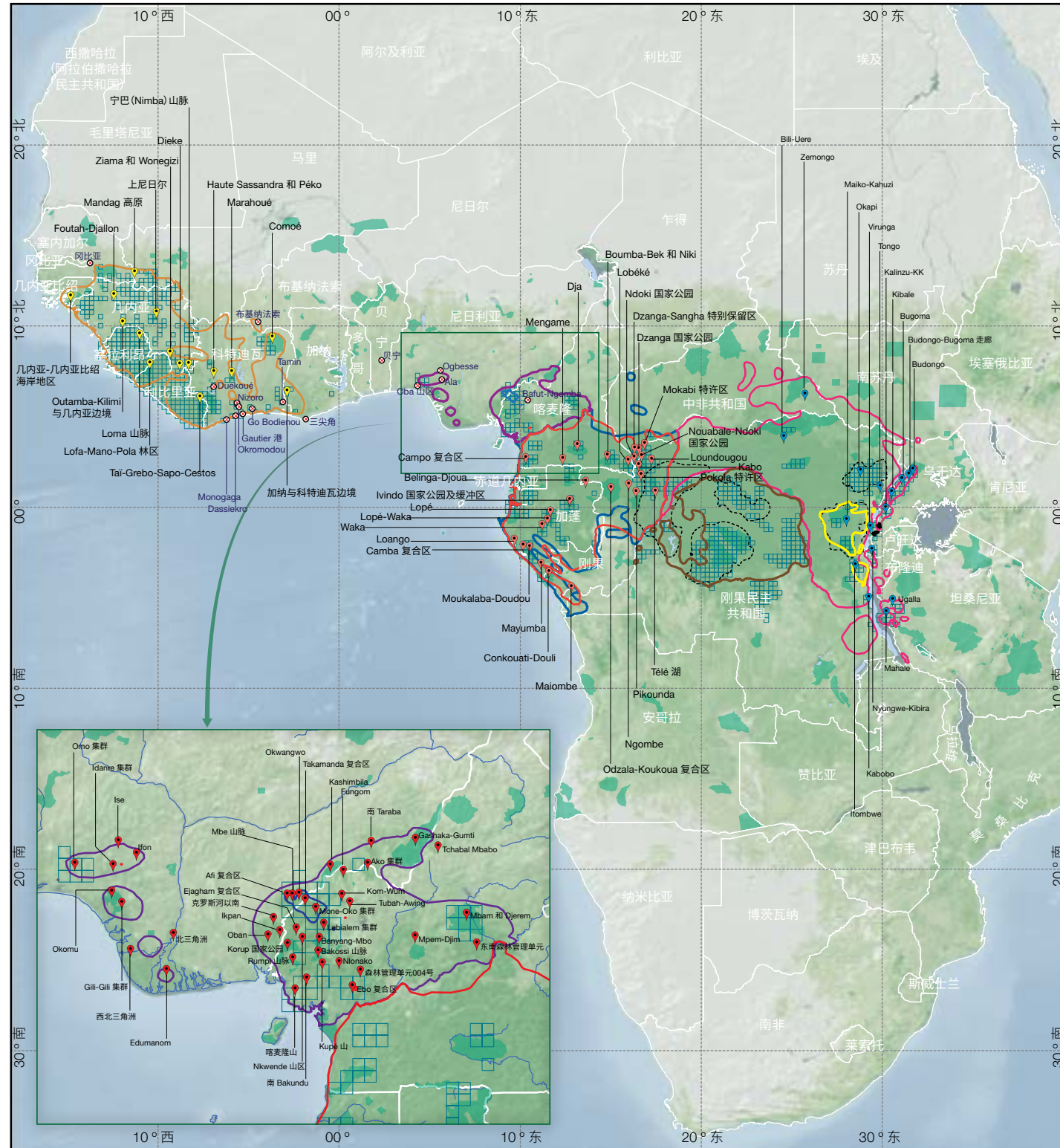
第九章

非洲和亚洲类人猿现状

内容简介

本章介绍了大型类人猿和长臂猿的保护及福利情况，主要关注非洲和亚洲类人猿的分布与环境条件。本章提供的信息来自多方渠道，特别是来自“类人猿种群环境调查 (A.P.E.S.) 门户网站” (<http://apesportal.eva.mpg.de>)，这些信息可以为决策者和利益相关方制定明智的政策与有效规划提供帮助。虽然本章报告中的一些内容所参考的文献为大型类人猿和长臂猿的特定类群，但讨论旨在解决关于类人猿的整体问题（而非物种特异的问题）。由于关于所有类人猿物种、地区乃至国家

图9.1 非洲类人猿分布

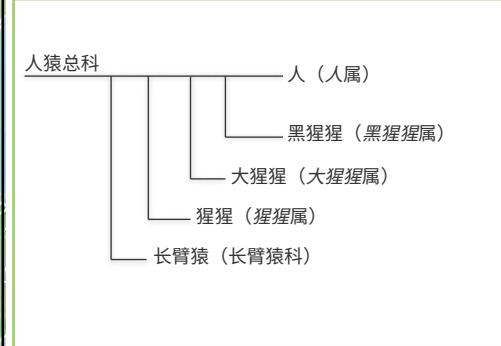


图例

- 类人猿局地灭绝
- 黑猩猩指名亚种主要分布地
- 黑猩猩尼喀亚种主要分布地
- 黑猩猩西非亚种主要分布地
- 黑猩猩东非亚种保护单元
- 倭黑猩猩保护景观环境
- 类人猿种群环境调查数据库调查数据覆盖范围
- 保护区 (世界自然保护联盟一至五类)

类人猿分布范围

- 黑猩猩东非亚种 (*Pan troglodytes schweinfurthii*)
- 格劳尔大猩猩 (*Gorilla beringei graueri*)
- 倭黑猩猩 (*Pan paniscus*)
- 西非低地大猩猩 (*Gorilla gorilla gorilla*)
- 黑猩猩指名亚种 (*Pan troglodytes troglodytes*)
- 黑猩猩尼喀亚种 (*Pan troglodytes ellioti*)
- 山地大猩猩 (*Gorilla beringei beringei*)
- 黑猩猩西非亚种 (*Pan troglodytes verus*)
- 克罗斯河大猩猩 (*Gorilla gorilla diehli*)



物种信息

黑猩猩指名亚种
Pan troglodytes troglodytes
野外种群: 约70000至117000只个体
目前活动范围: 811425平方公里
世界自然保护联盟红色名录分类: **濒危**
活动范围分布
安哥拉: 0.79%
喀麦隆: 23.22%
中非共和国: 4.87%
刚果: 32.72%
赤道几内亚: 3.43%
加蓬: 33.20%
刚果民主共和国: 有出没迹象

黑猩猩尼喀亚种
Pan troglodytes ellioti
野外种群: 约3500至9000只个体
目前活动范围: 193475平方公里
世界自然保护联盟红色名录分类: **濒危**
活动范围分布
安哥拉: 0.79%
喀麦隆: 72.55%
尼日利亚: 27.45%
种群估测来源: Morgan et al., 2011

黑猩猩东非亚种
Pan troglodytes schweinfurthii
野外种群: 约200000至250000只个体
目前活动范围: 1105675平方公里
世界自然保护联盟红色名录分类: **濒危**
活动范围分布
刚果民主共和国: 82.49%
布隆迪: 0.65%
中非共和国: 9.38%
卢旺达: 0.20%
南苏丹: 3.58%
坦桑尼亚: 1.71%
塞内加尔: 3.17%
马里: 2.97%
利比里亚: 11.64%
几内亚比绍: 1.88%
加纳: 2.55%
几内亚: 33.77%
科特迪瓦: 33.60%
种群估测来源: Kormos et al., 2012

黑猩猩西非亚种
Pan troglodytes verus
野外种群: 约23080只个体
目前活动范围: 771975平方公里
世界自然保护联盟红色名录分类: **濒危**
活动范围分布
布基纳法索: 0.42%
塞拉利昂: 10.04%
塞内加尔: 3.17%
马里: 2.97%
利比里亚: 11.64%
几内亚比绍: 1.88%
加纳: 2.55%
几内亚: 33.77%
科特迪瓦: 33.60%
种群估测来源: Kormos et al., 2012

西非低地大猩猩
Gorilla gorilla gorilla
野外种群: 约150000只个体
目前活动范围: 791425平方公里
世界自然保护联盟红色名录分类: **极危**
活动范围分布
安哥拉: 0.58%
中非共和国: 2.64%
赤道几内亚: 3.54%
加蓬: 36.66%
喀麦隆: 23.34%
刚果: 33.23%

山地大猩猩
Gorilla beringei beringei
野外种群: 约880只个体
目前活动范围: 785平方公里
世界自然保护联盟红色名录分类: **极危**
活动范围分布
乌干达: 47.07%
卢旺达: 20.76%
刚果民主共和国: 32.23%
种群估测来源: Gray et al., 2013

格劳尔大猩猩
Gorilla beringei graueri
野外种群: 约2000至10000只个体
目前活动范围: 75225平方公里
世界自然保护联盟红色名录分类: **濒危**
活动范围分布
乌干达: 47.07%
卢旺达: 20.76%
刚果民主共和国: 100%
种群估测来源: Maldonado et al., 2012

倭黑猩猩
Pan paniscus
野外种群: 约15000至20000只个体*
目前活动范围: 47925平方公里
世界自然保护联盟红色名录分类: **濒危**
活动范围分布
刚果民主共和国: 100%
*倭黑猩猩种群为最小估测
种群估测来源: 世界自然保护联盟和刚果自然保护协会

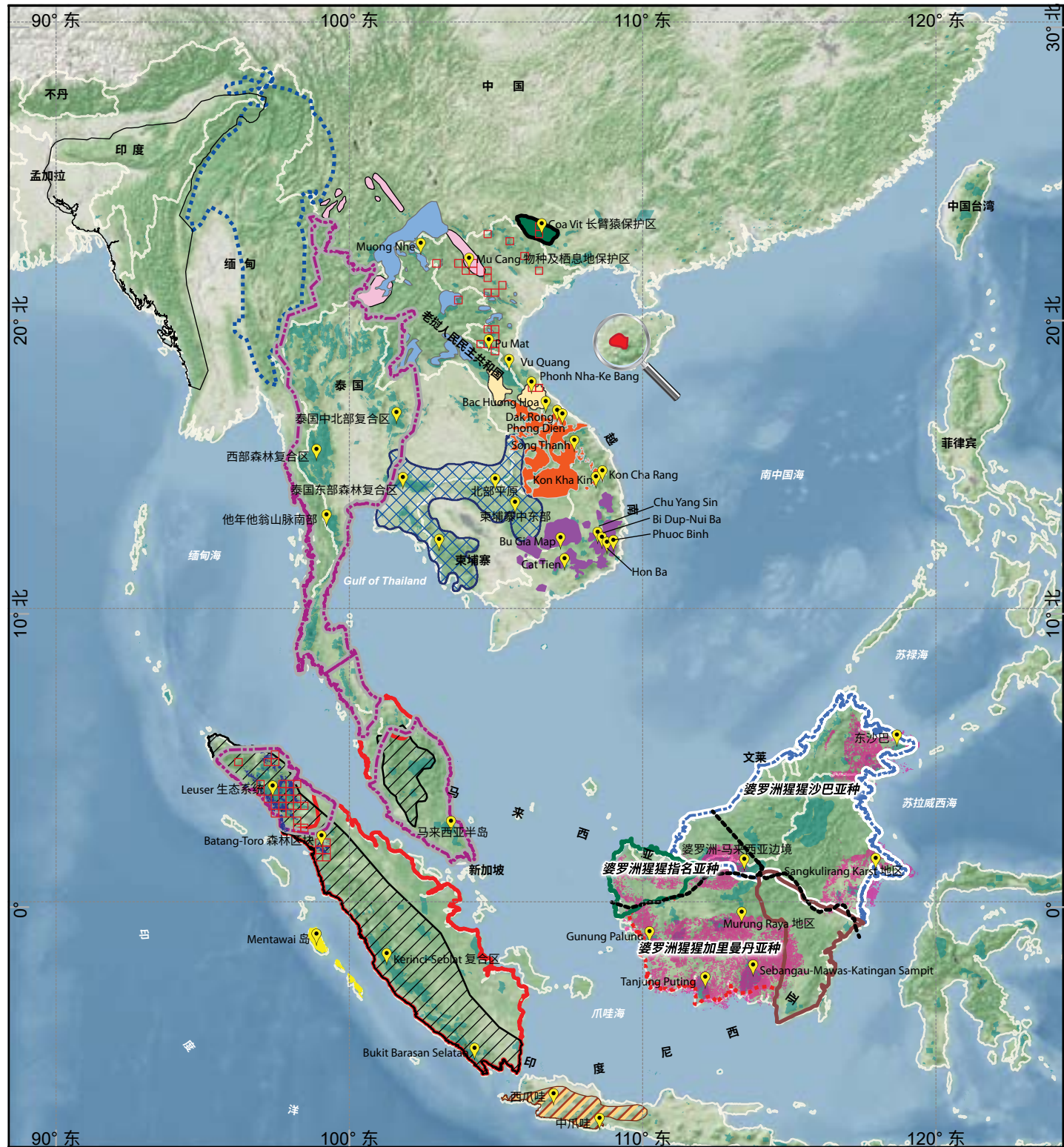
克罗斯河大猩猩
Gorilla gorilla diehli
野外种群: 约200至300只个体
目前活动范围: 12000平方公里
世界自然保护联盟红色名录分类: **极危**
活动范围分布
安哥拉: 0.58%
喀麦隆: 66.08%
尼日利亚: 33.92%
种群估测来源: Oates et al., 2007

比例尺: 1:35 000 000

0 500 1000 1500 公里

在类人猿分布的整个范围内多个地点, 目前均有收集类人猿种群数量细节信息的活动正在开展。最新的信息会在类人猿种群环境调查门户网站上更新。可访问以下网址获取更新信息: <http://apesportal.eva.mpg.de>

图9.2 亚洲类人猿分布



图例

- 类人猿主要保护地
- 婆罗洲猩猩亚种分界
- 类人猿种群环境调查数据库调查数据覆盖范围
- 保护区 (世界自然保护联盟一至五类)

类人猿分布范围

- 西白眉长臂猿
- 东白眉长臂猿
- 阿氏灰长臂猿
- 敏长臂猿 (黑掌长臂猿)
- 白须长臂猿 (婆罗洲敏长臂猿)
- 婆罗洲灰长臂猿 (北部灰长臂猿)
- 克氏长臂猿 (明打威长臂猿)
- 白掌长臂猿
- 银白长臂猿 (爪哇长臂猿)
- 穆氏长臂猿 (穆氏灰长臂猿、南部灰长臂猿)
- 戴帽长臂猿
- 北黄颊长臂猿 (北黄颊长臂猿)
- 西黑冠长臂猿 (黑冠长臂猿、黑长臂猿、中南半岛长臂猿)
- 南黄颊长臂猿 (红颊长臂猿、黄颊长臂猿)
- 海南长臂猿 (海南黑冠长臂猿、海南黑长臂猿、海南冠长臂猿)
- 北白颊冠长臂猿 (北白颊长臂猿、白颊长臂猿)
- 东黑冠长臂猿
- 南白颊冠长臂猿 (南白颊长臂猿)
- 合趾猿

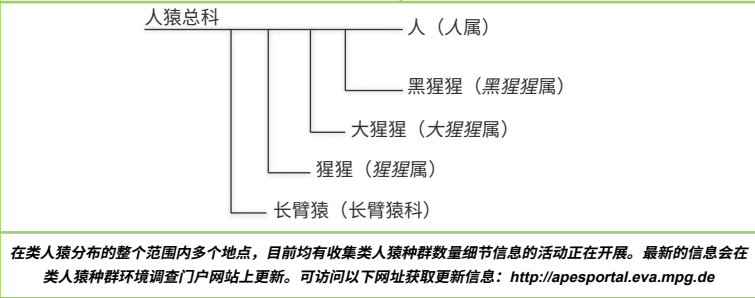
猩猩

- 苏门答腊猩猩
- 婆罗洲猩猩

比例尺: 1:35 000 000



物种信息	
<p>苏门答腊猩猩 <i>Pongo abelii</i> 野外种群: 约6600个个体 目前分布范围: 8641平方公里 世界自然保护联盟红色名录分类: 极危 活动范围分布 印度尼西亚 (苏门答腊岛)</p>	<p>婆罗洲猩猩 <i>Pongo pygmaeus</i> 野外种群: 约54000个个体 目前活动范围: 155106平方公里 世界自然保护联盟红色名录分类: 濒危 活动范围分布 印度尼西亚 (婆罗洲)</p>
<p>合趾猿 <i>Symphalangus syndactylus</i> 世界自然保护联盟红色名录分类: 濒危 分布国家 泰国、马来西亚、印度尼西亚</p>	<p>西白眉长臂猿 <i>Hoolock hoolock</i> 世界自然保护联盟红色名录分类: 濒危 分布国家 孟加拉、印度、缅甸</p>
<p>白掌长臂猿 <i>Hylobates lar</i> 世界自然保护联盟红色名录分类: 濒危 分布国家 印度尼西亚、老挝、马来西亚、缅甸、中国、泰国</p>	<p>东白眉长臂猿 <i>Hoolock leuconedys</i> 世界自然保护联盟红色名录分类: 易危 分布国家 中国、印度、缅甸</p>
<p>银白长臂猿 <i>Hylobates moloch</i> 世界自然保护联盟红色名录分类: 濒危 分布国家 印度尼西亚</p>	<p>北黄颊长臂猿 <i>Nomascus annamensis</i> 世界自然保护联盟红色名录分类: 未评估 分布国家 柬埔寨、老挝、越南</p>
<p>白须长臂猿 <i>Hylobates albibarbis</i> 世界自然保护联盟红色名录分类: 濒危 分布国家 印度尼西亚 (婆罗洲)</p>	<p>西黑冠长臂猿 <i>Nomascus concolor</i> 世界自然保护联盟红色名录分类: 极危 分布国家 中国、老挝、越南</p>
<p>敏长臂猿 <i>Hylobates agilis</i> 世界自然保护联盟红色名录分类: 濒危 分布国家 印度尼西亚、马来西亚、泰国</p>	<p>东黑冠长臂猿 <i>Nomascus nasutus</i> 世界自然保护联盟红色名录分类: 极危 分布国家 中国、越南</p>
<p>穆氏长臂猿 <i>Hylobates muelleri</i> 世界自然保护联盟红色名录分类: 濒危 分布国家 印度尼西亚、马来西亚</p>	<p>南黄颊长臂猿 <i>Nomascus gabriellae</i> 世界自然保护联盟红色名录分类: 濒危 分布国家 柬埔寨、越南</p>
<p>阿氏长臂猿 <i>Hylobates abbotti</i> 世界自然保护联盟红色名录分类: 濒危 分布国家 文莱、印度尼西亚、马来西亚</p>	<p>海南长臂猿 <i>Nomascus hainanus</i> 世界自然保护联盟红色名录分类: 极危 分布国家 中国</p>
<p>戴帽长臂猿 <i>Hylobates pileatus</i> 世界自然保护联盟红色名录分类: 濒危 分布国家 柬埔寨、老挝、泰国</p>	<p>北白颊冠长臂猿 <i>Nomascus leucogenys</i> 世界自然保护联盟红色名录分类: 极危 分布国家 老挝、中国、越南</p>
<p>克氏长臂猿 <i>Hylobates klossii</i> 世界自然保护联盟红色名录分类: 濒危 分布国家 印度尼西亚</p>	<p>南白颊冠长臂猿 <i>Nomascus siki</i> 世界自然保护联盟红色名录分类: 濒危 分布国家 老挝、越南</p>
<p>婆罗洲灰长臂猿 <i>Hylobates funerus</i> 世界自然保护联盟红色名录分类: 濒危 分布国家 马来西亚、印度尼西亚</p>	



的数据质量与可用性参差不齐，我们仅讨论数据可用且可靠的具体案例。本章尚未完全覆盖关于长臂猿的内容，因为长臂猿科的数据挖掘还很有限。但在本书的下一版出版前，我们会收集更多数据以更好地介绍长臂猿的情况。

本章报告的内容由4部分组成（外加在线部分）：

扩展资料9.1

地图说明

本报告所包含的地图将文献资料与近期研究记录信息相结合，旨在为读者提供非洲和亚洲所有类人猿物种分布与现状的全貌。这些地图中呈现的大部分信息，来自类人猿种群环境调查（A.P.E.S）门户网站（apesportal.eva.mpg.de）。该门户网站上有最及时更新的大型类人猿空间和非空间信息，由野外工作专家提供或经授权的其他可靠消息来源获得（涵盖全世界研究和自然保护机构与组织）。

这些地图显示了类人猿保护各种“区域行动计划”所确认的部分优先保护和调查地点。由于这些区域行动计划经由各类人猿物种的著名专家校订，因此他们收集提供的信息也是最准确的，反映了成百上千专家和利益相关方的观点。

注意事项

尽管这些地图提供的信息对于类人猿保护信息量大、价值很高，但应注意仍存在信息缺口。

- 地图上仅标示了按照世界自然保护联盟（IUCN）分类的一至五类保护区。为确保地图清晰度及避免某些保护地点低质量数据的干扰，故未包含更低保护级别或未分级的保护区。
- 地图所示总物种多度图并非绝对值。这些估测是基于目前及过去野外调查数据，还有些是基于选定地点的密度估计用外推法（extrapolation，是根据有限的已知数据，推广构建新的数据点的方法。——译者注）所得。提供任何种群的绝对值都可能对读者造成严重误导，不过图中显示代表了目前最佳估计值。
- 类人猿地理分布范围并非意味着类人猿出没的严格边界。尽管这些范围边界尽可能代表了目前类人猿存在的范围，但在某些地区的实际分布可能或大或小。

- **空间分布：**这一部分由两幅地图展示了类人猿的分布，以及不同亚种的其他相关基线信息。
- **非洲类人猿的适宜环境条件：**这一部分提出了对非洲大型类人猿的适宜环境条件（Suitable Environmental Conditions, SEC）的建模统计，包括物种层面和国家层面。统计数据来自“类人猿种群环境调查门户网站”的类人猿调查数据，通过校准模型进行计算，包括非洲大型类人猿9个物种中的8个（不含山地大猩猩）。
- **人类主宰的景观环境中的类人猿：**这一部分尽量简化地展示类人猿种群多度和野外存续影响因素交互作用的复杂性，以模型流程图形式突出呈现了类人猿分布和存续交互作用的影响因素及影响路径。并通过图表进一步显示了某些特定因素在某些国家对类人猿多度的影响（选择依据为在国家层面有可靠的类人猿多度估测），或在类人猿活动范围国家适宜环境条件的变化率。
- **类人猿密度高且有种群连续分布的地区：**这一部分用地图显示了各区域类人猿多度的空间分布梯度，这些图层利用来自地点水平的种群估测以插值方法生成，对确定重要的类人猿种群有帮助。
- **地点水平的类人猿多度估测：**这一部分介绍了各国（有近期可用数据的国家）已知有类人猿存在的地点（近期已知仍然存在），以及各地点的种群多度估测。在此通过定义多度等级对类人猿多度进行分类。

环境条件与大型类人猿 存续：非洲模型

物种层面评估

Junker等人（Junker *et al.*, 2012）最近评估了在非洲大型类人猿活动范围内适宜存续的环境条件，这也是对非洲类人猿在整个非洲大陆的首次建模。这一评估表明，在20世纪90年代至21世纪初期间，非洲类人猿分布地理范围内的适宜环境条件在整个非洲大陆均有下降（图9.3）。

克罗斯河大猩猩（*Gorilla gorilla diehli*）分布的地理范围内，自20世纪90年代至21世纪初，约有61.3%的适宜环境条件丧失，为此期间研究记录的所有类人猿物种适宜环境条件下降幅度最大的。与此同时黑猩猩东非亚种（*Pan troglodytes schweinfurthii*）的

适宜环境条件下降幅度最小，丧失不足1%。其他物种的适宜环境条件下降幅度则在上述范围之内。这种适宜环境条件的下降，源于各种人类与环境因素复杂的相互作用（Junker *et al.*, 2012）。然而出于多种原因，对于这一下降趋势和模式必须谨慎解读（见扩展资料9.2的注释）。

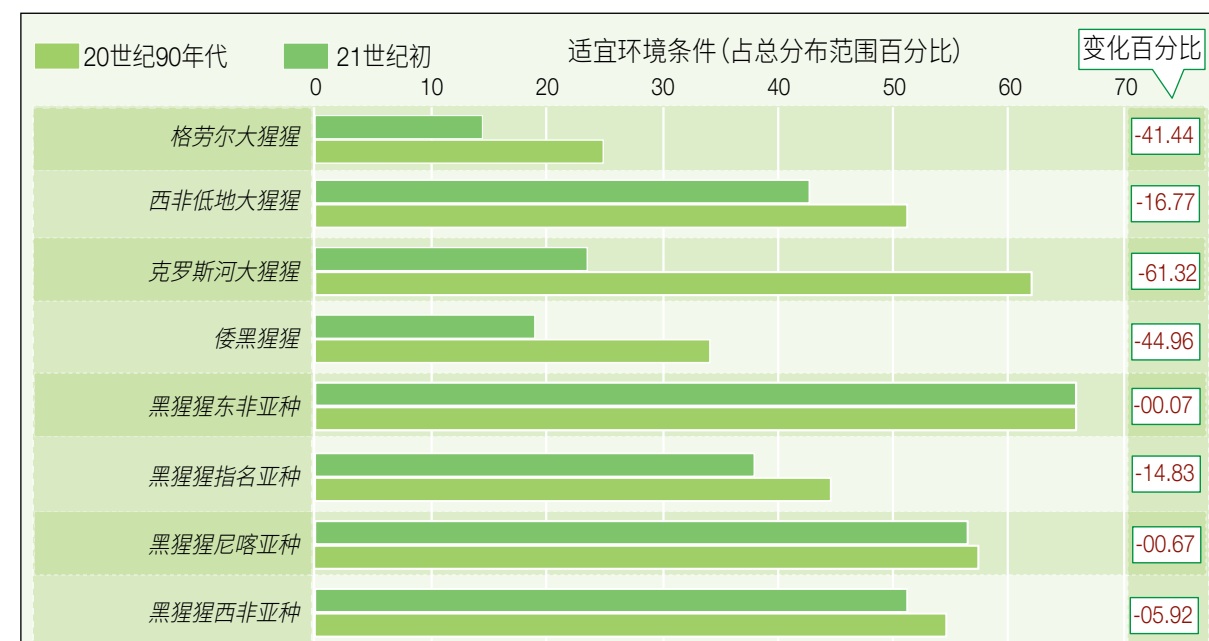
国家层面评估

在此，将非洲类人猿活动范围国家按3个地区分组：西非、中非和东非。

在西非，黑猩猩西非亚种（*Pan troglodytes verus*）在布基纳法索的环境条件严重恶化，下降幅度超过70%（图9.4）。实际怀疑黑猩猩已经在该国灭绝。尼日利亚的现状也值得担忧，在那里克罗斯河大猩猩失去的适宜环境条件超过四分之三。而想不到

图9.3

对非洲类人猿不同物种（不包括山地大猩猩）的适宜环境条件，以占总分布范围的百分比呈现



数据来源：Junker *et al.*, 2012.

扩展资料9.2

适宜环境条件 (SEC) 概念

适宜环境条件这一概念，用于代表利于大型类人猿存续的环境适宜性模型。它基于调查数据并精选已知或假设影响类人猿存续的环境因素，利用复杂的统计技术得出这些模型。模型结果表明，在大型类人猿活动范围内空间各点该类人猿出现的可能性。

适宜环境条件在评估类人猿潜在适宜栖息地的可用性方面很有价值。影响类人猿存续的因素间存在高度复杂的相互作用，将这些因素组合纳入可靠的统计模型，的确是评估它们对类人猿出没影响程度的最佳方法，这样才能展示各因素间高度复杂的相互作用的影响，否则可能不被关注。一个区域有足够的食物和庇护所，在理论上可以维持一个健康的类人猿种群，就可以被视为好的栖息地，但如果来自人类的压力（如捕猎）很高，这种区域则不能构成类人猿适宜环境。因此，“环境”一词不仅指某一物种分布范围内的物理因素，还包含人为影响及各种因素间的相互作用。

本文所示的适宜环境条件统计资料，涵盖除山地大猩猩外的所有非洲类人猿。这是首次对类人猿进行全大洲范围的校准建模，并且已得到科学界同行评审。该评估使用的数据，直接来自世界自然保护联盟物种存续委员会 (IUCN/SSC) 类人猿种群环境调查 (A.P.E.S.) 数据库，所涉及方法的细节及进一步讨论可见Junker等人的文献 (Junker *et al.*, 2012)。出于原始出版物所述原因，模型的计算基于各类人猿活动范围周边100公里缓冲区 (罗斯河大猩猩为10公里缓冲区)；但鉴于本报告的目的，我们仅采用了类人猿活动范围的统计数据，而未包含缓冲区。因此，本文所示图片与Junker等人报道的亚洲类人猿 (猩猩) 适宜环境条件模型有些许出入，这些区别仍在发展中，所以本书未予提及。

注意事项

适宜环境条件模型的结果，涵盖了与了解类人猿保护现状有关的信息，但应当注意：

- 适宜环境条件模型提供的是对环境条件（人为环境和物理环境）的评估，但并非直接等同于类人猿多度。因此，不应将各物种或各国的适宜环境条件百分比理解为种群规模大小。环境适宜度高并不意味着类人猿密度高，而仅意味着存在种群扩展的空间。
- 与其他空间模型类似，适宜环境条件模型深受多种因素影响，如模型校准和预测所依据的空间分辨率、物种范围大小、调查数据的可用性与质量。因此，这些全大洲范围的统计对描述物种整体范围分布的趋势很有用，而以地点为中心的分析结果适于描述更详细的地点分布趋势。

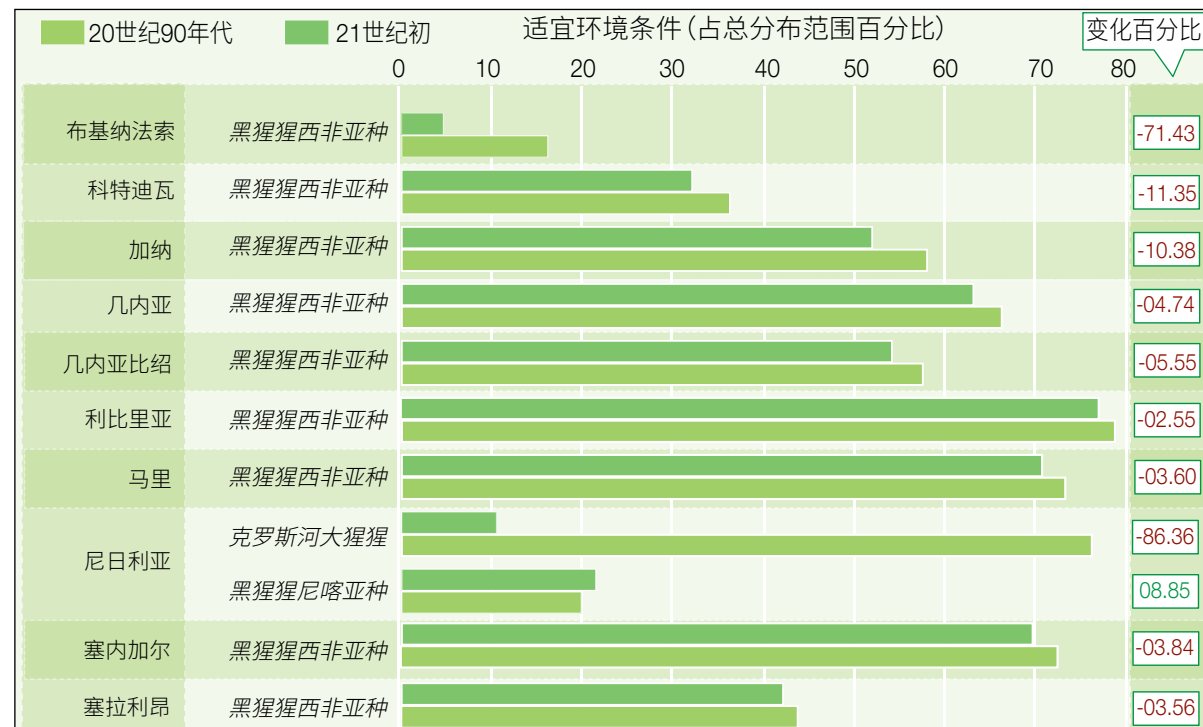
的是，在该国的黑猩猩尼喀亚种 (*Pan troglodytes ellioti*) 适宜环境条件有所上升，这表明，图9.3中显示的黑猩猩尼喀亚种的适宜环境条件下降，是由于喀麦隆境内的该物种环境条件。

应当注意，这些数据反映的并非类人猿多度，亦非栖息地占用率。许多适宜的片块栖息地无类人猿居住，而适宜片块的连接度，是类人猿扩散至未居住的片块栖息地非常重要的条件。例如记录显示，科特迪瓦的适宜环境条件下降比例仅有11.4%，但由Campbell等人 (Campbell *et al.*, 2008b) 开展的地点评估表明，该国全国范围内黑猩猩种群下降约90%，其原因多种多样，但最显著的是人口爆炸（从20世纪90年代至21世纪初增长约50%）与政治动荡。

20世纪90年代至21世纪初期间，中非次区域的适宜环境条件普遍下降 (图9.5)。有两个非洲国家有4种类人猿出没，喀麦隆是其中之一，喀麦隆有罗斯河大猩猩、西非低地大猩猩、黑猩猩指名亚种和黑猩猩尼喀亚种。在该国这4种类人猿的适宜环境条件均有下降，而下降率最多的为罗斯河大猩猩。这也使喀麦隆在中非地区国家中处于适宜环境条件丧失的领先地位，适宜环境条件平均丧失超过20%。

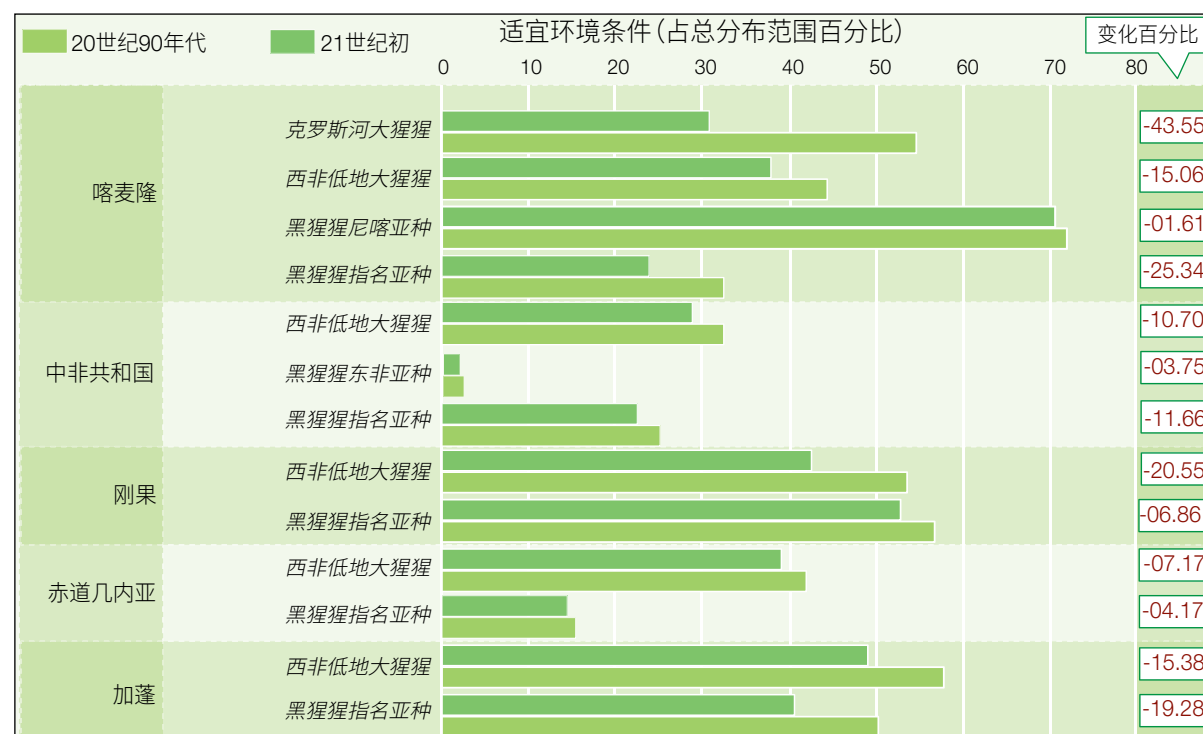
紧随喀麦隆之后的加蓬，适宜环境条件平均下降率约为17%，而赤道几内亚的适宜环境条件平均下降率 (5.7%) 在该地区最低 (可能因为这个小国人口密度大，在20世纪90年代时环境条件本已不佳)。虽然黑猩猩尼喀亚种在尼日利亚一侧地理分布的适宜环境条件有小幅上升，但喀麦隆一侧则有更多的丧失，导致该亚种的适宜环境条件整体下降。

图9.4 在国家水平比较每十年西非大型类人猿的适宜环境条件



数据来源: Junker *et al.*, 2012.

图9.5 在国家水平比较每十年中非大型类人猿 (不包括安哥拉和刚果民主共和国) 的适宜环境条件



数据来源: Junker *et al.*, 2012.



照片：人类侵占森林是造成野生动物种群急剧下降的主要因素之一。
© Annette Lanjouw

东非的趋势图也显示出适宜环境条件的普遍下降。不过在这一时期，尤其在刚果民主共和国和乌干达境内（图9.6）黑猩猩东非亚种（*Pan troglodytes schweinfurthii*）的适宜环境条件相对稳定。该地区适宜环境条件丧失最大的，是刚果民主共和国境内的倭黑猩猩（*Pan paniscus*）和格劳尔大猩猩（*Gorilla beringei graueri*）的活动范围。

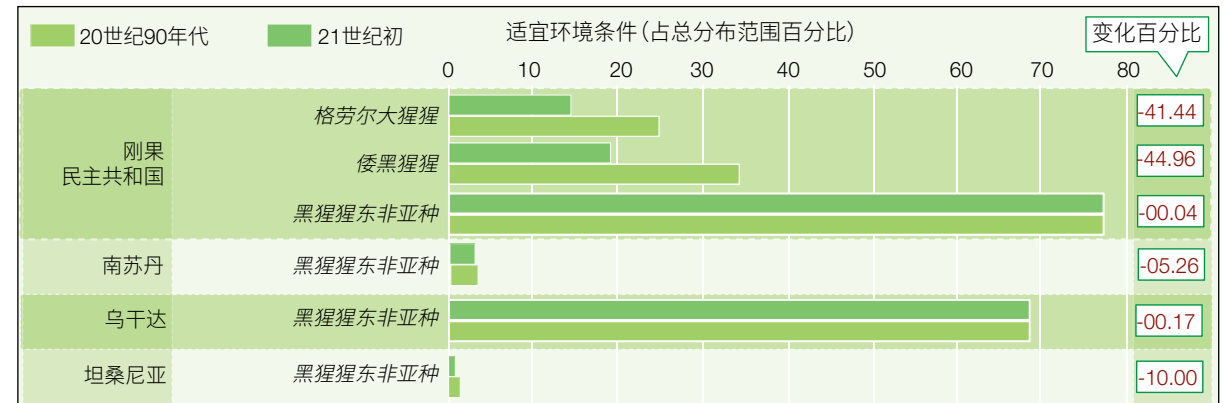
这里没有包括安哥拉、布隆迪、卢旺达三国以及刚果民主共和国的黑猩猩指名亚种的统计数据，因为大型类人猿的活动范围在这些国家境内相对很小。由于适宜环境条件模型计算所采用的空间分辨率不高（500米），在小面积内数据的作图很可能导致模型错误（见扩展资料9.2的附加说明）。

人类主宰的景观环境中的类人猿

人类因素与生物物理因素的相互作用

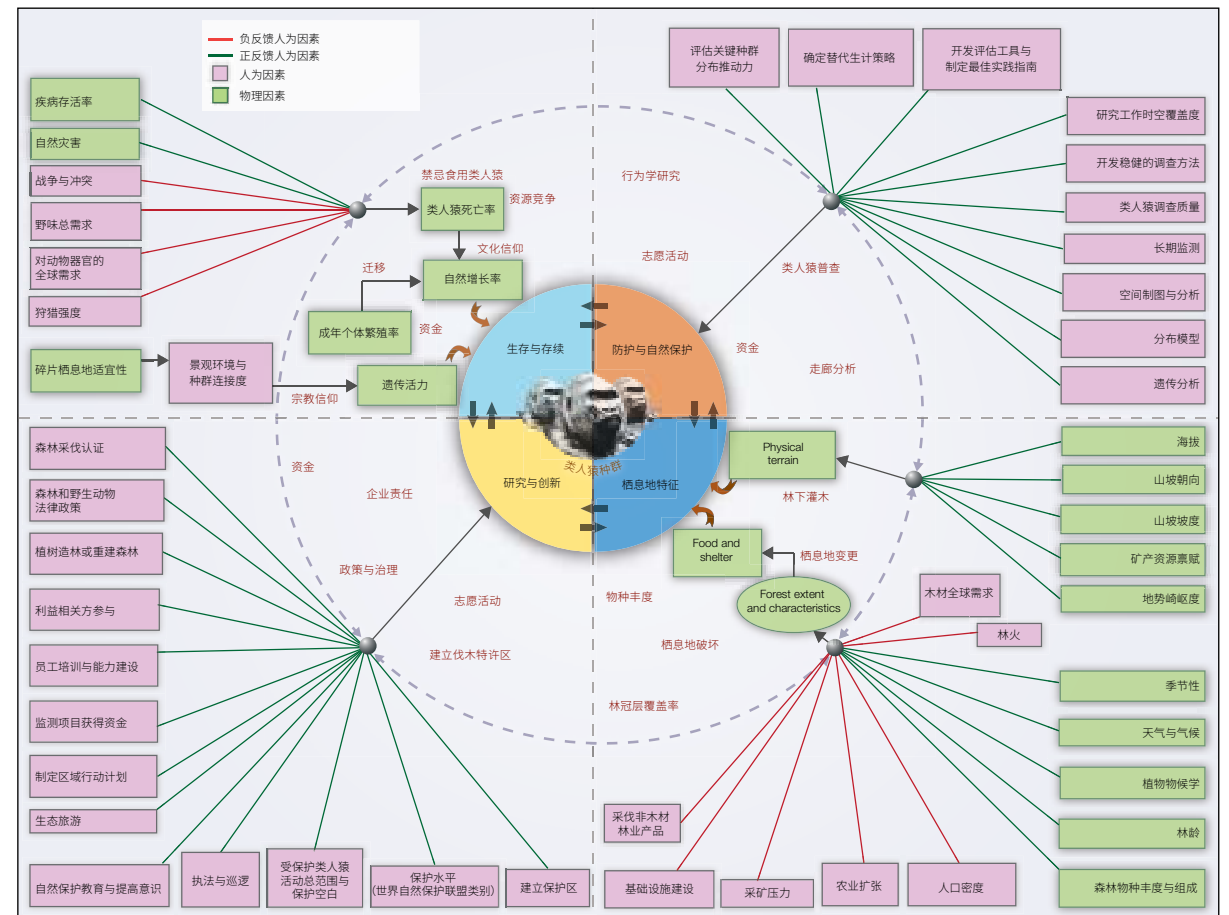
人类侵占森林是造成野生动物种群急剧下降的主要因素之一。不过，大量人类因素与生物物理因素之间的关系和相互作用，因时空和物种而异。有时仅仅一两个因素就足以导致一个类人猿种群数量下降，如在西赤道非洲捕猎和埃博拉病毒的联合作用，几乎使加蓬的大猩猩种群数目损失一半（Walsh *et al.*, 2003）。仅埃博拉病毒就在刚果北部一个地区杀死了数千只大猩猩（Bermejo *et al.*, 2006）。而有时作用因素非常复杂，比如一个因素可

图9.6 在国家水平比较每十年东非大型类人猿（不包括布隆迪、卢旺达以及山地大猩猩）的适宜环境条件



数据来源：Junker *et al.*, 2012.

图9.7 影响类人猿丰度因素示意图



能通过多种渠道起作用，或者被许多其他因素所驱动。在这种复杂情景下的因子效应充其量可以通过统计模型估测，而这类模型厘清复杂关系和量化其影响的能力，正是类人猿保护规划的症结所在。不同的类人猿物种对同样程度的因子效应也具有不同的反应，因此需要进行物种层面的评估。

人为因素与物理因素交织的复杂网络对类人猿出没与多度的影响，可以通过一个简单的流程图表达（图9.7）。我们将这些因素归类到比较广泛、彼此关联的主题中——类人猿生存与存续、自然保护、栖息地分类、研究与创新。当然，这不可能代表影响类人猿种群的所有因素，而且在某些情况下因素间相互作用还会形成无限循环。在任何情况下各个因素都可能存在正、负反馈，而正、负之间的净余额就决定了一定种群的规模。

类人猿与人类活动

本部分通过描述性的曲面图与气泡图，展示了各种人为因素对类人猿种群和存续的影响。每张图都将两种因素作为预测变量（即自变量——译者注），将估测国家或地点水平的类人猿多度或适宜环境条件丧失率作为反应变量（即因变量——译者注）。鉴于变量是在国家层面计算的，而在许多地区有些类人猿种群尚未得到国家层面的评估，因此图中仅呈现了有国家层面数据可用的国家。不过从大的范围而言，特定变量的影响对各国应该都是相似的，因此可以将这些案例研究所绘插图的结论推广至类人猿活动范围的不同国家。

类人猿活动范围保护及范围大小对类人猿多度的影响

保护自然栖息地，对于类人猿及绝大多数野生动物物种保护至关重要。活动范围保护，在此指开展活动降低或消除对动植物物种的威胁；范围大小则指每一物种的占地面积。人类对自然资源的压力正在全球范围加速增长（见第一章），与大多数其他野生动物物种一样，类人猿不得与人类竞争空间和资源（Gils and Kayijamahe, 2009; Etiendem *et al.*, 2013）。通过执法尽可能保护类人猿活动范围，能够以减少人类影响的形式，直接促进类人猿种群密度的维持甚至增加（图9.8）（这里仅讨论世界自然保护联盟一至五类保护区）。Tranquilli等人（Tranquilli *et al.*, 2012）分析了自然保护工作对整个非洲类人猿种群的影响，明确阐释了有效执法的必要性。在所有自然保护因素中（包括研究与旅游），执法是类人猿存续的最佳预测变量（即对类人猿存续的影响预测值最明显。——译者注）。

对自然栖息地的保护不能完全消除人类活动的影响，但如果该区域具备有效的防护措施，就能降低人类活动的影响。大多数类人猿在中部非洲的森林里出没，随着森林距主要道路的距离增加人类出现的可能性减少，而人类在保护区内出现的可能性远低于非保护区（Blake *et al.*, 2007）。在印度尼西亚苏门答腊地区，Leuser生态系统及其周围的一些保护地区中有几个最大的猩猩种群，在保护区内以至周边10公里的地带，森林砍伐率明显更低。在越南，据记录在保护林中有最大的长臂猿种群（Rawson *et al.*, 2011）。

婆罗洲一项新近研究显示，大约49%的猩猩活动范围位于保护地区以外，正承受着丧失这一比率的风险（Wich *et al.*, 2012b）。近期一项对全球60个热带森林地点的研究表明，在公园及其周围缓冲区内开展有效的现场保护，是维持生物多样性的最重要因素之一（Laurance *et al.*, 2012）。森林保护与执法对类人猿种群多度和生存能力的重要性，再怎么强调也不为过。

尽管保护区存在对类人猿多度通常具有积极影响，但保护等级或类别也事关紧要。世界自然保护联盟（IUCN）世界保护区委员会（World Commission on Protected Area, WCPA）对保护区的类别定义，将很多因素纳入考量。类别范围从一级（严格保护）至六级（不太严格保护）（细节参见Dudley, 2008）。是否严格保护就能使由当地社区管理的森林保持自然完好产生更好的结果，这一问题还存在很多争议。有些研究人员强烈支持对保护区管理设立严格的国家法律（Terborgh, 1999; Bruner *et al.*, 2001），也有些则主张要采取考虑当地社会经济需求的更多的社会保护方法（见第二章）。一些案例研究显示，在社区管理的森林里有森林砍伐减少、自然保护增加的情况，并且维持了当地人民的生计（Olsen and Helles, 2009; Porter-Bolland *et al.*, 2011）。然而，如果关注森林砍伐趋势，政府管理和基于社区的森林管理，其成效在不同的地区和大陆也不同。例如，在2000至2010年间，亚洲记录的最高森林砍伐率是由于大规模商品性农业的扩张，而非洲森林砍伐的根本原因则是



照片：森林保护与执法对类人猿种群多度和生存能力的重要性，再怎么强调也不为过。
© Perry van Duijnhoven

当地社区将林地转化为小规模生计用农田 (DeFries *et al.*, 2010; Fisher, 2010; Hansen, Stehman, and Potapov, 2010; Doug *et al.*, 2011)。所以, 对不同森林保护方式的有效性应当就事论事、区

别对待, 虽然对采取哪种保护方式有争议, 但不争的事实是任何保护都强于毫无保护。

当然, 没有哪个因素单独作用对类人猿多度有决定性影响。图9.8将类人猿活动范围大小与受保护范围比例结合考量, 二者都与类人猿多度正相关。因此, 整体保护类人猿活动范围、防止活动范围丧失和缩小, 都可能做到维持类人猿种群。

西非的趋势显示出受保护范围比例、地理范围大小、人口密度三者之间的关系 (图9.9)。

西非各国的地理范围普遍较小、保护率低、人口密度高, 同时国家内的类人猿种群密度通常也低 (并且在持续降低)。尼日利亚有两种类人猿 (黑猩猩尼喀亚种和罗斯河大猩猩), 在类人猿活动范围内有最高的平均人口密度纪录 (每平方公里约142名居民)。该国的类人猿种群能够维系在保护区内 (国家公园与森林保留区)。几内亚的类人猿活动范围内人口密度相对较低 (每平方公里约40名居民), 范围面积大 (约219532平方公里), 据估计拥有西非最大的类人猿种群。虽然保护范围比例较低, 但其类人猿种群得以存续。其他因素诸如大量自然保护活动、宗教信仰和文化也可能起了作用, 但还有待评估。

值得一提的是西非大多数类人猿地点 (即已知有类人猿存在的地方), 是指定的分类森林 (designated Classified Forests) (Campbell *et al.*, 2008), 这些是对树木具有法律保护但对动物不具有必须保护的林区。在该地区类人猿的数量一直在减少, 而且一些分类森

林全部清除了树木 (Campbell *et al.*, 2008), 这进一步突显出保护的重要性。由于保护区对类人猿多度和分布的普遍重要性, 如果目前的人类威胁进一步持续, 不久的将来很可能类人猿仅在保护区内存在。

毫无疑问, 建立更多的保护区对大型类人猿存续非常重要, 但其成效可能被各种威胁 (偷猎、非法伐木、农业侵占、手工采矿、基础设施建设、腐败等等) 破坏。在越南, 北白颊冠长臂猿 (*Nomascus leucogenys*) 在几个保护区已经局部灭绝 (Rawson *et al.*, 2011)。与此同时, 在马来西亚和印度尼西亚油棕种植园扩张还在日益侵占保护地区 (Buckland, 2005)。这也表明, 不仅保护区的存在至关重要, 理解和解决保护区的有效管理同样重要, 这种有效管理是必需的社会政治条件。

人类经济福利与类人猿福利

人类发展指数 (HDI) 是联合国开发计划署 (UNDP) 基于世界各国的各种社会经济指标制定的一项衡量标准。理想情况下, 人类发展指数可用以衡量国家层面的福利与繁荣程度。该指数范围最低为0, 最高为1。按照国际标准, 所有类人猿出没的国家均被确定为低收入 (贫穷) 经济体。加蓬有两种类人猿 (西非低地大猩猩 (*Gorilla gorilla gorilla*) 和黑猩猩指名亚种 (*Pan troglodytes troglodytes*)), 如果用人类发展指数作为贫穷的直接衡量标准, 加蓬是所有非洲类人猿活动范围国家中最富有的, 在全球评估的187个国家中排名第106位。刚果民

图9.8

非洲类人猿范围保护与类人猿丰度

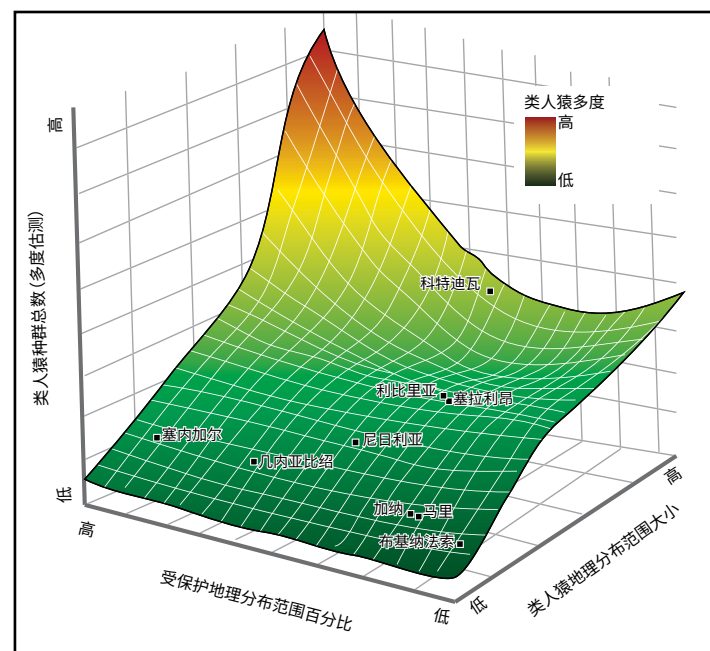


图9.9

西非的类人猿丰度、活动范围大小、活动范围受保护百分比及人口密度

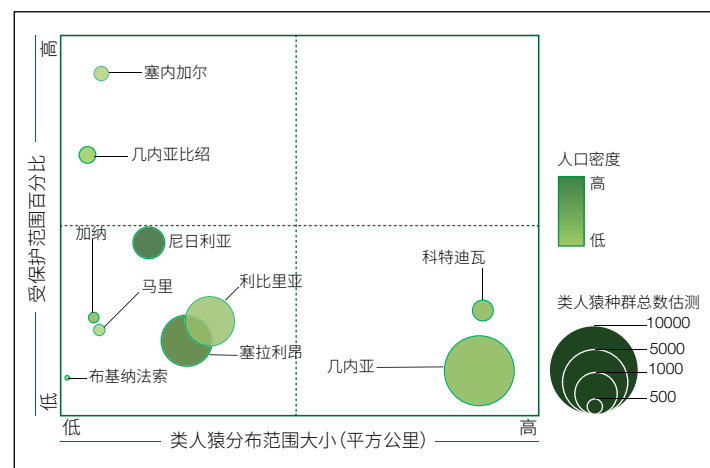


表9.1

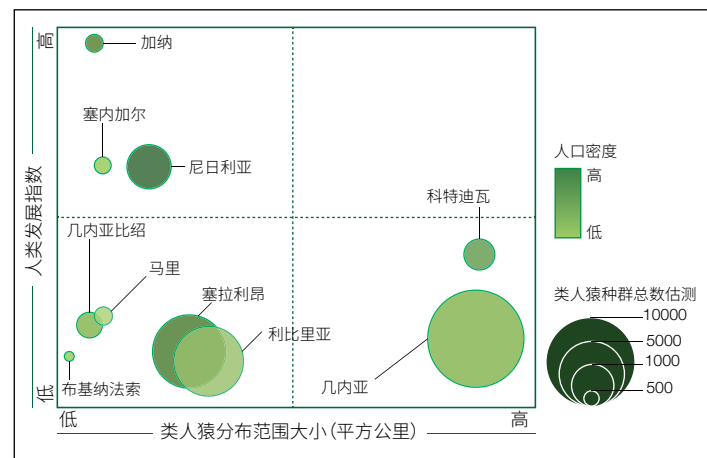
非洲与亚洲类人猿活动范围国家的人类发展指数 (HDI) 与世界排名 (2011年)

国家	人类发展指数	世界排名 (来自187个国家)	类人猿物种数目
非洲			
安哥拉	0.486	148	1
贝宁	0.436	166	1
布基纳法索	0.331	181	1
布隆迪	0.316	185	1
喀麦隆	0.482	150	4
中非共和国	0.343	179	3
刚果	0.533	137	2
科特迪瓦	0.400	170	1
刚果民主共和国	0.286	187	4
赤道几内亚	0.537	136	2
加蓬	0.674	106	2
加纳	0.541	135	1
几内亚	0.344	178	1
几内亚比绍	0.353	176	1
利比里亚	0.329	182	4
马里	0.359	175	1
尼日利亚	0.459	156	2
卢旺达	0.429	166	2
塞内加尔	0.459	155	1
塞拉利昂	0.336	180	1
南苏丹	无*		
坦桑尼亚	0.466	152	1
多哥	0.435	162	0
乌干达	0.446	161	2
亚洲			
文莱	0.838	33	1
柬埔寨	0.523	139	3
中国	0.687	101	6
印度	0.547	134	2
印度尼西亚	0.617	124	11
老挝	0.524	138	6
马来西亚	0.761	61	6
缅甸	0.483	149	3
泰国	0.682	103	4
越南	0.593	128	6

注: *由于数据限制, 南苏丹未参与人类发展指数排名。

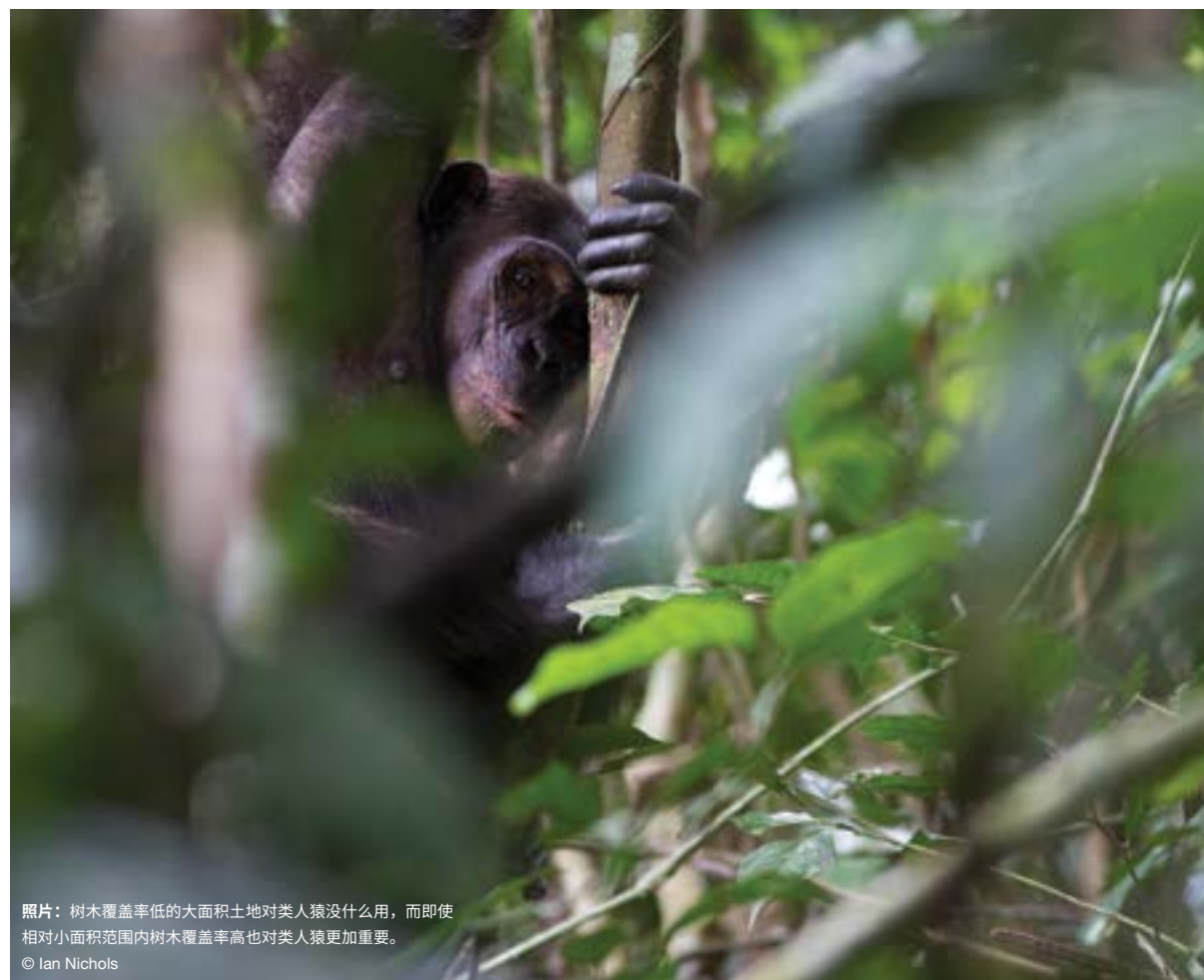
数据来源: UNDP (2011)

图9.10
西非的类人猿丰度、活动范围大小、人类发展指数及人口密度



主共和国有四种类人猿（山地大猩猩（*Gorilla beringei beringei*）、格劳尔大猩猩（*Gorilla beringei graueri*）、倭黑猩猩（*Pan paniscus*）、黑猩猩东非亚种（*Pan troglodytes schweinfurthii*）），是最贫穷的国家，在全球排名第187位（表9.1）。在亚洲国家中，除马来西亚和文莱外，其他8个类人猿和长臂猿活动范围国家在全球人类发展指数中均位于100之后。

这些统计数据清楚表明，类人猿出没的景观环境被世界上部分最贫穷的人口所主宰。这些贫穷经济体尤其是在潮湿热带森林地区，对生态系统非常依赖，除了狩猎和采集非木材林



照片：树木覆盖率低的大面积土地对类人猿没什么用，而即使相对小面积范围内树木覆盖率高也对类人猿更加重要。

© Ian Nichols

产品以换取现金、食物和药品外，几乎别无选择（FAO, 1995; Falconer, 1996; Ros-Tonen, 1999; Ndumbe, 2010）。不像印度一些极度贫困地区，几世纪以来数百万人都是素食主义者，而在非洲大多数地区肉类被视为人们生存的必需品。由于非洲大量丛林地区家畜肉产量很低，因此肉类的来源便是野生动物（实际上许多非洲语言中“动物”和“肉”是一个词并且含义相同）。

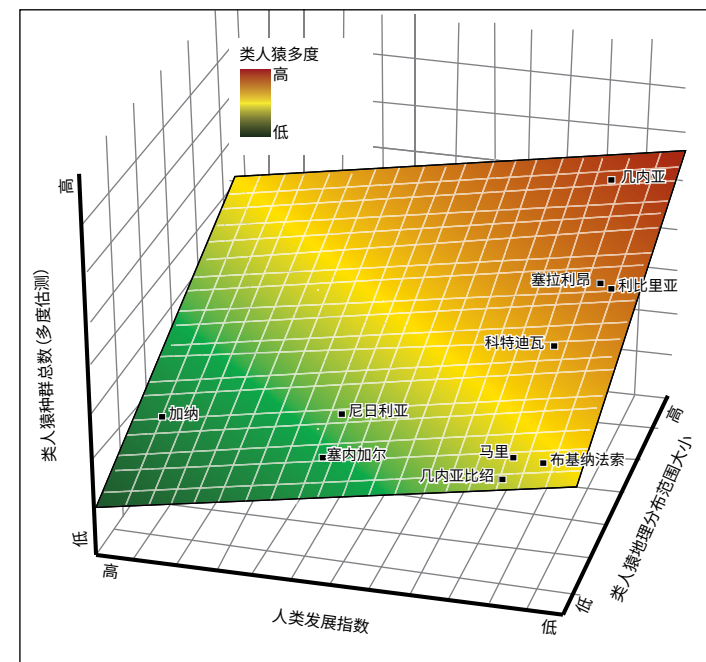
在西非，拥有最大的类人猿种群国家（如利比里亚、塞拉利昂、几内亚）的人类发展指数最低（图9.10）。不过在这些国家人口密度相对较低，类人猿占地面积则高于一些更富裕的国家如加纳和塞内加尔。

类人猿和人类对森林资源与空间的竞争，是其他直接影响类人猿存续因素的驱动力，这在西非和亚洲尤其突出。西非和亚洲的小规模自给农业、栖息地破坏和改造使大片适生林消失（在亚洲以油棕种植园为著）（Wich *et al.*, 2008）。

图9.11显示了人类发展指数与类人猿多度之间的反比关系，表明大多数类人猿存在贫穷国家中。这并不奇怪，因为类人猿本质上是热带物种，而世界上大多数热带国家处于人类发展指数的低端。

类人猿活动范围与贫穷国家在空间上的重叠，是自然保护规划和实际工作必须慎重启动的原因之一。虽然加强保护区的保护对维持类人猿生存是合理的选择（在类人猿数目急剧下降的现状下可能是最佳途径），但还需要考虑其经济生活植根于森林中的当地人的生计。这对于自然环境保护者是一项挑战性任务。为了在减少贫困的同时保护类人猿及其栖息地，国际环境与发展研究所（International Institute for Environment and Development,

图9.11
人类发展指数、类人猿活动范围大小与非洲类人猿丰度之间的关系



IIED) 下属的贫困与自然保护研究室 (Poverty and Conservation Learning Group, PCLG) 组织了多次研讨班，寻求解决这一问题的路径并推动自然保护的方法，以便在所有可能的层面整合当地居民的经济福利。2010年，在乌干达举办了专门关注大型类人猿问题的研讨会，随后2012年在印度尼西亚又由国际林业研究中心 (Centre for International Forestry Research, CIFOR) 主办了第二次研讨会。这些研讨会的主旨是推动制定最佳实践指南，以在类人猿保护和促进“综合性自然保护与发展计划” (integrated conservation and development projects, ICDPs) 的工作中，做到减少贫困。应当指出，“综合性自然保护与发展计划”并非新理念。事实上，因其在许多情况下遭到失败已被诟病 (Kiss, 2004; McShane and Newby, 2004;

图9.12
以非洲国家水平衡量森林覆盖程度、类人猿活动范围大小与类人猿丰度之间的关系

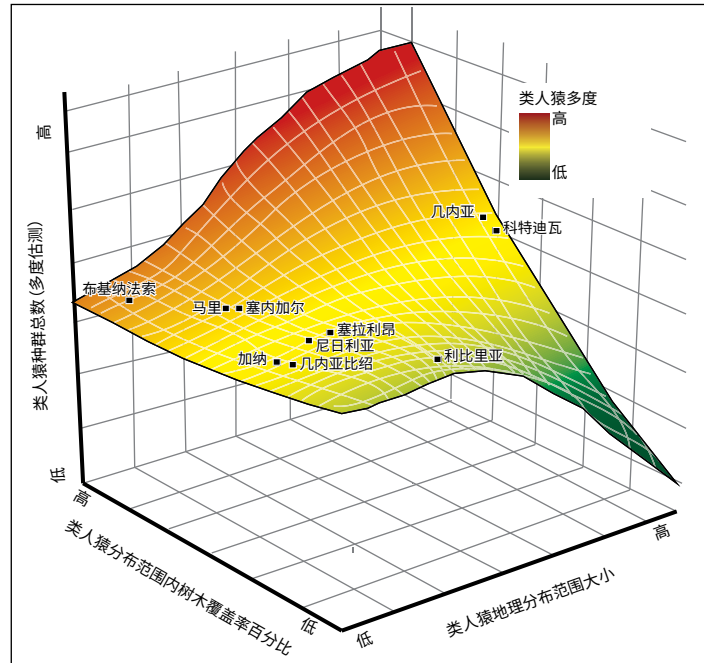
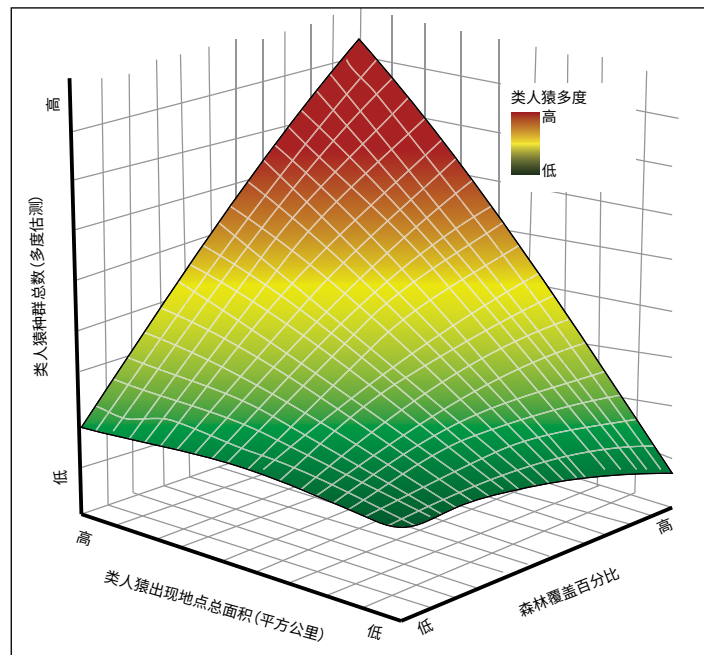


图9.13
以非洲地点水平衡量森林覆盖程度、类人猿活动范围大小与类人猿丰度之间的关系



McShane and Wells, 2004)。不过，对于类人猿与人类之间存在土地竞争情况的国家，该方案可能仍然适用。在中部非洲，土地利用活动最常见的是工业伐木。实际情况已经表明，适当并严格执行规章制度，包括管控狩猎，类人猿存续与减轻影响的伐木（RIL）可以相容并存（Stokes *et al.*, 2010）。（与此相关的更多信息参见第四章。）

森林覆盖和森林丧失及人口密度对类人猿多度与存续的影响

类人猿是树栖动物，其存活很大程度上取决于森林总范围。图9.12、图9.13与图9.14根据非洲和亚洲的国家及地点水平的统计数据，描绘出森林覆盖率、类人猿占地面积及类人猿多度之间的强正性关系。

树木覆盖率低的大面积土地对类人猿没什么用，而即使相对小面积范围内树木覆盖率高也对类人猿更加重要。这就凸显出需要在整个类人猿地理分布范围内，运用得力的科学方法和技术（如遥感）持续制图并更新森林流失趋势。

在过去5000年中，估计全世界丧失的森林超过1800万平方公里，平均每年丧失3600平方公里（Williams, 2002）。在助长森林破坏的所有关键因素中，人口增加及对自然资源不断增长的需求和压力是最主要的推动力（FAO, 2010b）。在非洲和亚洲，存在类人猿的国家与世界上人口增长率和人口密度最高的国家完全吻合。这种情况的直接后果是，由于农业活动发展、人类定居扩张、基础设施建设以及伐木活动，使林地丧失严重。

人类侵占天然林，对类人猿的影响是栖息地丧失与退化（见第七章）。

图9.15展示了非洲类人猿活动范围国家内，人口密度增长与森林丧失对适宜环境条件下下降率的综合影响。应当指出，拥有世界上大多数大猩猩和黑猩猩指名亚种的两个国家（刚果和加蓬），以及拥有全部倭黑猩猩、可能大多数黑猩猩东非亚种和所有格劳尔大猩猩的国家（刚果民主共和国），其森林丧失率非常低（图9.15）（图9.15中未显示上述刚果、加蓬和刚果民主共和国三国的数据。——译者注）。

在图9.4至图9.6中，我们展示了20世纪90年代到21世纪初适宜环境条件下下降国家层面的统计数据。决定几乎所有类人猿类群适宜环境条件的两个重要变量，是人口密度和人类影响指数（Human Influence Index, HII）。人类影响指数，本质上是若干空间上明确的不同人类因素的综合体，包括道路、人口密度、居民区、整体照明（global lights）（WCS/CIESIN, 2005）。因此，随着人口增长和森林日益消失，类人猿的适宜环境条件将进一步减少。高人口密度还可能增加传染病在人类与类人猿之间传播的风险。

悬而未决的问题

类人猿在人类影响下的野外如何存活，目前的保护措施对长期维持类人猿种群存续怎么才能有效，这些问题现在仍存在知识空白。本章旨在抛砖引玉，提出有关类人猿保护的一些悬而未决问题。

当地社区林区和政府保护区的有效性

在当地居民声称该区域有类人猿的地区，重要的问题是要确定：在保护自然区域中社区林区（指以社区居民为主体从事林业管理活动。——译者注）

是否比政府设立的严格保护区更有效，并且保护区管理工作自上而下的方式（指由专家和权威部门制定适合当地的保护措施。——译者注）是否

图9.14
西非的森林覆盖率、类人猿活动范围大小、人口密度及类人猿丰度

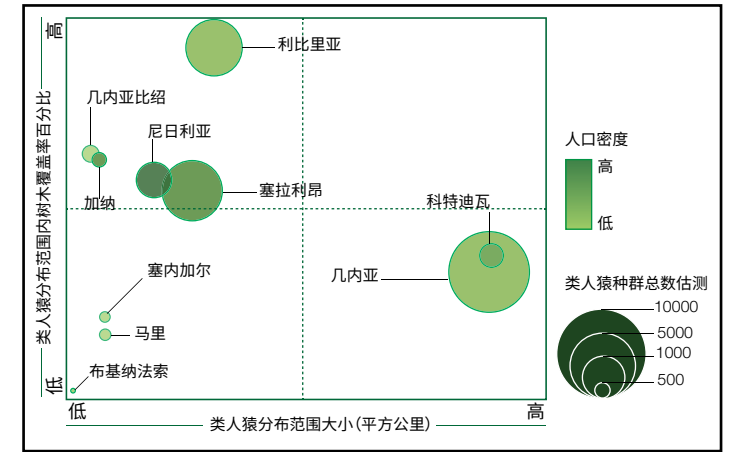
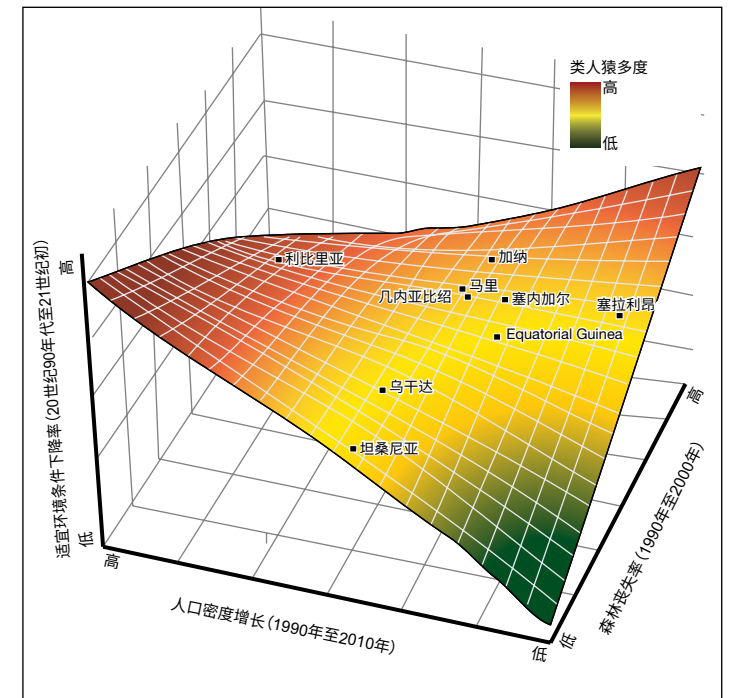


图9.15
人口密度、森林丧失率与非洲类人猿适宜环境条件



比自下而上的方式（指由当地社区制定保护措施。——译者注）更佳（Naughton, 1993; Malla, Neupane, and Branney, 2003; Gibson, Williams, and Ostrom, 2005; Hayes and Wagner, 2008; Gibson *et al.*, 2011）。尽管对解决这一问题众说纷纭，但目前尚无统计结果与定量研究。当前研究中的反对观点似乎表示，这一问题需要根据个案的实际解决，可是对各种类别类人猿生存和存续的不同保护效果，需要进行严格统计测量才能量化。一篇关于非洲超过60个社区的替代生计计划综述，包括对其中15个的深度考察，未能发现自然保护成功的足够证据可以作为普适方法（Wicander and Coad, 2013）。

照片：类人猿在人类影响下的野外如何存活，目前的保护措施对长期维持类人猿种群存续怎么才能有效，这些问题现在仍存在知识空白。
© Zhao Chao



对不同治理类型的评估

管理自然保护区所采用的治理类型，对保护工作的有效性至关重要。将权力分散到多个机构的治理系统（多中心治理），与权力集中于单一或少数几个机构的系统相比，会有不同的管理效果。假如某个单一组织负责一个非常重要的自然保护地，倘若这个组织出于某种原因决定撤离此地，那么对该保护地的管理将归于无效。一个多中心管理系统可能使当地政府和其他参与方感到参与到自然保护的过程，但与此同时，也面临不同的利益相关方对于该区域管理与法律实施之间出现责任不一致的风险。这是一个有待深度实地调研才能解决的问题。

全球自然保护状态与威胁指标

为了能追踪类人猿种群和受威胁程度的发展趋势，制定衡量类人猿保护状态及其生存威胁的标准统计指标很重要。这需要在地点和国家层面计算生态指数评分（Ecological Index Score），综合考虑相关因素，包括自然保护工作投入、研究的覆盖范围、类人猿活动迹象出现频率、物种丰富度（species richness，指一定区域内生态系统中不同物种的数目，不同于文中常出现的物种多度（species abundance），物种多度指的是某一物种的个体数目分布。——译者注）、适宜环境条件。制定这种统计指标，对评估类人猿保护在时间尺度上的趋势很有价值。

对类人猿种群环境调查门户的积极贡献

类人猿种群环境调查门户项目，是近期向全球范围内的类人猿种群长期保护和监测迈进的一步。该项目

由马克斯·普朗克（马普所）演化人类学研究所（Max Planck Institute for Evolutionary Anthropology, MPI-EVA）灵长类学部开发，是由世界自然保护联盟物种存续委员会（IUCN/SSC）灵长类专家组（Primate Specialist Group, PSG）、珍·古道尔研究会（Jane Goodall Institute）、联合国环境署世界保护监测中心（UNEP-WCMC）及其他众多组织和机构，共同合作参与的灵长类保护和研究项目。该门户是呈现最新的类人猿现状和保护信息的一站式网站，并且为过去20年收集的非洲和亚洲大型类人猿调查数据提供了集中平台，还提供了有价值的类人猿保护情景信息和相关工具。目前，这一平台承载的小型类人猿信息有限，相关工作还在进行中。该门户的长期效用取决于全世界涉足类人猿保护各方的积极参与和持续贡献，包括提供新的调查数据、地点种群估测、现有研究和保护地的信息、提供给自然保护规划的信息面板（dashboard）和其他工具利用情况。

类人猿多度：种群集中度与最大连续分布种群

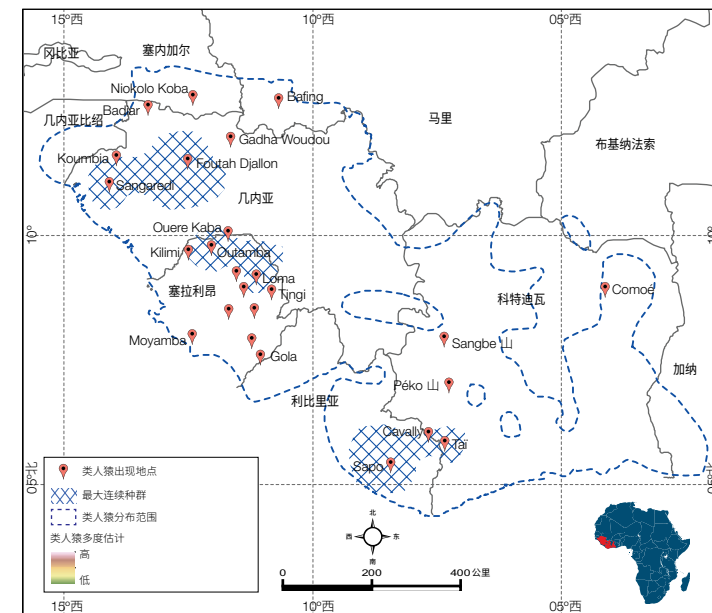
类人猿种群集中度（population concentration）通过将基本空间插值法（spatial interpolation method）应用于地点位置和每一地点的类人猿种群估测来确定。某个地点是否能被认定有种群集中度，取决于当地总类人猿种群及与其他类人猿分布地点的相邻程度。通过地点水平的种群估测，能够对可能存在的大片连续分布种群

制图，并且确定这种集中度和连续分布的种群，这对地点优先级、建立自然保护景观环境、保护与研究资源分配都至关重要。下文将介绍种群集中度，值得注意的是这些数据基于当前可用的地点种群多度估测（对每一地点类人猿总数的估测）。假如没有数据空缺，很可能发展趋势会与本文的描述略有不同。

西非的类人猿多度

西非类人猿种群在过去十年以惊人的速度衰减（Campbell *et al.*, 2008b），表明亟需采取严格的自然保护措施以保护剩余种群。近期的估测显示，几内亚富塔贾隆（Foutah Djallon）地区承载着黑猩猩西非亚种最大的剩余种群（见附录4表2），而种群梯度地理分布范围朝其东部逐渐降低（图9.16）。

图9.16
西非类人猿种群丰度



在这一总体模式下，在一些地区发现有大型连续分布种群，如Foutah Djallon-Koumbia-Sangaredi、Outamba-Kilimi-Loma山脉、Sapo-Grebo-Tai地区。这些地区正是野生黑猩猩基金会（Wild Chimpanzee Foundation, WCF）与当地组织和矿业公司合作，保护类人猿及其栖息地的工作范围。科特迪瓦的Peko山和Sangbé山以及塞拉利昂的Gola地区，还构成了黑猩猩西非亚种群集中度。

尼日利亚—喀麦隆次区域的类人猿多度

喀麦隆和尼日利亚拥有两种类人猿：黑猩猩尼喀亚种（*Pan troglodytes ellioti*）和罗斯河大猩猩（*Gorilla gorilla diehli*）。每个地点的类人猿种群总数，是两个亚种种群的总和。这一

地区孤立的类人猿种群在图9.17中有清晰描述。

尼日利亚和喀麦隆的类人猿种群，呈东西向由高至低的梯级分布，尼日利亚地点水平的种群极小，其类人猿地理活动范围所占的比例相对也小。大片连续种群分布在Ebo复合区、Gashaka-Gumti地区及临近森林、Lebialem复合区—Banyang Mbo地区、Mbam与Djerem地区及萨纳加河（Sanaga）西北的临近森林、Takamanda-Mone-Mbulu地区。自1998年起国际野生生物保护协会（Wildlife Conservation Society, WCS）就与圣地亚哥动物园自然保护研究所（San Diego Zoo Institute for Conservation Research）和世界自然基金会（World Wildlife Fund, WWF）等组织紧密合作，一直在这一地区开展研究和自然保护工作。

西赤道非洲的类人猿多度

西赤道非洲包括中非次区域的5个国家：喀麦隆、中非共和国（CAR）、刚果、加蓬和赤道几内亚（在此未包括安哥拉，因其仅有相对较小的区域有类人猿活动）。这一地区有两个类人猿亚种：黑猩猩指名亚种和西非低地大猩猩。

在这一地区已知地点的类人猿种群，普遍比非洲其他地区的规模大，但它们面对的是严峻的狩猎强度，埃博拉病毒爆发的极大可能，以及在未来十年由于工业化农业扩张导致栖息地丧失的现实可能。加蓬和刚果拥有非洲最大的类人猿种群（图9.18）。

该地区可能有非常大的连续种群分布横跨大片景观环境，如加蓬的

Lopé-Waka地区，还有刚果的奥扎拉（Odzala）国家公园，该国家公园连接Ngombe地区和其他周边伐木特许区（Pikounda、Ntokou）。在桑加河（Sangha）东岸发现了其他连续地块有类人猿种群，分布在Dzanga-Sangha国家公园、Nouabalé-Ndoki国家公园、以及由择伐木材特许区相连的Lac Télé社区保留区。

在森林特许区内能够维持如此巨大的类人猿种群，表明只要有良好的管理和规划，类人猿可以在森林资源工业化开采的情况下存活（Stokes *et al.*, 2010; Maisels *et al.*, 2012）。（与不同采掘业相关的更多信息见第四至六章。）

西赤道非洲类人猿活动范围的大片区域横跨加蓬和刚果，在1994年遭受埃博拉病毒爆发的侵袭，估计杀死了约90%刚果北部和加蓬的西非低地大猩猩（Walsh *et al.*, 2003; Bermejo *et al.*, 2006）。国际野生生物保护协会和世界自然基金会与许多当地和国际组织及研究机构合作，在这一地区实施强有力的自然保护计划，保护能够使野生动物健康种群持续稳定的类人猿栖息地。

东非（包括刚果民主共和国）的类人猿多度

东非有四种类人猿：倭黑猩猩（*Pan paniscus*）、黑猩猩东非亚种（*Pan t. schweinfurthii*）、山地大猩猩（*Gorilla b. beringei*）和格劳尔大猩猩（*Gorilla b. graueri*）。

这一地区从Bili-Uere延伸至刚果民主共和国的Okapi保留地，居住着剩余黑猩猩东非亚种的最大种群（图9.19）。记录显示Salonga国家公园（北部和南部片区）有最大的倭黑猩猩种

群，该类群仅在刚果民主共和国存在。有许多自然保护组织和科研团体在这一地区活动。

图9.18 西赤道非洲类人猿种群丰度

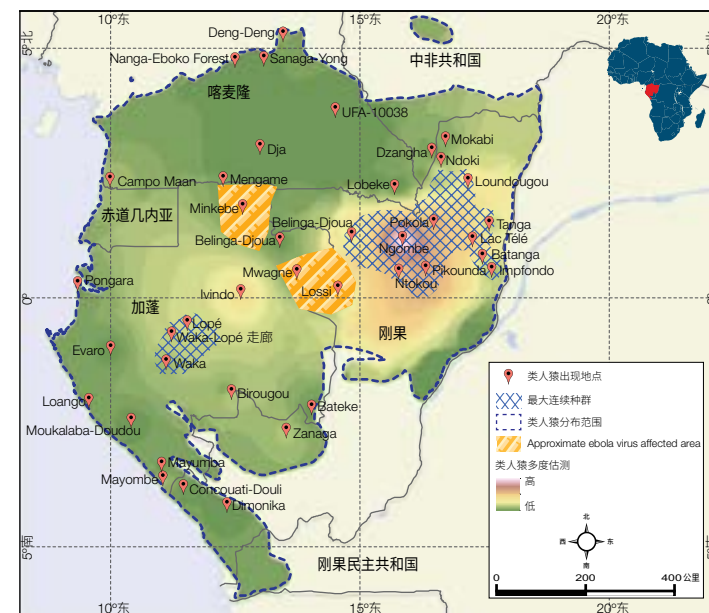


图9.19 东非类人猿种群丰度

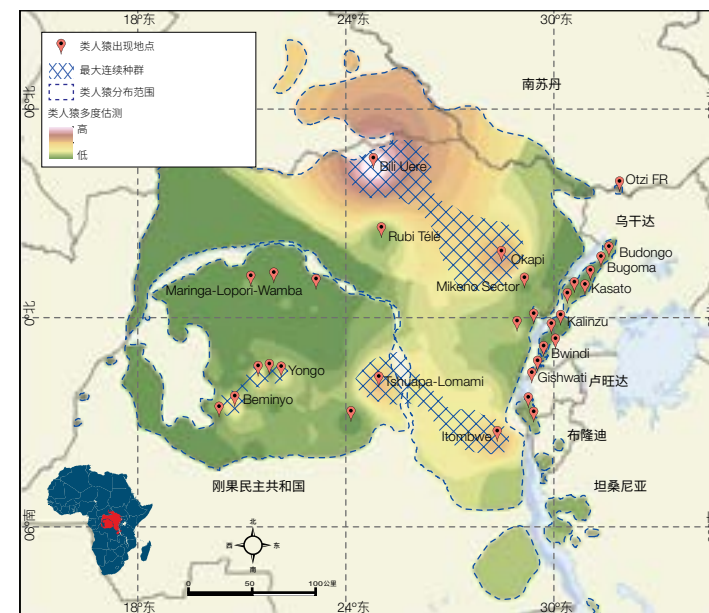
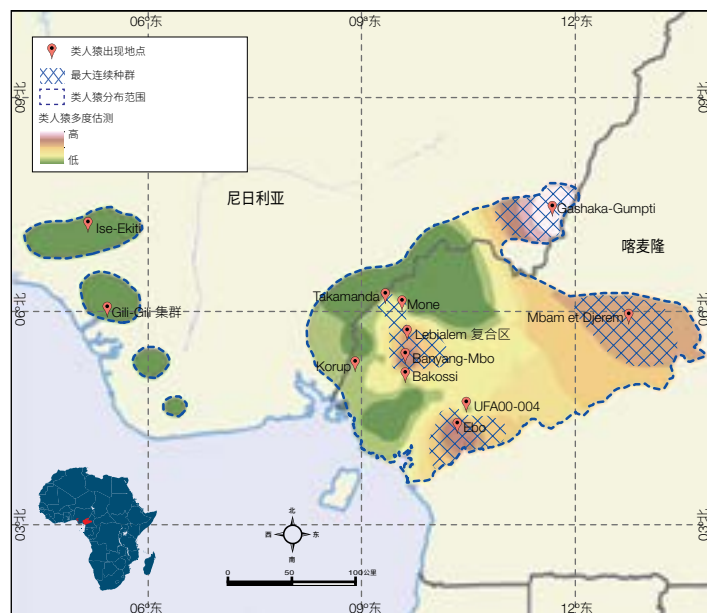


图9.17 尼日利亚和喀麦隆类人猿种群丰度



东南亚婆罗洲的类人猿多度

图9.20显示了大型类人猿（婆罗洲猩猩）而没有小型类人猿（长臂猿）的情况，因为在类人猿种群环境调查

图9.20 婆罗洲类人猿种群丰度

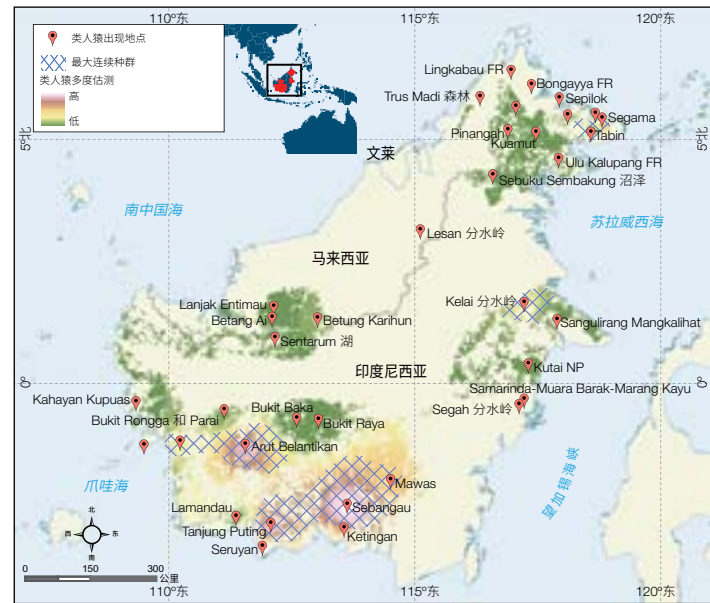
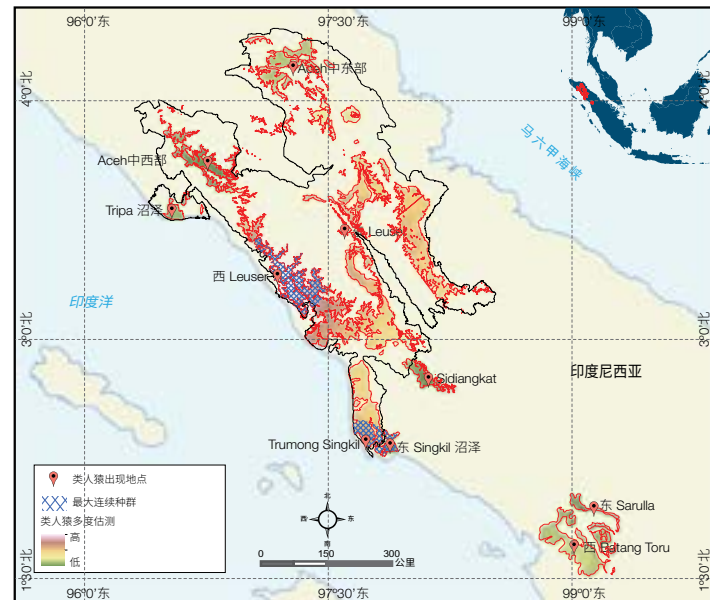


图9.21 苏门答腊类人猿种群丰度



根据Wich et al., 2012b

(A.P.E.S.) 数据库中，目前相关数据稀少。大量的数据收集工作正在进行中，将在本书后续版本中提供。印度尼西亚、马来西亚和文莱境内的婆罗洲岛上存在三个猩猩亚种。其中最大的种群存在于该岛的西南部：这一地区从Tanjung Putting经Sebangau延伸至Mawas。其他大种群分布在Gunung Palung-Arut Belantikan、Kelai分水岭（包括Gunung Gajah、Wehea和许多伐木特许区）以及东北部的Tabin-Segama地区。

东南亚苏门答腊的类人猿多度

在印度尼西亚苏门答腊岛上，据估测剩余的苏门答腊猩猩（*Pongo abelii*）有6660只（Wich et al., 2008）。这一物种大部分分布在北苏门答腊与亚齐省（Aceh）受保护的勒塞尔（Leuser）生态系统中（图9.21）。在更南部的西Batang Toru和东Sarulla森林中存在较小的种群。调查显示，在西Leuser和Trumon-Singkil有现存最大的种群（超过1500只个体），但也面临着来自人类的大量威胁。在整个苏门答腊猩猩活动范围内，由苏门答腊猩猩保护计划（Sumatran Orangutan Conservation Programme, SOCP）引领的自然保护和研究工作在积极进行，该计划有四个组织联合、与几家学术机构合作开展，这四个组织包括森林保护与自然保护总局（Forest Protection and Nature Conservation, PHKA）、PanEco基金会、可持续生态系统基金会（Yayasan Ecosistem Lestari）和法兰克福动物学会（Frankfurt Zoological Society）。

类人猿多度估测

在地点水平的类人猿估测如附录4所示，其中“地点”指保护区及其周边缓冲区，或一处伐木特许区或特许区群，亦或在过去20年中开展过实地调查的某个离散区域（discrete area）（有几个地点的最近一次调查是在20世纪80年代），有关数据可在类人猿现状网站上找到（www.stateoftheapes.org）。附录中类人猿地点的列表并非详尽无遗，更新的信息（包括地点和调查数据）将以文件格式提供在类人猿种群环境调查门户网站上。

结论

- 本章总结了对类人猿种群现状的现有认知。所提供的信息揭示出我们在类人猿分布、多度和种群趋势方面的知识缺陷。期待这些知识空白在未来几年能够得到填补，同时补充更多关于小型类人猿种群的数据。
- 各种类人猿种群大多存在于森林地区。有效的保护区通常对维持类人猿多度具有积极效果，然而保护的等级或类别也很重要。要将类人猿活动范围大小与保护范围占比结合考虑，两个因素都与类人猿多度正相关。
- 在保护区系统外发现的类人猿种群比例值得担忧。这突显出有效的类人猿保护不仅需要建立并维护保护区，而且需要对保护区及仍有类人猿出没的非保护地带有效管理所需的社会政治条件，有充分理解并加以解决。
- 在东南亚和西非，类人猿存在的地区是全世界最贫穷的地区，类人猿

和人类之间对空间和资源的争夺，是其他直接影响类人猿存续因素背后的驱动力。在设计类人猿保护策略和方案时，需要考量类人猿和贫困人口之间的这种竞争。

- 对社区管理的林区和政府保护区二者的有效性，是一个争论不休的问题，未列入本文讨论范围，对上述保护方式各自有效性的认真考查明显滞后。
- 大多数非洲类人猿居住在中部非洲大片相对完好的森林中，由于那里人口密度极低，尚不存在人类与类人猿对资源的竞争。

应当支持鼓励自然环境保护工作者、研究人员和工业环境规划参与类人猿种群环境调查项目（the A.P.E.S. project），通过提供类人猿多度、分布和土地利用变化（如果存在）的数据，贡献于自然保护规划和实践。

致谢

主要作者：Neba Funwi-Gabga, Hjalmar S. Kuehl, Fiona G. Maisels, Susan M. Cheyne, Serge A. Wich 和 Elizabeth A. Williamson

其他贡献者和其他撰稿人：Genevieve Campbell, Jessica Junker, Benjamin M. Rawson, Ian Singleton 和 Suci Utami Atmoko

我们衷心感谢向世界自然保护联盟物种存续委员会类人猿种群环境调查数据库贡献数据的所有组织和个人，以及据以作出估测的文献和报告。

尾注

- 1 空间插值是一种统计过程，用于根据已知地点的数值估计未采样地点的数值。



照片：保护野生类人猿的一个关键方面是反对非法走私，而非法走私的源头是购买类人猿用作宠物、展示和娱乐业表演以及无良动物园。© Jurek Wajdowicz, Emerson Wajdowicz 工作室 (EWS)

第十章

非洲和亚洲圈养类人猿的现状：来自采掘业的影响

内容简介

类人猿在自然栖息地和在圈养环境中的生存不可避免地交织在一起。聚焦于某一方面的政策和实践可以并且一定会影响其他方面。譬如，允许将类人猿用于商业娱乐目的或者作为私人宠物，会导致这些动物活动范围的国家及世界其他地区出现非法交易并持续发展。因此，在非类人猿活动范围国家的圈养现状，对全球保护和管理类人猿的工作都有影响，即在拯救它们免于灭绝上的公众认知和拓展政治意愿。保护野生类人猿的一个关键方面是反对非法走私，而非法走私的源头是购买类人猿用作宠物、展示和娱

“The association between extractive industries, the illegal trade in apes, and demand for sanctuary care is widely appreciated.”

乐业表演以及无良动物园 (Stiles *et al.*, 2013)。如何对待类人猿以及以何种方式将它们展示, 会影响公众认知 (Schroepfer *et al.*, 2011), 继而由于人们的选择推动市场。

圈养类人猿的现状不仅是政策或自然保护问题, 被圈养的类人猿本身也直接受到影响。圈养环境中的类人猿可能患上多种疾病, 可能受伤, 还可能因其他因素导致福利不良。这些有害影响可能长期持续。研究发现圈养类人猿对身心创伤和应激很敏感, 这些急性和慢性影响的经历, 会影响它们的生存状态, 并且需要专门照护 (如Brüne, Brüne-Cohrs, and McGrew, 2004; Brüne *et al.*, 2006)。

采掘业与类人猿非法交易以及对庇护所照护的需求之间存在的联系被广泛认可, 包括庇护所员工、执法人员、政府官员以及国际组织领导人。在2012年的一份公告中, 《华盛顿公约》(CITES, 即《濒危野生动植物种国际贸易公约》) 秘书长John Scanlon先生强调了问题的严重性和产业的责任: “非法交易显然是对大型类人猿的威胁……我们必须保持警惕。非法贸易在木材产业和矿业方面尤其成问题” (GRASP, 2013)。

采掘业及其相关活动导致成年类人猿直接或间接死亡, 随之类人猿孤儿数量的增长推动了对救助中心和庇护所的需求, 以收留这些类人猿。正如区域性和洲际间的问题凸显了需要跨国合作保护类人猿种群一样, 庇护所也必须对当地和国内推动力以及其他外部压力作出积极反应。

本章试图在全球类人猿现状的背景下一讨论类人猿福利。首先, 提供关于

福利和圈养一般问题的基本背景, 结合现有最佳的科学解释讨论类人猿福利和伦理问题。之后, 更明确地关注采掘业对庇护所和救助中心的影响。在庇护所和救助中心里的类人猿与类人猿保护之间, 非洲和亚洲的案例研究表明其理论与实践在不断进展。本章结论探讨的建议是, 以某种使采掘业和类人猿均能获益的方式使采掘业参与这一领域, 从而减少庇护所的压力。

圈养类人猿福利现状: 非分布范围国家的实例 及全球影响

圈养类人猿在哪里? 状况如何?

在类人猿分布范围国家与非分布范围国家, 都存在各种圈养环境。在圈养类人猿的地点、原因及方式上, 许许多多国际、国内、地区或州及市政的法律法规决定了其差异很大。例如, 欧盟法律严格限制对类人猿进行应对异常紧急情况测试 [2010/63/EC 条款 55 (2)], 而且目前欧洲的实验室中没有类人猿。非分布范围国家通常允许在认定合格的动物园或类似的公私机构圈养类人猿, 但需遵守如《华盛顿公约》等国际协议的限制。尽管在某些法律管辖范围内, 类人猿有时被用于娱乐业, 在现场表演、广告、电视和电影中出现, 但这种行为的法律地位各异, 并且受制于现行法律和政策的挑战 (Stiles *et al.*, 2013)。在有些法律管辖范围内, 类人猿会被商业饲养者和外来动物贩子出售, 或被养作宠物。庇护所和救助中心经允许可以收留类

人猿, 进行复健或长期照护。这些机构的类人猿通常来自当局没收, 但也有的是自愿上交。

非分布范围国家圈养类人猿的来源

非分布范围国家的大多数圈养类人猿为在圈养环境下出生。在法律允许的范围内, 有些圈养繁育计划属商业目的, 其他则是为了管理濒危物种的圈养种群。通常由动物园经营的圈养类人猿是维护血统簿, 并且根据自然保护、遗传优先性以及资金和其他资源等标准, 对繁育加以管理 (WZAZ, 日期不详)。

非分布范围国家的圈养类人猿中有一小部分来自野外捕获, 是在《华盛顿公约》和国内法律 (如《美国濒危物种法案》(US Endangered Species Act, ESA)) 限制这类贸易前进口的。因此, 圈养中的野外捕获类人猿目前年龄通常在30岁以上。较年幼的野外捕获类人猿则与诈骗或其他非法交易相关联, 如前不久曝光了中国和埃及卷入的事例 (Ammann, 2012; Tanna, 2012; Stiles *et al.*, 2013)。

圈养类人猿福利现状: 政策与实践

对于类人猿福利, 任何形式的圈养都伴随着一定程度的风险, 其形式和严重程度取决于物种、圈养类型、圈养机构、以及人们对类人猿的所作所为。动物福利的一般概念, 影响着直接或间接作用于圈养类人猿的一系列政策和实践。为了恰当定义福利的概念, 迄今已有许多努力, 定义既有

广义也有简单的, 比如有的定义是类人猿没有衰竭性疾病, 也有非常具体的定义包含了15个维度的福利矩阵 (Broom and Kirkden, 2004)。对于所有陆生哺乳动物, 其福利的一般定义来自世界动物卫生组织 (World Organization for Animal Health, Office International des Epizooties, OIE):

“福利指动物如何应对其生存的环境条件。倘若动物 (以科学证据表明) 显示出健康、舒适、营养丰富、安全、能够展示自然行为, 且未承受疼痛、恐惧和不良应激等不安状态, 即动物处于良好福利状态。” (OIE, 2012, section 7.1)

值得注意的是, 世界动物卫生组织的定义包含了正负评价标准, 即必须实现正性标准且未出现负性标准所述情形, 才算达到“福利”或“幸福”标准。

社会态度与科学均影响动物福利。比如, 公众的强力支持会影响资金、政策甚至私营企业的实践。有关动物福利的法律及其他政策很常见, 涵盖范围从国际协议到特定市镇的规章。本章其他部分所列实例强调了福利政策如何影响所允许的类人猿圈养环境, 圈养地点的最低标准, 哪些组织或人员应对圈养类人猿的照护和福利负责等。至关重要的是, 要考虑福利法律及其他法律保护与实践差别巨大。无论是通过法律亦或组织的政策与程序进行管控, 类人猿福利实践的范围都有很大空间, 从旨在防止虐待和忽视的最基本保护, 到致力于提供全方位个体福利的模范标准。

在一个特定管辖权内的法律, 会强制实行对圈养环境的正性和/或负性标

“Welfare practices can range from the most basic protections aimed at preventing abuse and neglect to exemplary standards that aim for comprehensive individual welfare.”

准。这些可能是最低标准，以确定无论如何要有避免伤害类人猿（或一般而言针对所有动物）的义务。在有这类法律存在的地方，一般的动物虐待与动物福利法律会包含类人猿。有些法律管辖区可能有专门适用于类人猿的法律或福利标准。而少有监管标准和圈养类人猿的福利，由特定行业、机构或个体的实践所决定。

扩展资料10.1

正面清单与负面清单

欧盟成员国中18个国家有动物负面清单，列明不适合作宠物饲养的动物（包括大型类人猿），通常基于健康、安全的原因或风险，或者基于自然保护目标的国际贸易限制，确定禁养的物种而非允许饲养的物种。不过，这些清单允许未列入物种的交易不受限制，除非提供足够证据表明其需要被列入清单或者施加额外管制。负面清单会很长，并且由于新物种进入宠物贸易领域而需要定期更新。

目前，比利时是欧盟成员国中唯一一个有适合饲养动物（仅限哺乳动物）正面清单的国家。该清单明确列举了42种许可物种，其制定采用了下列标准：

- 就其生理、行为及生态需求考虑，该动物必须为易于饲养。
- 该动物必须无攻击性和/或危险性，也不构成其他任何公众健康隐患。
- 若该动物逃逸或被放生，一定不能对当地自然环境和/或原生物种造成威胁。
- 必须提供有关物种在圈养条件下如何照护的详细信息。
- 若对某物种作为“宠物”的适宜性出现任何异议，该动物必须作为优先考虑对象从正面清单中排除。

此外，饲养者还必须证明自己具有饲养该动物的知识和设施设备。

这份正面清单的实施使得野生动物非法贸易、外来宠物冲动性购买以及进入庇护所的遗弃动物数量均显著下降。清单也得到比利时民众的支持，他们通过举报非法饲养的被禁物种协助政府执法（Endcap, 2012, p. 2）。

2013年6月，荷兰农业部部长提交了一份正面清单，列出了可以由私人饲养的外来和非外来哺乳动物。该清单于2014年1月生效。

Eurogroup for Animals, 2011; Endcap, 2012

福利的概念

动物福利常用的基础框架是五大自由（Five Freedoms）（FAWC, 2009）：

1. 不受饥饿、口渴和营养不良困扰的自由；
2. 不受环境不适的自由；
3. 不受疼痛、伤害和疾病的自由；
4. 能够表达正常行为模式的自由；
5. 不受恐惧和焦虑紧张的自由。

五大自由强调了基本的生理功能和身体健康，并且主要是针对不良物质福利的环境驱动因素提出的自由。五大自由的发展来源于工业化畜牧业，当时对养殖动物的社会和心理复杂性的接受和理解还远不如对灵长类或类人猿。因而五大自由是动物福利的必要条件，但不足以确保圈养类人猿的积极福利。在类人猿福利的良好实践中，需要一个更全面的福利框架结构，五大自由是其中最有用最适合的基础要素。

福利指标与标准

迈向良好福利实践的第一步，是要界定能够展示法律遵从性或其他绩效标准的规格和衡量指标。专家们通常认为，伤害、疾病、营养不良或其他不健康状态会大大降低一般福利（如Broom, 1991; Dawkins, 1998）。圈养环境中类人猿的福利部分依赖于所处的环境与风险，以及圈养条件所提供的保护性因素。比如，就健康和福利应达到的明确标准而言，对灵长类作为宠物的适宜性评估表明，它们不宜作为

表10.1

不同类人猿圈养类型下的潜在福利风险

圈养类型	潜在福利风险举例
动物园	各机构与照护方案（资源）不同质，与人群接触（噪音、卫生）
庇护所或救助中心	在此居住的类人猿抵达前曾经历过不同程度的伤害、疾病、虐待、忽视，可能很难治疗或管理。各机构与照护方案（资源）不同质。
展示与娱乐	母爱剥夺与社交剥夺，驯兽师或相关人员未经培训，严苛的体能训练技巧，很难得到兽医护理，设施简陋、营养不良、照护方案差。类人猿出售、交易时的饲养环境不可预测。类人猿婴儿期后因具攻击性或因其他冲突而受虐待或被忽视，驯兽师或相关人员未经培训。
繁育者与贩卖者	母爱剥夺与社交剥夺，拥有人或相关人员未经培训，很难得到兽医护理，设施简陋、营养不良、照护方案差。类人猿出售、交易时的饲养环境不可预测。类人猿婴儿期后因具攻击性或因其他冲突而受虐待或被忽视，拥有人或相关人员未经培训。
宠物	与同物种完全社交隔离很常见，类人猿婴儿期后因具攻击性或因其他冲突而受虐待或被忽视，拥有人或相关人员未经培训，很难得到兽医护理，设施简陋、营养不良、照护方案差。
实验室与测试机构	母爱剥夺与社交剥夺，实验和测试过程中诱发疾病或伤害，作为实验和测试过程的一部分疾病和伤害无法得到治疗，某些测试使用单调贫乏且完全无菌（导致这类圈养类人猿没有生成对微生物的正常抵抗力——译者注）的环境。

宠物饲养（Soulsbury *et al.*, 2009）。除了对类人猿福利的考量外，将其作为宠物饲养还对人类及公共安全存在许多健康和安全隐患。关于人类饲养动物的“正面”和“负面”清单，参见扩展资料10.1。

将类人猿作为宠物的有些福利风险记载，也可以推广至其他形式的圈养中，但因照护类人猿投入的资源及类人猿福利负责人员的知识水平不一，风险因素会不同。比如，有些动物园有专门的福利员工和兽医照护，而马戏团通常则没有这些配置。表10.1提供了不同形式圈养环境中类人猿所面临的潜在福利风险。

除了基本生理需求外，有些圈养个体由于过往经历还有特殊需求，如

因自然因素或故意暴露于实验室环境导致的发育条件问题、以及伤害或疾病。在此要重点强调庇护所与动物园的差别，庇护所开发了专业化服务，可以应对有身体伤害和心理创伤的动物。负责这些动物个体福利的人员，必须为它们的特殊需求提供额外或个性化的照护。

圈养类人猿的行为（ethology）与福利

异常行为的展示被广泛认可为不良福利的指征。重要的是，这些病理表现可能是受到遗传、疾病、伤害或包括虐待、忽视、身心创伤在内等过往经历的影响。在圈养类人猿中过去已有

研究报告发现行为病理表现 (Yerkes, 1943), 近期研究发现在某些圈养类人猿种群中, 这些表现很普遍甚至在每一个体上都有出现 (如Hook *et al.*, 2012; Birkett and Newton-Fisher, 2011)。行为和病理表现在野生类人猿中并不常见 (Walsh, Bramblett, and Alford, 1982), 而在野外观察到的动物自然行为谱 (指某个物种的所有行为模式。——译者注) 和行为多样性, 可以作为建立并优化圈养照护计划的基准。

照片: 保护野生类人猿的一个关键方面是反对非法走私, 而非法走私的源头是购买类人猿用作宠物、展示和娱乐表演以及无良动物园。© Terry Whittaker



类人猿有显示其强烈动机和偏好某些行为的倾向, 并且当它们无法从事这些行为时便会表现出应激迹象。从自然行为的概念出发, 有些福利实践已经重新关注圈养的环境和实践如何才能提供适于特定物种需求和能力的机会, 因为某些环境未能提供展示这些行为的手段和机会。然而, 仅仅提供机会并非对动物福利有了保障, 有具体说明福利实践和结果的详细计划则至关重要。比如, 根据对美国2010年之后政策的强制审查 (Altevogt *et al.*, 2011b), 美国政府新近召集了一支工作组, 确定了关于动物行为学和社会学的适当环境十项建议, 其中包括群组大小、空间需求、室外通道、食物结构、丰容 (enrichment, 指在圈养条件下, 丰富野生动物生活情趣, 满足动物生理心理需求, 促进动物展示更多自然行为而采取的一系列措施的总称。是提高动物福利的重要技术工作。——译者注) 以及员工培训 (NIH Chimpanzee Working Group, 2013)。

当前和新出现的实践强调需求与机会, 这是向圈养类人猿福利前进的积极步骤。但以机会为基础的方案留有局限性, 因为这类方案植根于要持续强调环境特征, 如各种陈设和行为管理。在那里标准和绩效建立在环境上而非类人猿本身上, 因此为了完成和合规很可能采用最低标准, 在项目表的方框上打满勾就完事大吉。而通过将以动物为中心的指标和结果、标准和实践加以容和, 能够在满足类人猿的基本需求之上为每个个体提供支持性照护和积极福利。

圈养类人猿仍然面临的另一个挑战, 是对其幸福的情绪或情感成分的担忧。类人猿福利的整体框架必然包含对情感境界的关注, 而情感境界则

超出“不受恐惧的自由”。因为恐惧不仅不能包含伴随合理福利因素的所有消极情绪状态, 如悲伤或痛苦等, 而且恐惧也不能描述任何中性或积极情绪状态, 后者是幸福评价中重要却经常被忽视的要素 (Balcombe, 2006, 2009, 2010)。

类人猿福利的整体框架结构: 我们应当怎么办?

福利的政策和实践滞后于一系列学科已经得出的证据。一个有价值的趋势是以更全面的观点看待这个问题: 即使用广泛的框架结构将幸福与缺失相比较的相关行为作为集合体予以考量, 而非单独考虑每个行为或特征。这种复合型以类人猿为中心的福利实践, 必需吸收跨多学科的知识, 同时, 实现如图10.1所示及下列多重目标:

1. 不良福利的特定行为或生物标记 (是一种可用于衡量某些生物状态或条件指征的特性。——译者注) (Walsh *et al.*, 1982; Wobber and Hare, 2011; Lopresti-Goodman, Kameka, and Dube, 2012; Rosati *et al.*, 2012);
2. 认知技巧与能力 (Tomasello, Call and Hare, 2003; Hare, Call, and

Tomasello, 2006; Savage-Rumbaugh *et al.*, 2007; Fay, 2011; Hill, Collier-Baker, and Suddendorf, 2011);

3. 正常和异常发育 (Bloomsith, Pazol, and Alford, 1994; Nash *et al.*, 1999; Van Noordwijk and Van Schaik, 2005; Matsuzawa, Tomonaga, and Tanaka, 2006);
4. 行为和社交关系中经验的作用 (Reimers, Schwarzenberger, and Preuschoft, 2007; Kalcher-Sommersguter *et al.*, 2011);
5. 情感与个性 (Kano, Yamanashi, and Tomonaga, 2012; Weiss *et al.*, 2012);
6. 特殊心理症状和心理障碍 (Brüne *et al.*, 2004, 2006; Bradshaw *et al.*, 2008, 2009; Ferdowsian *et al.*, 2011, 2012);
7. 其他幸福指标 (Weiss, King, and Enns, 2002; King and Landau, 2003; Weiss, King, and Perkins, 2006)。

某些非分布范围国家圈养类人猿的数量与现状

评估圈养类人猿数目及其所处的圈养条件, 对了解全球圈养类人猿的现状至关重要。对于非分布范围国家的圈养类人猿而言, 这些信息影响着系

图10.1

动物福利实践递进系统示意图, 左端为最低避免伤害模块, 向右每一模块加入更多核心要素: 提供必需品、支持需求、促进幸福、保障福利



列问题：从国际政策和协调圈养照护实践、到生物伦理（与生物和医学发展相关的伦理学——译者注）和审议圈养照护资金等各个方面。

方法与报告

我们的分析中采用的地理位置经过遴选，因为圈养类人猿数据来自政府报告及其他已公开发表的资料。但各地的数据类型与数据量均有差别，也是由于圈养类型不同。有些数据是自愿报告并发表的，有些则来自向公众提供的强制性政府报告；还有些信息来自发表的研究和报告、媒体消息或直接通信沟通，我们都予以汇集作了相应引用。并且，在可能情况下对多渠道信息交叉参考，以确定覆盖范围的差距和所报告数字的可靠性。但有些可能的信息来源，如法律案件或未发表的数据未予追踪。因此，本文报告的信息代表着利用所引用信息来源得出的最佳估测。

美国的数据覆盖范围最好，将美国数据得出的结果与欧盟的数字进行对比；有些信息来源受到特定分类群或圈养类型的限制，这在文中的相应地理区域上作了标注。例如，欧盟国家没有关于未经认证的动物园、宠

物或其他私有形式占有类人猿的数字图表。因此若未明确提到某种圈养类型，则没有类人猿相关数据。

由于所报告的个体数目或圈养类型的某些差异可能反映了法律规定的不同，因此我们也提供了分析中每一地理区域的基本法律背景；同时描述了特定数据来源，以及各种数目类人猿的分类。数据大体上以属的水平统计，但所有长臂猿物种和合趾猿的数目则统计为同一类即长臂猿科。个体数目按照圈养类型及其他影响福利的变量统计。每一地区的圈养类型和数据覆盖范围显示在表10.2中。

欧盟的圈养类人猿：政治背景与合法的圈养类型

欧盟成员国是《华盛顿公约》的缔约国，也是管控涉及类人猿交易与相关活动其他多边协议的缔约国。许多欧盟法律都与遵守《华盛顿公约》相关，尤其是在包括类人猿在内的濒危动物准许利用及其条件方面。例如，所有机构必须按照法律规定申请豁免，方可从事类人猿研究、教育或以放归为目的的繁育活动（Council of the European Union, 1992, 1997）。动物园则须进一步遵循许可的规定并经成员国

审查，同时执行1992/22/EC条款满足各项标准，包括提供有物种特异性的笼舍，适当的兽医护理与营养（Council of the European Union, 1999）。

虽然在10年前“动物园指令”（the zoo directive）就应当全面实施，但一份近期报告发现许多成员国尚无完全符合规定的法律，许多动物园的做法还未满足最低标准，或者完全没有执照，而且为“动物园指令”制定指导方针的工作仍在进行中（Born Free Foundation, 2011）。各国管理动物园的法律在标准上差异很大，包括直接影响类人猿的规定。例如，奥地利要求最小户外场地是每5只黑猩猩400平方米，而立陶宛的规定是每4只黑猩猩至少40平方米，两者之间有很大差异。有些成员国则根本没有明确标准（Born Free Foundation, 2011）。

执法与审查也是一个持续的担忧。对于动物园2005至2008年审查报告的分析发现，英国大约9%的动物园被评为未达标，另有8%的动物园缺乏此研究期间的审查文件（Draper and Harris, 2012）。

2006至2008年，欧盟环境理事会（Environment Directorate of the EU）对遵循86/609/EEC认证有关指令的情况进行了一系列评估（Council of the European Union, 1986），EEC认证涉及在实验和测试中使用动物包括类人猿的管理。评估列举了类人猿的特殊福利风险，并且没有发现影响竞争或科学能力的证据（Gramke *et al.*, 2007, p. 237; 另见Resolution 18, 2010/63/EC），自2010年起关于类人猿实验开始采用更新后的条款。2010/63/EC的更新条款并非完全禁止类人猿实验，但未来所有关于大型类人猿的实验

将不再允许开展（Article 8(3)），唯一例外是根据“保障条款”（“safeguard clause”）（Article 55(2)）仅为拯救某个类人猿物种免于灭绝，或在人类中疾病“突如其来爆发”的特殊情况下（European Parliament and Council, 2010），可以提出实验要求。

欧盟的圈养类型数据

实验室

由于欧盟法律和各成员国国内法的规定，目前没有用于实验室测试的类人猿。曾被用于实验的类人猿已经转移到动物园或庇护所（见下部分）。

庇护所

指在各项法律出台前被用于测试的类人猿，已经转移到其他圈养环境的。比如在荷兰，曾用于疾病实验的黑猩猩被转移到一家专门的外来动物庇护所，而无健康问题的类人猿则被转移到动物园（van den Berg, 2006）。奥地利于2006年对将类人猿用于研究通过了一项全国性禁令（Knight, 2008），但类人猿从实验室退役的过程却比较复杂。欧盟有一小部分圈养类人猿被安置在庇护所，对曾被用于研究、娱乐、宠物饲养或其他私有用途的类人猿提供照护。将类人猿转移到庇护所有些是出于原圈养场所的自愿行为（如荷兰和奥地利的实验室），有些则涉及法律行动或强制实施（如AAP, 2011, 2012）。表10.3显示了本研究报告中每个庇护所的类人猿数目。所用有关庇护所和救助中心的信息，来自公开发表的资料和个人通讯渠道均作注明。

表10.2

在审查地点存在的类人猿圈养类型

	动物园	娱乐与表演	庇护所与救助中心	其他	侵入性实验室测试	不向公众展示的私人宠物	商业贩卖与繁育人员
欧盟	存在	存在，但无数据	存在	存在，但无数据	不存在	不确定，无数据	不确定，无数据
美国	存在	存在	存在	存在	存在	存在	存在

Ent = entertainment and performing acts; Sanc = sanctuary and rescue centers; Test = invasive laboratory testing; Pet = privately owned pets not exhibited to the public; Deal = commercial dealers and breeders. For further explanations of each type, refer to text. Y = practice present; N = practice not present; YND = practice present, but no data available; ?ND = status of practice unknown, no data available.

表10.3

欧盟各国庇护所中各种类人猿数目（如果有可用数据）

庇护所名称	国家	类人猿种类	数目
AAP (AAP, 2012)	荷兰	黑猩猩	44
Gut Aiderbichl (Gut Aiderbichl, 2011)	奥地利	黑猩猩	37
Mona基金会 (MONA Foundation, 2013)	西班牙	黑猩猩	12
猴子世界 (Monkey World, 2012)	英国	黑猩猩	59
		猩猩	16
		长臂猿	23
Primadomus (AAP, 2013)	西班牙	黑猩猩	8
威尔士类人猿与猴庇护所 (Wales Ape and Monkey Sanctuary, 日期不详)	英国	黑猩猩	10
		长臂猿	2

表10.4

根据国际物种信息系统报告的欧盟动物园类人猿数量

种类	雄性	雌性	未知性别	各类总计
猩猩	113	177	16	306
大猩猩	164	239	5	408
黑猩猩	273	465	3	741
长臂猿	355	275	89	719
总计				2174

动物园

在2012年10至12月间，“国际物种信息系统”（ISIS）要求收集所有类人猿的普查数据，从而汇总了各成员动物园自愿报告的普查数字（ISIS, 2012a）。国际物种信息系统网站显示，在转换至新软件系统的过程中，可能有些数据丢失或过时（ISIS, 2012b）。由于成为成员和报告均属自愿，所以并非所有动物园的数据都包括在内。国际物种信息系统的数据库包括欧洲2174只类人猿的记录。表10.4显示了每种类人猿雄性、雌性和未区分性别的个体数目。

欧盟数据引发的讨论和特定福利风险

欧盟内救助中心和庇护所的类人猿来自马戏团和其他私人拥有这一迹象表明，其内部仍面临着存在法律标准和执行差异的挑战。欧盟对圈养野生动物还缺乏动物福利考量，对于各成员国目前还只是作为国内而非地区问题对待。对欧盟境内动物园采用统一标准，能够解决一些问题，协调报告和执法也十分重要。加强积极倡导及其他形式的公众意识，可能有益于形成执法的政治意愿与法律机制；为支

持并代表欧洲的救助中心和庇护所（EARS, 2013），新近成立了欧洲救助中心与庇护所联盟（European Alliance of Rescue centers and Sanctuaries, EARS）。

来自国际物种信息系统数据的一个主要担忧，是记录中显示的77只独居类人猿。独居的多数为长臂猿（49只，占63.6%），其次是19只黑猩猩（占24.7%，包括1只倭黑猩猩）、7只猩猩（占9.1%）和2只大猩猩。有独居类人猿的6家机构均无其他类人猿类群。如前所述，欧盟动物园的法律标准和实践差别甚大，许多家动物园有福利缺乏的迹象，在新的成员国中尤其如此。《国家地理》（*National Geographic*）最近登载了一篇关于德国动物园大型类人猿福利（Nakott, 2012）的详尽报告，内含信息图强调了一些关键事实，包括：

- 在40家动物园内展示约450只类人猿，其中10家动物园展示的大型类人猿为独居或成对而居。
- 在所有考察的动物园中，针对大型类人猿的需求和能力，仅有6家达到最高标准及国际最佳实践。
- 在13家动物园计有11个黑猩猩展区和4个其他类人猿展区，被列为不适宜继续展出类人猿并建议关闭。发现其余展区需要不同程度的改善才能达到最低标准。

随着欧盟推进动物园标准的审查和各成员国评估政策与实践，对类人猿问题有长远眼光至关重要，其中部分原因也是类人猿的寿命较长。例如《国家地理》有文章指出，圈养繁育可能影响各个动物园不会逐步放弃展出类人猿。此外该文章建议用“天堂”或庇护所的网络可能成为一种合适选择，来安置独居或其他不适宜设

施中的类人猿（Nakott, 2012）。对于任何庇护所或其他“天堂”系统，所容纳类人猿种群的年龄构成包括未来生育的类人猿，随着时间推移会强烈影响对空间和照护服务的需求。

美国的情况及其法律背景

美国也是《华盛顿公约》和其他涉及类人猿交易公约的缔约国。对类人猿的测试要遵守美国关于实验室的笼舍和其他条件的规定，并依据《动物福利法案》（Animal Welfare Act, AWA）的其他标准。当实验室对类人猿个体的操作被认为“超出必需”范围，就要接受《黑猩猩健康改善和维护法案》的管控（Chimpanzee Health Improvement and Maintenance Act, CHIMP Act）。2011年，美国政府与国家科学院（National Academies of Science）共同开展了对类人猿测试的正式审查，建议作出多项改变，包括减少实验用个体数目（Altevogt *et al.*, 2011b）。国家科学院对使用黑猩猩的生物医学和行为研究提出新要求，一支工作组最近进行评估，对笼舍和照护做法的许多标准提出了建议（扩展资料10.2）。

美国法律允许个人和组织展示类人猿，但需遵守美国农业部（United States Department of Agriculture, USDA）的许可和标准。在正式注册后，出售圈养环境繁育的类人猿，或从这些贩卖者购买并私人拥有类人猿就是合法的。州和地方法律也可能对这些活动加以管控。根据法律辖区不同，管控范围从完全禁止，到负性或正性标准，以至没有专门关于类人猿的任何法律。在这些行为合法的地区，要取得州和地方许可证，地方当局对违法者可以采取法律行动。

扩展资料10.2

美国国立卫生研究院2013年的突破性决定

虽然在过去十年中美国的实验室已经减少了侵入性生物医学研究的协议，但仍有大量黑猩猩被继续饲养在实验室和其他饲养机构，以备未来可能之需。2013年6月26日，美国国立卫生研究院（National Institutes of Health, NIH）宣布了一项决定，接受由委员会理事会工作组（Council of Councils Working Group）就美国国立卫生研究院赞助的关于黑猩猩使用的研究报告¹而提出的绝大多数建议，这标志着政府方面的重大转变。

新公布政策的其中一项是，目前饲养在实验室中的数百只黑猩猩将永久性退役。美国国立卫生研究院的这一决定明确要求，在不久的将来将政府拥有和提供支持的黑猩猩除保留50只外，其余全部转移至联邦庇护所系统。退役的黑猩猩将在专门的庇护所环境中度过余生，在那里它们能够得到均衡膳食、预防性兽医护理、丰富刺激、以及适合黑猩猩的社交环境。

美国国立卫生研究院的上述新计划肇始于美国国会议员启动的一项审查程序，该审查程序的最终成果是2011年12月由美国国家医学院（Institute of Medicine, IOM）提交的报告：《评估黑猩猩在生物医学和行为学研究中的必要性》（Altevogt *et al.*, 2011a）。美国国家医学院在认定美国黑猩猩研究项目基本没有必要后，提出了强烈建议。美国国家医学院的报告促使美国国立卫生研究院院长Collins要求，组织专家专门工作组制定计划，以实施美国国家医学院提出的“黑猩猩研究指导原则和标准”，分析现有研究中对黑猩猩的使用，评估黑猩猩种群的规模和安置情况，并对黑猩猩未来可能的用途进行审查。

美国国立卫生研究院的决定宣布前，美国鱼类和野生动物管理局（United States Fish and Wildlife Service, USFWS）刚刚提出一项规则提案，要求将美国的圈养黑猩猩与它们在野外的同类一样列为濒危动物²（细节参见本章第二节“讨论”部分：“透明度与影响类人猿福利的监管实践”）。

对数据来源、局限和结果的分析

类人猿庇护所的数据由外部资源、庇护所资料或直接通讯核对整理而成。有些数字来源于政府记录、公开信息资源以及个人通讯，均已注明。只有黑猩猩方面的数据经过作为权威数据源的“黑猩猩关怀项目”（ChimpCARE project）（ChimpCARE, 2003）独立审查。美国农业部对饲养者、交易商、展出方、联邦研究和使用的圈养类人猿研究而登记的官方数据，被用于评估圈养地点的数目及各种类人猿的个

照片：2013年6月26日，美国国立卫生研究院宣布了一项决定，目前饲养在实验室中的数百只黑猩猩将永久性退役。
© Jurek Wajdowicz, Emerson Wajdowicz 工作室（EWS）



体数目，对动物福利引用的频率来自该机构的公开记录数据库（USDA, 2012）。但并非所有收留圈养类人猿的实体都必须在美国农业部登记。本文中的数据获取于2012年12月28日，覆盖时间段为2010至2012年。

表10.5显示了美国庇护所中各种类人猿的数量，并对这些数据是否在其他地方计算在内予以注明。

“黑猩猩关怀项目”由林肯公园动物园（Lincoln Park Zoo）建立，对于大多数圈养地点类型采用与美国农业部不同的分类标准，因此对跨站点类

型模式可以有更细微的考量。“黑猩猩关怀项目”不以地理范围作参考，也不按不同地点划分私人拥有者（如宠物主人），在其分类中共计有60只黑猩猩为私人拥有（占比3%）。黑猩猩出现最多的地点是实验室（962只个体，占49.3%），其次是庇护所（522只个体，占27.9%），之后是由动物园和水族馆协会联合认证的动物园（261只个体，占13.4%）。还有些黑猩猩存在于未经认证的机构（106只个体，占5.4%）及娱乐业（20只个体，占约1%）。图10.2显示了“黑猩猩关怀项目”的圈养

表10.5

美国庇护所中各种类人猿数目，根据在其他报告数据库中是否出现

庇护所名称	类人猿种类					是否在其他数据库中 出现	
	倭黑猩猩	黑猩猩	大猩猩	猩猩	长臂猿	美国农业部	黑猩猩关怀项目
大型类人猿中心 (Center for Great Apes)		29		15		是	是
黑猩猩天堂 (Chimp Haven)		123				是	是
西北黑猩猩庇护所 (Chimpanzee Sanctuary NW)		7				是	是
黑猩猩有限公司 (Chimps Inc.)		8				是	是
加州黑美人农场 (CA Black Beauty Ranch)		3			4	是	是
大猩猩天堂 (Gorilla Haven)			1			是	
大型类人猿信托基金会 (Great Ape Trust)	6					是	
国际灵长类保护联盟 (International Primate Protection League)					33		
灵长类为主 (Primarily Primates)		47			4		是
灵长类救助中心 (Primate Rescue Center)		11			1	是	是
拯救黑猩猩 (Save the Chimps)		267				是	是
野生动物驿站 (Wildlife Waystation)		48					是

B = bonobo; C = chimpanzee; G = gorilla; O = orangutan; H = *Hylobatidae*; ChCare = ChimpCARE Project.

地点类型及黑猩猩数目，以方便与美国农业部的数字和解读作比较。

自2010至2012年，据报告共有239个实体在美国农业部登记拥有圈养类人猿。将拥有不止一种认证类型以及注销和撤销登记（仅有1例）的考虑在内，2012年共有224个实体有圈养类人猿，其中包括：201个展示机构、8个研究实验室、9个交易商、4个饲养繁育点、2个联邦研究机构（见图10.3）。

美国农业部各种类人猿的存量数据来自各“现有”注册人的最新报告（见表10.6）。如果某个注册人在2012年

图10.2
根据黑猩猩照护项目 (Project ChimpCARE) 报告的六类场所黑猩猩数目, 美国农业部据此颁发正式联邦证书与登记

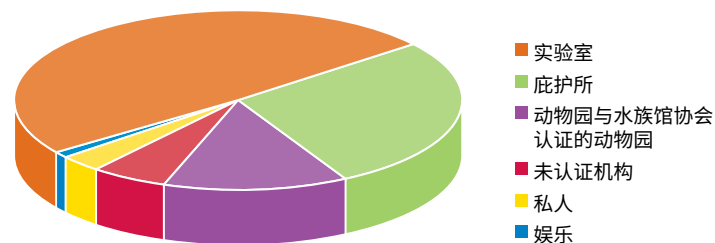
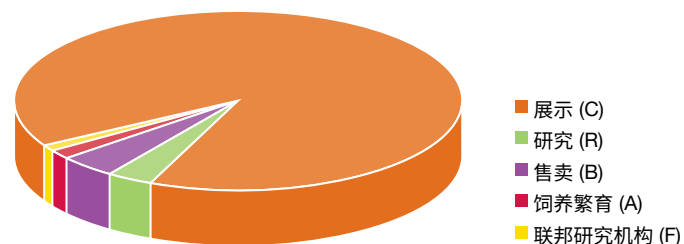


图10.3
美国农业部各认证类型注册的类人猿数目, 括号中的大写字母为美国农业部用于官方记录的缩写



由“现有”转为“注销”，且在2012年经过审查，则其数据也包含在本文的分析范围内。倘若某个“现有”注册人未在2012年进行审查，则使用其2011年或2010年的最新数据。所有数据按认证类型进行整理。

对特定福利风险和违规的讨论

美国农业部推行《动物福利法案》(AWA), 但当注册者未能达到《动物福利法案》规定的标准时, 该机构无法在技术上判定其“违规”。美国农业部称这种情况为“不合规项目”(“non-compliance items”(NCIs))。因此在理解美国农业部数据于类人猿健康与福利的意义时, 有几点需要注意。

- 如果报告有类人猿的机构为“不合规项目”，可能影响也可能不影响类人猿存在。电子查询数据并不提供被影响动物的物种及数目等具体细节，除非相关法律的某些部分涉及特定物种。

表10.6
各种类人猿存量清单*

注册类型	类人猿数目
长臂猿	
繁育	17
贩卖	35
展示	567
联邦研究	5
研究	0
长臂猿总计	624
大猩猩	
展示	310
大猩猩总计	310
猩猩	
联邦研究	1
展示	245
猩猩总计	246
黑猩猩	
联邦研究	172
研究	777
展示	977
黑猩猩总计	1926
所有类人猿总计	3106

* 根据美国农业部2012年注册在册报告

规项目”，可能影响也可能不影响类人猿存在。电子查询数据并不提供被影响动物的物种及数目等具体细节，除非相关法律的某些部分涉及特定物种。

- 某个圈养地点如果存在不合规情况，至少意味着类人猿面临的风险可能增加，一系列福利影响的严重性在不断提高。例如，有些情况仅仅是行政管理问题（如健康证过期），而有些则涉及福利不良甚至使动物死亡（如缺乏定期兽医护理，或未对急性伤病治疗导致过早死亡）。
- 至今尚未明确“不合规项目”是否代表存在短期或长期的福利担忧抑或两者兼有。
- 审查结果只能体现福利情况的局部：正如没有疾病并不等同于非常健康，

审查中未存在“不合规项目”也不等同于有福利最佳实践的认证或者类人猿处于积极福利状况。

自2010至2012年，在美国农业部登记在册的类人猿圈养地点内共有1344例“不合规项目”。其中超过42%与圈养笼舍和设施有关。美国农业部审查的频率在各地不同，并非每年每个圈养地点都被审查，而有些地点一年会审查多次。由于风险不能及时确定并采取减轻措施，美国农业部也没有尽早实施惩治性行动的可能，这就给类人猿带来福利风险，使其处于痛苦和折磨之中。

宠物类人猿

“黑猩猩关怀项目”和美国农业部的数据均显示，类人猿尤其是黑猩猩和长臂猿仍被私人拥有作为宠物。各州将类人猿作为宠物的数目不一，这可能与各州的法律规定不同有关。如前所述，在有些法律辖区宠物类人猿是合法的，但实际做法要按照联邦法律规定的饲养数目受到监管。

对将类人猿作为宠物，公众的认知差异很大。例如，近期有一项实验研究了在观看娱乐性或教育性短片后，人们如何看待将黑猩猩作为宠物 (Schroepfer *et al.*, 2011)。在观看娱乐短片的受试者中，35%的人赞成应有饲养宠物黑猩猩的权利。而即使在观看教育短片后，也有约10%的受试者表示赞成饲养宠物黑猩猩的权利。研究认为，娱乐短片受试组对宠物黑猩猩的接受度高，是因为娱乐片中对允许黑猩猩作宠物给予了更大支持，在娱乐场景中黑猩猩被描绘的“大小、作为宠物的优点以及数目丰富度”等因素，对观众提供了错误信息 (Schroepfer *et al.*, 2011)。

讨论

这些非分布范围代表性国家中圈养类人猿福利的数据，在一定程度上可以帮助我们估测其他地方的类人猿福利状况。随着圈养类人猿的数目空白得到填补，毫无疑问需要付出多种努力才能使更多类人猿接受高质量的圈养照护。最科学的方法，是以类人猿行为学、自然史、需求和能力等方面最完善的证据为根据，为未来工作提供重要基础，从而设立全新的福利计划，改进全世界现有的类人猿福利实践。要用有力的证据和经审查的模型程序，服务于类人猿福利的实际执行以及监测和评估活动。

透明度与监管实践对类人猿福利的影响

一些证据表明，许多居住在美国的人尚不知晓包括黑猩猩在内的所有类人猿正面临灭绝的风险。实际上当看到黑猩猩在非自然的人工环境下穿着衣服，尤其是和人们一起摆姿势，人们就会错误地认为黑猩猩是充裕和安全的 (Schroepfer *et al.*, 2011)。这些错误观念很难纠正。例如，有些被调查者在经过动物园有标识牌说明野生黑猩猩困境的展区后，对黑猩猩的现状仍持错误认识 (Ross *et al.*, 2008)。这些研究表明，有些人得出的关于野生类人猿的结论，是其对圈养类人猿的经验为基础。即便这些结论与科学呈现的事实和教育背景相悖，个人经历和文化背景仍然影响其作出结论，以致许多人并不相信黑猩猩在野外需要保护。出于当地或国际推动力的影

响，在类人猿分布范围国家的教育和宣传项目也可能受到类似的冲击（即难以达到理想目的——译者注）。

这些与类人猿的个人经历（尽管是间接）的影响力如此之大，因此不重视影响圈养类人猿的社会实践和规定将很危险。根据《濒危物种法案》（ESA），美国政府一直在考虑将黑猩猩列在“分别处置”（split）名单下，即野生黑猩猩为濒危物种，而圈养黑猩猩仅列为受威胁物种。按照这种低风险名称，在美国只要获得适当许可，即可合法将黑猩猩用于各种商业目的。例如，可以强迫黑猩猩在马戏

团、电影和电视中表演，也可以将其圈养在商业展览中心、动物园和实验室。所有这些做法，或多或少都与根据《濒危物种法案》的“分别处置”名单相关。

一些科学家和组织认为，美国的“分别处置”名单的情况非常有害，其不仅创造了黑猩猩交易的市场，还对黑猩猩保护的动机和紧迫性传递了相反信息（USFWS, 2013）。这种政策会彻底破坏自然保护工作的努力，包括在类人猿分布国家由庇护所进行的工作。如果一国政府一面呼吁类人猿分布范围国家保护野生黑猩猩，加强执

法禁止将黑猩猩作为宠物或用于私人商业展览，但在其国内却允许这些行为发生，那实在是缺少说服力。

美国政府于2013年6月宣布了一项规章提案，旨在由鱼类和野生动物管理局（Fish and Wildlife Service, FWS）能够解决黑猩猩“分别处置”名单的不一致问题（USFWS, 2013）。该管理局提到，黑猩猩在其分布范围内受到的威胁与日俱增，而这一模式在不久的将来没有改变的迹象。他们还提到，美国国内娱乐业或其他商业活动使用黑猩猩会导致错误观念，对自然保护造成负面影响。这些做法尚未被视为威胁黑猩猩的“关键”驱动因素，而在一些地方栖息地丧失、捕猎、疾病以及非法交易一直增长，对野生黑猩猩种群产生着直接影响（Federal Register, 2013, pp. 35211-14）。由于上述及其他所述原因，鱼类和野生动物管理局决定，《濒危物种法案》“不可因动物的圈养状态而将圈养动物与其同类的野生动物归于单独的法律地位”（Federal Register, 2013, p.35202）。在强制性公众意见征集期过后，鱼类和野生动物管理局将对该规章提案作出最终决定，并解决该规章实施的其余问题。

一般而言，由于国际和政府间组织都会恳请公私机构为类人猿保护提供资金，所以也应呼吁类人猿分布范围国家采用更有力的法律框架，加强执法、问责，乃至提供资金支持这些工作。野生黑猩猩种群在不断衰减，需要统一的全球性努力拯救这一物种免于灭绝。国家层面自然保护政策的一贯性是全球努力的必要组成部分，该问题将在下一部分进行深入探讨。

采掘业对庇护所和救助中心的影响

类人猿分布范围国家的庇护所和救助中心

除了野味交易、栖息地丧失及碎片化、疾病以外，活体类人猿非法交易被认为是野外类人猿存续最紧迫的一个威胁。被扣押的类人猿孤儿来自猎人、市场或私贩，有些是作为野味交易的间接受害者，有些是作为产品出售的直接受害者。活体类人猿非法交易目前仍在增长，每年影响成千上万只类人猿（Stiles *et al.*, 2013）。

在分布范围国家，许多不同机构可以为类人猿孤儿和其他圈养个体提供照护，这些机构包括庇护所、复健中心和救助中心。救助中心和复健中心的重点通常是短期留居，例如从伤情中恢复或等待确定放归地点的类人猿。相反庇护所通常安置长期留居的个体，有些情况下甚至提供长达数十年的终身照护。有些庇护所也实施放归计划，与长期留居照护同时并行。在没有上述机构的分布范围国家，当地的动物园有些时候会提供类人猿短期或长期照护，而这种安置和照护是临时性的。虽然各种机构类型不一，但为了本章叙述方便，除非有例外时明确说明，我们将这类机构均称为“庇护所”。

对庇护所短期和长期收留能力最明显的影响是抵达率：类人猿成为孤儿的越多，这些机构潜在的救助任务和居民就越多。实际上，至少自20世纪90年代以来，类人猿分布范围国家对庇护所的需求量一直很大（Farmer, 2002）。对2001年和2009年的数据比较

照片：被扣押的类人猿孤儿来自猎人、市场或私贩，有些是作为野味交易的间接受害者，有些是作为产品出售的直接受害者。活体类人猿非法交易目前仍在增长，每年影响成千上万只类人猿。
© Alison White



(Faust *et al.*, 2011) 显示, 在13个泛非洲庇护所联盟 (Pan African Sanctuaries Alliance, PASA) 的庇护所中, 收留的类人猿总数增长了近60% (从479只增加到855只)。对11个泛非洲庇护所联盟的庇护所新增类人猿的具体分析显示, 2000至2006年的增长率约为15% (Faust *et al.*, 2011), 但增长随时间趋缓 (Stiles *et al.*, 2013)。考虑到各种放归野外和新增个体的情况, 未来增长模型估测, 庇护所内种群数目在未来20年中将增长550至1800只个体 (Faust *et al.*, 2011)。对2009至2012年间庇护所信息的总结, 显示在表10.7 (非洲) 和表10.8 (亚洲) 中。类人猿庇护所的数量与位置以及目前的留居数量, 来自多个数据源, 包括公开发表的文献、网站、个人通讯。虽然我们尽力更新并确认这些数据, 但这些数字可能难以

表10.7

2011年非洲各国庇护所类人猿数目

国家	是否在分布范围内	该国庇护所数目	倭黑猩猩	黑猩猩	大猩猩
喀麦隆	是	4	0	244	33
刚果	是	3	0	156	5
刚果民主共和国	是	6	55	85	30
卢旺达*	是	0	0	0	0
加蓬	是	3	0	20	9
冈比亚	是	1	0	77	0
几内亚	是	1	0	38	0
尼日利亚	是	1	0	28	0
塞拉利昂	是	1	0	101	0
肯尼亚	否	1	0	44	0
乌干达	是	1	0	45	0
赞比亚	否	1	0	120	0
南非	否	1	0	33	0

Sanc = number of sanctuaries reported for country; B = bonobo; C = chimpanzee; G = gorilla. *山地大猩猩兽医项目 (Mountain Gorilla Veterinary Project, MGVP) 在卢旺达和刚果民主共和国联合开展救助项目, 谨在此提及。

包含最新抵达庇护所的、新生的、转移的、放归野外的、或死亡的个体, 尤其是自2011年3月以后发生的变化。

亚洲类人猿庇护所的模式有些不同 (表10.8)。不仅庇护所中的种群数量明显更大, 而且由于抵达率加速类人猿的数量也在上升 (Stiles *et al.*, 2013)。猩猩的情况多年来尤为严峻。2006年, “大型类人猿存续伙伴关系” (Great Apes Survival Partnership, GRASP) 曾派出技术代表团到印度尼西亚评估猩猩状况 (CITES and GRASP, 2006), 认为情况恶化的关键推动因素是类人猿交易和《华盛顿公约》执行不力。代表团的报告断定:

不论交易以何种方式进行以及动机如何, 仅在加里曼丹一地, 在“救助”和“复健”中心的猩猩数量已经充分表明

表10.8

2011年亚洲各国庇护所中类人猿数目

国家和地区	是否在分布范围内	该国 (地区) 庇护所数目	猩猩	长臂猿
柬埔寨	是	1	0	9
印度尼西亚	是	16	1208	293
马来西亚	是	3	400	0
中国台湾	否	1	0	0
泰国	是	4	0	182
越南	是	2	0	17

Sanc = number of sanctuaries reported for country; O = orangutan; H = *Hylobatidae*.

这一问题的规模与严重性。实际上, 这一数据完全是印度尼西亚相关机构执法不力的结果 (CITES and GRASP, 2006, p.11)

在非洲和亚洲, 对庇护所容留空间的需求远远超出供给和资金。此外, 由于类人猿放归可能是很多机构的长期目标, 因此新增类人猿的速度会超过复健训练, 并超出庇护所和救助中心的放归能力。而大量类人猿涌入庇护所还不是这些机构面临的唯一挑战。要负责任地开展野外放归涉及各种复杂因素, 包括财务成本、疾病风险、放归后监测、确保合适放归地点的安全 (Beck, Rodrigues, and Unwin, 2007)。无论庇护所和救助中心是否开展野外放归, 基本上他们做的所有工作都会受到采掘业影响。

采掘业对类人猿庇护所的潜在影响

采掘业对庇护所的影响除了行业本身的特性外, 在一定程度上还受到复杂的生态和社会经济因素作用。采掘业对庇护所和留居的类人猿在影响程度 (由弱到强) 和影响间隔 (由即刻

到延迟) 上均有不同, 而且既有积极影响也有消极影响。本章下面提出的案例研究说明, 与这一领域建立联系 (如采用最佳管理实践 (Best Management Practices, BMPs) 或其他伙伴关系) 如何有助于减轻负面影响。不过这些自愿做法并非完整的解决方案。只要对现有资源存在经济利益竞争, 野生类人猿就会因工业扩张而面临风险, 庇护所就将不断受到影响。

对庇护所运作的影响

就其本质而言, 采掘业要清空土地、转化土地用途或以其他方式改变景观环境。对于开展类人猿半自由活动复健管理项目的庇护所, 以及设立或扩展庇护所使用的类人猿放归地点, 栖息地丧失和退化会减少可供庇护所选点的面积。

对庇护所运作的影响实际上也可能是行政与后勤。比如, 如果私营企业经营的道路和车辆参与国家间非法转运类人猿, 那么扣押这些类人猿, 将它们转送至救助机构, 以及可能将它们运回其来源国, 在法律和行政上都会非常复杂。这些涉及扣押国和来源

国的法律，以及《华盛顿公约》成员国管理当局。这些挑战有些已经被专家们认识到，并呼吁《华盛顿公约》对这类事件的特殊需要尽快作出回应（Wolf, 2009）。如果有其他国家公民参与非法活动，还会涉及那些国家的法律规定，正如近期在一些备受瞩目的国际案件中所看到的，这些案件牵涉埃及、几内亚和中国（Ammann, 2012; Stiles *et al.*, 2013）。

如果扣押国并非类人猿分布范围国家，或者不具备转运前进行必要测试的能力，又或在执法、取得运输许可或计划期间无法为类人猿提供照护，通常还需要外来专家或资源帮助。例如，当来自刚果民主共和国（DRC）的4只黑猩猩在苏丹被扣押时，在被转运到乌干达的过程中，庇护所需要提供专门知识、测试设备及运输方面的帮助（CS and WCT, 2011; PASA, 2011）。在将另一只黑猩猩从苏丹空运到肯尼亚的庇护所时，还需要包机协助（Maina, 2009）。

对留居类人猿健康和幸福的影响

在采掘业中，工作地点、道路和其他业务活动常常在发现自然资源的偏远区域进行，这些地方有时也是类人猿栖息地。这些地点和经营活动在本质上很难被监管，因此非法活动很容易隐瞒。由于非法活动机会增加而风险降低，在公司私有土地上将类人猿作为宠物饲养就更容易或更有吸引力。

将类人猿作为宠物饲养存在许多健康和福利风险。即使没有虐待或忽视，它们的健康、福利和最终生存也会受到营养不足、兽医护理不足、活动空间狭小和其他风险的影响。例

如，2013年4月印度尼西亚的一家庇护所在种植园发现并营救了一只猩猩幼崽，当时没有笼舍或任何安置设施，只好被系在一个袋子里（SOS, 2013）。当工业区与市区间或跨境有频繁运输时，类人猿很容易成为非法交易的受害者，在恶劣条件下被转运，时刻伴随健康风险。如果类人猿幼崽被扣押或被救助，它们需要大量的兽医护理和复健而且要持续数年。由伤病产生的特殊需求，也会增加庇护所和其他资源的压力。

对救助、复健和相关社区计划的影响

庇护所经常要参与一些需要得到政府当局或当地社区允许或者与之合作的项目，包括针对野生类人猿的自然保护项目。而政府和社区与采掘业有关联，可庇护所或救助组织的需求往往与它们的利益不一致，因此保护圈养和野生类人猿的组织面临的挑战不止来自产业本身，也来自与政府和社区的合作。

在极端情况下，这些挑战会转化为冲突。在庇护所与企业都想争得同一块土地的所有权时，双方可能直接竞争。而他们之间的竞争也可能是间接的。例如，根据有利于类人猿的“生态系统服务支付”（payment-for-ecosystem-services, PES）模式（指如果土地所有者同意采取行动，开展土地管理以提供某种生态服务，则向这些土地所有者提供支付。——译者注），私有土地所有者可能被说服保护类人猿栖息地。然而，如果出租土地所有权或者采集出售自然资源给商业买主能够带来更多更有利可图的回报，许多土地所有者可能就不会接受“生态

系统服务支付”方案。政府或其代理人员也会参与这些情况，即凭借权力向庇护所和救助中心或私营企业发放或拒绝发放许可。当利益分歧很大时，就存在各方诉诸法律行动或产生其他冲突的可能。

空间效应、汇集区以及法律实施

对于在自然栖息地中的类人猿，采掘业的影响具有很强的空间效应，即采掘作业距离它们越近影响就越大。但采掘业与庇护所动物种群之间的关联则不完全如此。庇护所和救助中心会受到局部和远程推动因素的双重影响，因为这些机构可为其他地理区域充当“汇集区”的角色，这些地理区域包括：（1）抵达庇护所的类人猿孤儿来自的地方；或者（2）类人猿孤儿被扣押的地方。汇集区（catchment areas）可以与原分布国（home country）同等含义，而对于如南非这种非分布国的庇护所，“汇集区”相当于原分布国之外的类人猿分布区。

汇集区范围内的风俗习惯、法律和其他风险可能与当地不同，在打击类人猿非法交易方面，加强逮捕、起诉和惩罚是首要选择（Stiles *et al.*, 2013）。面对大量野味和活体动物非法交易，执法能力不足是最根本的挑战（Drori, 2012; Stiles *et al.*, 2013）。不过，人们已经认识到如果某个地区没有庇护所，那么就没有扣押类人猿的真正动机。许多因素都会使扣押非法圈养类人猿的执法拖延数月甚至数年（Teleki, 2001）。甚至在有些情况下，执法的挑战主要来自行政方面如政府机构之间的协调，这时庇护所可用的空间和服务条件也会影响执法行动。

除了缺乏经济激励外，如果庇护所没有可用空间，利益相关方会认为启动强制执行可能增加成本，扣押行动就会大打折扣。例如，提供线索者或执法人员可能会担心不得不为扣押的类人猿提供照护或兽医服务，而他们并没有这种能力。反之，如果能够使用庇护所就会成为推动因素，也可能产生另一种效果。理论上讲，庇护所有能力、资金和政治意愿保护类人猿，可以促使执法和扣押行动大大增加。如此，对庇护所的初次使用会进一步增加对庇护所的需求，结果很可能超出其承载能力。执法与庇护所之间相互依赖的各种事实说明，有必要审慎考虑扩大执法力度的管理和资金问题，因为庇护所的承载能力会影响执法活动及其效果。

在将遣返作为强制或优先考虑手段的国家，国际执法的参与提供了一个鲜明例证，表明汇集区范围可以大到跨洲甚至数洲之外，同时也向参与类人猿交易者传递了一个强烈信息（Stiles *et al.*, 2013）。这些扣押行动可能是局部的，被发现的个体就在它们曾经自由生活的地点附近；扣押行动也可能是区域性的，需要一些跨境合作。然而，执法行动也可能涉及跨越几大洲的更大地理网络，覆盖不同的法律框架以及与庇护所直接有关的各项复杂后勤工作。要证明所非法交易动物的出处和原分布国已经成为遣返的一个症结，被遣返的动物受到争议就可能需要核酸（DNA）检测。此外，如果类人猿被送回原分布国，它们就需要庇护所的容纳空间和相应的服务，至少满足复健的需要，甚至可能是终身照护。

“Sanctuaries and rescue centers can be influenced by both localized and distant drivers because they can serve as a “catchment” for other geographic areas.”

时间关系

采掘业对庇护所的影响是即刻的还是延迟的，会受到多方面因素的作用，如当地文化习俗、腐败情况、执法的历史和能力。除了会影响庇护所类人猿的新增率，还会影响新增类人猿的性别、年龄、种类等结构特征 (demographic traits)，庇护所必需作出相应的应对。例如，一项分析显示，庇护所新增的类人猿中，100%的大猩猩和倭黑猩猩以及绝大多数 (80%) 黑猩猩的年龄在4岁以下，有些黑猩猩的年龄为5至11岁 (16.6%)，或者超过12岁 (2.8%) (Farmer, 2002)。随后对庇护所类人猿的结构分析表明，新抵达个体的平均年龄随时间下降 (Faust *et al.*, 2011)。这一模式似乎是执法历史和正在被救助的类人猿种群情况的反映。

当庇护所开始运行，当地所救助的可能包括曾经用于展示或被私人拥有很长时间的个体。由于这一类别的大多数动物被成功救助，新抵达的类人猿逐渐是新成为孤儿的类人猿，而且平均年龄偏低 (Faust *et al.*, 2011)。在汇集区覆盖面积广阔而执法情况不可预测的地方，这种救助类型的转变会花费更长时间，或者导致新抵达个体的平均年龄呈周期性上涨。与此类似，伴随复杂、耗时的遣返情况，新抵达个体的年龄很可能高于平均值。稍年长的新抵达个体很可能有长期圈养史，并且在对庇护所的需求与其推动因素 (包括采掘业) 之间的时间关联不强 (即在受到采掘业等不利因素影响后未能及时被送至庇护所。——译者注)。重要的是，与非法交易相关的圈养时间越长，对类人猿健康和福利

的影响就越直接，它们抵达庇护所后就越需要照护。

左右采掘业影响的社会经济因素

采掘业对类人猿庇护所及其留居类人猿的影响，取决于其国内的社会经济因素，以及与汇集区范围国家相关的各种因素。有些庇护所项目直接受到贫困和其他社会经济变量的影响。例如，一个地区的家庭贫困会影响利益相关方参与社区项目如“生态系统服务”支付 (PES) 的动机，或者影响通过保险或经济激励降低人类与野生动物冲突 (human-wildlife conflict, HWC) 项目的可持续性。土地改种经济作物或转为农用林地，也可能影响庇护所项目或者将土地用于救助机构和放归地点。在家庭贫困率高的许多国家，自然资源的集中度也高，这种现象称为“资源诅咒” (“resource curse”，指国家拥有大量不可再生资源，却反而形成工业化低落、产业难以转型、过度依赖单一经济结构的窘境，陷入与此相关的经济社会问题，丰富的资源成为经济发展的诅咒而不是祝福。——译者注) (Kolstad, Søreide, and Williams, 2008)。毫不奇怪，这些国家及其丰富的资源也吸引着采掘业。

目前的证据并未表明类人猿非法交易与贫困相关，但许多发展中国家存在的收入差距和权力差距却是类人猿非法交易的推动因素 (Stiles *et al.*, 2013)。坦率地说，有些因素如治理不善或腐败，会彻底破坏庇护所防止类人猿非法交易的努力，或者阻碍救助类人猿必需的执法活动。

治理

治理不善和腐败被公认是与自然资源相关的风险，并且可能会削弱受影响国家的其他治理结构 (Layden, 2010)。同样，治理还是可能决定采掘业如何影响庇护所的关键变量。例如，当政府腐败时，由于利益冲突或者利益被完全忽视，原本旨在保护类人猿和保障非政府组织与公民社会组织有效运行的法律会受到削弱。

林业领域已被证明易受腐败影响，虽然影响程度难以衡量 (Layden, 2010)。有些证据显示，森林砍伐率和非法伐木盛行与治理不善和腐败之间存在关联性。比如，印度尼西亚曾在一个时期非法伐木估计超过整个伐木量的一半，该国的腐败感知指数 (Corruption Perception Index, 又译清廉指数) 排名也很靠后 (2009年在183个国家中排名111位 (Layden, 2010, p.2))。这些风险因素可能增加自然资源领域的漏洞，使对抗腐败的影响更加困难，这包括现有腐败程度很高的行业，以及现行治理不善和监管不力的行业 (Kolstad *et al.*, 2008, p.4)。认识到治理与采掘业之间的复杂关系，就可以明了这些也是庇护所和救助中心的风险。

通过私营部门伙伴关系实现积极影响的可能性

虽然有充分的证据表明，类人猿种群和庇护所的风险与负面影响来自采掘业的存在，但与采掘领域合作的机会也存在，牢记这一点很重要。即使在

寻求政策改革加强类人猿保护、抑制采掘业的过程中，类人猿的自然保护组织也还是可以和庇护所组织寻求合作。有益的是建立强调共赢并消除危害的伙伴关系 (见第四章野生动物与树木项目的案例研究)。本章提供了两个来自乌干达和印度尼西亚的案例研究。

照片：来自乌干达国内的受救助黑猩猩的存在表明，黑猩猩非法交易的风险还在持续。而源自乌干达以外的受救助黑猩猩，是与非法交易相关的更大范围区域风险的反映，也显示了庇护所对于跨境执法和黑猩猩长期照护的重要性。© 最后的大型类人猿组织 (LAGA) 与治理和执法生态活动人士 (EAGLE) 网络



案例研究1

乌干达Entebbe和Ngamba岛上的黑猩猩庇护所与野生动物保护信托基金

在2010年，乌干达大约9.7%的土地（19981平方公里）受到官方保护（FAO，2012）。乌干达拥有野生黑猩猩和野生大猩猩种群，在保护区内外都有黑猩猩居住，大猩猩则分布在保护区以外。除了这些野生类人猿种群外，乌干达有两所机构安置来自国内外被救助的黑猩猩。来自乌干达国内的受救助黑猩猩的存在表明，不久以前发生了黑猩猩非法交易，且这一风险还在持续。同样，源自乌干达以外的受救助黑猩猩，是与非法交易相关的更大范围区域风险的反映，也显示了庇护所对于跨境执法和黑猩猩长期照护的重要性。

“黑猩猩庇护所与野生动物保护信托基金”（Chimpanzee Sanctuary and Wildlife Conservation Trust, CS and WCT）于1998年设立在Ngamba岛庇护所（Ngamba Island Sanctuary, NIS），该庇护所是泛非洲庇护所联盟（Pan African Sanctuaries Alliance, PASA）的创始成员。该项目与乌干达野生动物教育中心（Uganda Wildlife Education Center, UWEC）和乌干达野生动物管理局（Uganda Wildlife Authority, UWA）合作进行，后两者也是该项目基金的受托人。Ngamba岛庇护所建立时恰逢一波新的执法行动，结果使许多非法黑猩猩被扣押乃至有些案件成功起诉。自Ngamba岛庇护所建立以来，有更多被扣押和主动上交的黑猩猩（28只）安置在Ngamba岛上，超过乌干达野生动物教育中心原来安置的黑猩猩（12只）。

大多数黑猩猩送到Ngamba岛时年龄在2至4岁（26只，见表10.9）。到达时非常年幼年龄不到2岁的个体超过总数的20%，而且新到黑猩猩的平均年龄随时间降低。随着Ngamba岛庇护所逐渐接近最大容量，每年的抵达率也在下降，自2004年后约有10只新到的黑猩猩。虽然Ngamba岛庇护所中有些黑猩猩来自乌干达本土（18只），但大部分来自刚

果民主共和国（27只）。从“汇集区”的角度而言，黑猩猩的确切来源则覆盖更大的范围，按照执法行动后送达的黑猩猩有来自布隆迪（2只）、坦桑尼亚（1只）和苏丹（4只）。

乌干达的天然林占国土面积的比例相对较小（29880平方公里），且在迅速下降（2000至2010年年均递减2.3%（FAO, 2010b））。虽然根据法律森林采伐及木材与其他森林产品出口受到限制，但乌干达政府也承认非法伐木仍是一个重大挑战，并注意到对于衡量或评估上述活动存在的约束条件，阻碍了执法和与林业相关的可持续发展目标的实现（Ssekika, 2012）。在对黑猩猩的影响方面，“黑猩猩庇护所与野生动物保护信托基金”与其他合伙人和合作者一起，已经开展了许多活动，通过保护并加快植树造林减缓森林流失率。该项目与342名森林所有者签订合同，在Semliki-Murchison景观环境内的指定区域保护并重新造林共计15.9平方公里（P. Hatanga, 个人通讯, 2013）。虽然这在全部私有林地面积中只是一小部分，但该试点项目还是得到了社区支持，实现了项目计划的重要里程碑目标（P. Hatanga, 个人通讯, 2013）。

“黑猩猩庇护所与野生动物保护信托基金”有一个包含“生态系统服务支出”（payment-for-ecosystem-services, PES）内容的森林项目，在该项目周边区域正在进行石油开采。“黑猩猩庇护所与野生动物保护信托基金”及其合作伙伴，在与石油开采部门的代表建立联系中发挥了积极作用，让Tullow石油公司加入技术指导委员会，参与指导和监督“生态系统服务支出”的实施（P. Hatanga, 个人通讯, 2013）。通过这种合作关系，Tullow石油表达了参与自然保护倡议的兴趣，尤其愿意购买碳信用（carbon credits，又称碳权，由《京都议定书》提出的二氧化碳排放权交易衍生而来，指在经过联合国或联合国认可的减排组织认证条件下，国家或企业以增加能源使用效率、减少污染或减少开发等方式减少碳排放，因此得到可以进入碳交易市场的碳排放计量单位。——译者注），支持生物质能效项目，以及其他可能形式的资金支持（P. Hatanga, 个人通讯, 2013）。

表10.9

居住在Ngamba岛庇护所黑猩猩的2012年汇总数据

黑猩猩性别	抵达庇护所年份	来源国家	抵达庇护所年龄	来源
雄性	20	1998年以前	19	刚果民主共和国
雌性	28	1998至1999年	4	乌干达*
总计	48	2000至2001年	8	卢旺达
		2002至2003年*	6	未知
		2004至2005年	0	
		2006至2007年	4	
		2008至2009年	2	
		2010至2011年	0	
		2012年	4	

* 有一只在庇护所出生的黑猩猩，未将其统计在内

案例研究2

印度尼西亚东、中加里曼丹省的婆罗洲猩猩生存基金会（Borneo Orangutan Survival Foundation, BOSF）³

森林在印度尼西亚国土面积中占有相当大比例（约50%，937500平方公里），但森林面积正在缩小（2000至2010年年均递减1.13%）。多年以来，林业一直是印度尼西亚经济的重要组成部分，尽管开采和贸易模式已随时间改变。一般而言，合法与非市场均对森林覆盖和土地使用具有重大影响，因而也作用于居住在受影响栖息地的猩猩（Robertson and van Schaik, 2001; Nellemann *et al.*, 2007; Lawson and MacFaul, 2010; Felbab-Brown, 2011; Wich *et al.*, 2011; Felbab-Brown, 2013; Stiles *et al.*, 2013; Vidal, 2013b）。重要的是，在印度尼西亚森林砍伐与多种采掘业相联系，因此很难将森林砍伐的大趋势归于某个单一部门。

印度尼西亚的保护区内外都有野生猩猩种群（Nellemann *et al.*, 2007），涉及猩猩的人类与野生动物的直接冲突是众所周知的问题，围绕自然保护和消费习惯已经受到国际媒体的广泛关注（Wich *et al.*, 2011; Meijaard *et al.*, 2012）。由于栖息地转化而被迫迁离的猩猩经常被视为有害动物，可能会被陷阱捕获后送到救助中心或庇护所。在冲突后被附近社区工人或居民捕到的猩猩要由有关当局扣押，如果它们能够存活且无法立即放归，就会被考虑由庇护所安置。有些机构收留野生猩猩种群和被救助的猩猩，猩猩在那里接受兽医护理，并通过复健重新放归野外。如果猩猩有伤病妨碍放归，则有专门机构和计划提供长期照护（如婆罗洲猩猩生存基金会（BOSF, 2012））。

印度尼西亚的战略规划目标是将所有猩猩放归野外（林业部（Ministry of Forestry, 2009b））。虽然有些猩猩也许可以立即回归野外，或在接受少量兽医护理后回归野外，而其他猩猩则需要一段时间接受更多复健或技能训练，才能确保它们在野外能够存活。婆罗洲猩猩生存基金会成立于20世纪90年代，主要目标是使猩猩留在其自然栖息地。婆罗洲猩猩生存基金会还开展复健和放归项目，通过异地安置或放归计划使扣押或上交的猩猩回归森林。仅有少量猩猩是该基金会的长期居民，这些猩猩由于健康状况不符合放归条件而被提供终身照护。

婆罗洲猩猩生存基金会的《Samboja Lestari猩猩放归项目2012年度报告》，强调了成功放归的三条标准（Preuschhoff and Nente, 2012）：

1. 猩猩学会了在森林里生存并健康成长所需的技能。这些技能并非猩猩的本能而必须通过学习掌握。

2. 放归的猩猩不会使野生种群感染危险的传染性疾病，包括使人类和猩猩都可能感染的疾病（人畜共患疾病）。
3. 猩猩被放归的森林很安全，并且它们在将来也能保持安全远离人类的威胁。

在1991至2012年间，超过650只猩猩从婆罗洲猩猩生存基金会复健中心被放归或异地安置。在Nyaru Menteng一个稍小规模的项目放归了44只猩猩，异地安置了190只。在Samboja Lestari一个较大规模的项目放归了422只猩猩，异地安置了41只。近年来放归工作进展势头良好，与战略规划的目标一致。2012年，婆罗洲猩猩生存基金会在中加里曼丹省放归了44只猩猩，在东加里曼丹省放归了6只。到2013年2月，又有20只猩猩被放归，年内计划再放归100只。通过放归后监测的措施确保安全的努力得到加强，这正在成为婆罗洲猩猩生存基金会项目日益重要的组成部分。

即使有如此雄心勃勃的放归计划，对庇护所空间和服务的需求仍然很大。在2013年初，约有820只猩猩被交与婆罗洲猩猩生存基金会在东、中加里曼丹省的放归项目。多年来，庇护所的猩猩抵达率已经成为令人担忧的问题，目前已经远远超出了非洲类人猿庇护所的收容速度（Farmer, 2002; Stiles *et al.*, 2013）。

婆罗洲猩猩生存基金会及其所属机构的一个主要策略是，与采掘业合作促进最佳管理实践（Best Management Practices, BMPs），合作领域包括油棕、林业和采矿。最佳管理实践追求预防和减轻影响的工作，理想情况下都应与其他公司和自然保护组织（如婆罗洲猩猩生存基金会）合作开展。有些最佳管理实践包括土地和野生动物管理工作，例如：

- 调查私有特许区，并确定能够支持重要生物多样性的范围。必要时这类区域应当被分配和恢复为自然保护区，作为保护包括猩猩在内的野生动物的可用栖息地。
- 与相邻的公司及组织合作，维护或建立走廊，连接起其他特许区内的自然保护区以及邻近的保护区。

如果有的私营公司占有完整的森林，婆罗洲猩猩生存基金会可以与其合作，评估栖息地并确定是否有可能供猩猩在其中长期居住（J. Sihite, 个人通讯, 2013年2月）。如果私有森林中没有猩猩居住，但其中的栖息地适于猩猩生存，就有可能采用最佳管理实践的办法将猩猩重新引入森林。总体目标是使企业自愿实施最佳管理实践，并与救助中心和其他行业及自然保护伙伴合作，共同维持私有土地上的猩猩种群。

虽然最佳管理实践有可能预防或减少对猩猩的影响，但并不总是可行。例如，可能有的特许区内没有适合作自然保护区的区域，居住在那里的猩猩种群就不能生存，或者来自周边社区的压力使猩猩的生存环境不可持续。在这种情况下，可能需要寻求政府的投入或者与政府官员进行磋商，之后由公司进行救助并重新安置它们，以确保使其进入在其他地方的安全适宜的自然栖息地（J. Sihite, 个人通讯，2013年2月）。

在特定公司与这种情形有直接联系时，参与最佳管理实践带来的就可能不是自愿行为。例如，如果猩猩从某个特定公司来到一个婆罗洲猩猩生存基金会中心，该公司就可能支付猩猩的照料和治疗费用（J. Sihite, 个人通讯，2013年2月）。这种支持可能是暂时的，也就是只持续到猩猩被放回野外。倘若某些个体出于健康状况或其他因素不符合放回条件，需要长期居住在该中心，那么公司提供的资金支持还会采取猩猩终身照料费用的形式。这种资金支持被视作一个公司对猩猩的责任。重要的是，资助特定的失去家园的猩猩与以收养猩猩形式进行自愿捐助不同（BOSF, 2012），也不同于在栖息地转化或人与野生动物冲突中没有起直接作用的公司或个人所提供的慈善捐赠（J. Sihite, 个人通讯，2013年2月）。

印度尼西亚庇护所面临的特有挑战

复健猩猩最终放归野外的地点选择，与栖息地可用性相比尤其受采掘业的影响。随着森林的缩减，可供选择的地点越来越少，主要因为双重空间要求：

- 首先，必须有一处没有猩猩居住的地方作为放归前的区域用于隔离期，以管控即将放归个体的风险。
- 其次，应当有专门的放归林用于度过隔离期后的个体，以使来自放归个体的疾病传染风险最小化。

当前栖息地转化率非常高，以至将越来越难以找到新的地点，使之在森林面积和结构上既适合放归前的健康隔离又适合所放归得林区。

以煤炭开采为例，可以窥见采掘业会如何产生与类人猿相关的广泛影响：从即时到长期影响，从局部到国际影响，从直接、次生至间接影响。采煤作业通过各种直接和间接作用与水相关联：需要水源、森林砍伐导致洪水泛滥、对人和动物构成威胁的硫酸盐等污染物，既影响作业相邻地区也影响周边更广阔的区域（Voorhar and Myllyvirta, 2013, pp. 45-46; Van Paddenburg *et al.*, 2012）。从长远来看，煤炭需求（内销和出口）预计2020年前在印度尼西亚会急剧增长（Voorhar and Myllyvirta, 2013），由于不断增长的煤炭消耗导致二氧化碳排放量增加所产生的影响，会由于其他矿业和采掘业造成的森林砍伐的叠加，而进一步恶化。

结论

采掘业的影响和模式很复杂。虽然有记录显示采掘业对野生动物种群具有直接和间接影响，研究也不断表明最大的挑战和机遇在于是否有服务自然保护的行业伙伴关系，而采掘业对庇护所影响的研究已经开展的还不多。鉴于庇护所在打击类人猿非法交易中扮演着至关重要的角色：教育、防范、可持续替代生计、执法伙伴关系、类人猿照料和复健、以至放归自然等，因此这类数据空白从长远来看会有缓慢进展。

越来越多的数据显示类人猿非法交易与采掘业有关，如果这些行业愿意，可以采取积极行动减少伤害、保护类人猿，否则就会对企业进行强制或提供经济激励开展这些活动。这并不是说问题这样就可以简单解决。我们还需要更多数据，并且在采掘业广泛开展最佳管理实践必须取得进展（如Morgan and Sanz, 2007; Morgan *et al.*, 2013）。评估和监测将继续成为重要工具，来把这些实践做法与对类人猿保护有积极作用的成果联系起来。

野生动物保护组织已经要求《华盛顿公约》要更多的参与（如TRAFFIC, 2010），并且似乎可以期待在未来扮演更广泛的角色（CITES, 2013b）。针对采掘业的类人猿保护多边协定和决议，有些明确承认庇护所的价值和与日俱增的作用，有些则没有。例如，2009年《大猩猩保护法法兰克福宣言》（Frankfurt Declaration on Gorilla Conservation）中的关键部分，直接和间接影响着庇护所。整个宣言突出了矿业、能源和其他采掘业的作用，其

中最重要的条款包括对庇护所空间和服务的明确要求：

第五条 呼吁各国打击非法交易，通过扣押非法圈养活体大猩猩，并与《华盛顿公约》合作确保它们返回来源国的庇护所。（Frankfurt Declaration, p.3）

由此，由于许多分布范围国和捐助国及采掘业响应号召采取行动，庇护所需要作为重要的利益相关方出现在谈判桌上。对庇护所的影响及庇护所的需求，对于这些项目的规划、后勤和资金至关重要。其中一个风险是在总体自然保护规划中，对庇护所作为其中一个成分所受到的影响未能预见和作出计划。例如，如果未能为庇护所提供所需能力，或者对其容纳空间和服务需求考虑不充分，就会不利于救助和大规模的保护工作。虽然动物救助和福利尚未被传统意义的自然保护关注，但它们在自然保护中仍然应当有自己的角色，必须得到赞赏支持和承认，这些动物救助和福利机构应当也被视为实现自然保护目标的工具。

为了使政策、执法和企业实践迅速转变以扭转局面，救助中心和庇护所还应当更强大。这些机构和组织需要可持续的资金和其他支持来拓展其能力，包括基础设施、人员能力、制度等，才能履行其照顾类人猿的责任，成为类人猿保护的伙伴。庇护所和救助中心需要并且应当在讨论类人猿未来的议程上有一席之地；作为保护类人猿及其栖息地的利益相关方，他们有许多宝贵的洞见和知识值得分享，并且是解决方案必不可少的组成部分。

无论我们讨论一个类人猿种群失去其最后的栖息地，还是单只类人猿被藏起来作为宠物，亦或是一家庇护所满是被救助的类人猿，我们的最终目标都是保护它们。保护工作需要共享珍视类人猿的全球精神，并且出于对类人猿自身权益的尊重，无论它们身处何处。强调圈养类人猿的内在价值，以及圈养与自然栖息地中的类人猿面临的共同风险和相互依存性，是这种伦理基础的积极反映。

致谢

主要作者：Debra Durham 和 Adam Phillipson

尾注

- 1 http://dpcpsi.nih.gov/council/working_group.aspx
- 2 <https://s3.amazonaws.com/public-inspection.federalregister.gov/2013-14007.pdf>
- 3 除非特别注明，本部分所有数据来自J. Sihite, 个人通讯，2013年2月，或BOSF, 2012

附录一

绩效标准6号的栖息地类型 (IFC, 2012)

人工栖息地/改良栖息地 (modified habitat)

国际金融公司 (IFC) 将人工栖息地定义为: 该栖息地的大部分物种为非本土物种且区域生态功能和物种组成基本被人类活动所改变。仅当某片人工栖息地根据“绩效标准1号”被确认包含“对自然保护有显著意义的”生物多样性时, 才适用“绩效标准6号”。“绩效标准6号”要求有关当事人对人工栖息地“适当”将影响最小化并实施减轻措施。

自然栖息地/天然栖息地 (natural habitat)

“绩效标准6号”将自然栖息地定义为: “该区域拥有大部分源于本地的植物和/或动物物种构成的可存续的集合 (viable assemblages), 并且/或者该区域主要生态功能和物种组成未被人类活动根本改变”。除非在本地区内没有其他可行的项目地点存在, 同时利益相关方已经就退化进行磋商, 在项目地点将采取“恰当的”自然保护措施, 并根据减轻影响等级制度减轻土地变更或退化, 在自然栖息地作业的当事人不得使该区域发生“显著变更或退化”。自然栖息地的目标是“在可行的情况下”达到生物多样性无净损失。

关键栖息地 (critical habitat)

关键栖息地 (CH) 是从极危和濒危物种的保护角度提出的最重要名称。关键栖息地既可以处于自然栖息地也可以处于人工栖息地中其定义是: “对极危和/或濒危物种具有显著重要性的”区域。“绩效标准6号”确定, 当事人不应在关键栖息地实施项目活动, 除非对指定为关键栖息地的生物多样性价值实现净增益, 且该项目不会导致“在合理时限内全球和/或国家/地区的任何极危或濒危物种的净减少”。当事人可以采用减轻影响等级制度, 包括满足“净减少”要求的抵消措施。

附录二

赤道非洲大型类人猿密度与森林管理政策总结 (感谢D. Morgan和C. Sanz)

地点	森林管理指标		类人猿指标		
	是否采用减轻影响的伐木实践 砍伐木材 (立方米/公顷或株数/公顷)	狩猎强度 (迹象/公里)	原始林 (个体/平方公里)	生产林 (个体/平方公里) (*为无狩猎)	类人猿密度差异百分比
喀麦隆 ^a Campo	否 (1.9-4.8立方米/公顷)	高 (0.93-2.9)	1.1只黑猩猩 -	0.54只黑猩猩 0.2只大猩猩	-51%黑猩猩
喀麦隆 ^b Ntonga	否	低	-	1.1只黑猩猩 3.8只大猩猩	
中非共和国 ^c Dzanga Sylvico	否 (1-2株/公顷)	中等 (1.6)	-	1.67只大猩猩	
刚果共和国 Kabo Kabo森林管理单元 ^d	是	低 (0.2)	1.4只黑猩猩 1.8只大猩猩	1.3只黑猩猩 1.8只大猩猩	-7%黑猩猩 0%大猩猩
			1.03只黑猩猩 1.02只大猩猩	0.39只黑猩猩 2.16只大猩猩	-62%黑猩猩 +112%大猩猩
			6.2只黑猩猩 3.1只大猩猩	1.7, 1.9*只黑猩猩 1.7, 2.4*只大猩猩	-73%, -69%黑猩猩 -45%, -23%大猩猩
			0.29只黑猩猩 1.92只大猩猩	0.24只黑猩猩 1.57只大猩猩	-17%黑猩猩 -18%大猩猩
加蓬 ^e Lopé Soforga-Lutexo	否 (2株/公顷)	低	1.1只黑猩猩 0.4只大猩猩	0.2只黑猩猩 0.7只黑猩猩 0.3只大猩猩 0.5只大猩猩 0.3只大猩猩	-82%黑猩猩 -36%黑猩猩 -25%大猩猩 +25%大猩猩 -25%大猩猩
加蓬 ^f Petit Loango	否	低	0.97只黑猩猩 0.05只大猩猩	0.52只黑猩猩 1.25只大猩猩	+46%黑猩猩 +2400%大猩猩
乌干达 ^g Budongo N15, KP11-13 (原始林) B4, N3, N11, W21, B1, K4 (生产林)	否 (19.9-80.0立方米/公顷)		3.0只黑猩猩 2.8只黑猩猩 1.7只黑猩猩 3.2只黑猩猩	1.5只黑猩猩 1.5只黑猩猩 1.1只黑猩猩 2.3只黑猩猩	-47%黑猩猩 -46%黑猩猩 -35%黑猩猩 -28%黑猩猩
乌干达 ^h Kibale	否 (14.4-20.9立方米/公顷)		1.9只黑猩猩	0.9只黑猩猩 (伐木后9.5-11年) 0.4只黑猩猩 (伐木后10-13年) 0.1只黑猩猩 (伐木后11-16年)	-53%黑猩猩 -79%黑猩猩 -95%黑猩猩
乌干达 ⁱ Kalinzu		低	3.46只黑猩猩 2.27只黑猩猩 4.19只黑猩猩	4.92只黑猩猩 3.74只黑猩猩 5.70只黑猩猩	+43%黑猩猩 +64%黑猩猩 +36%黑猩猩

^a Matthews and Matthews (2004)

^b Dupain *et al.* (2004)

^c Remis (2000)

^d This study, Clark *et al.* (2009), Poulsen *et al.* (2011), Stokes *et al.* (2010)

^e White (1992), White and Tutin (2001)

^f Furuichi *et al.* (1997)

^g Plumptre and Reynolds (1996)

^h Skorupa (1988), Johns and Skorupa (1987)

ⁱ Hashimoto (1995).

注：类人猿密度差异百分比的计算，是以生产林中的类人猿密度估测除以原始森林中的类人猿密度估测，再用1减去得结果而得。负值表示原始森林和次生林中的类人猿密度百分比下降，正值表示次生林比伐木林中的类人猿密度有增加。

在Campo，原始森林中类人猿密度估测由国家公园2（国家公园东南部）和国家公园DI（国家公园内Dipikar岛）代表，生产林中的类人猿密度估测由伐木特许区1-4和国家公园1（国家公园西南部）的调查数据代表。同时，对Campo的大猩猩密度估测代表在国家公园及相邻伐木特许区内的调查结果。

Dzanga的狩猎迹象出现率与类人猿密度估测由Mabongo自然保护区的估测代表。

Loango的类人猿密度估测包括沿海与内陆栖息地。大猩猩密度估测基于53.6天的窝巢使用期。虽然Loango的大猩猩密度增加极大（2500%），但1.25只大猩猩/平方公里的密度估测结果仍处于该地区大猩猩密度所报告的范围以内（Morgan *et al.*, 2006）。

Budongo的4个密度估测分别代表现存量（指数法和标准法）、窝巢标记法和黑猩猩目击量。

Kalinzu的密度估测代表不同的取样方法（方法一、二、三均在Hashimoto1995的文献中有描述）。

附录三

对采掘业领域类人猿责任管理的具体建议（根据Dennis *et al.*, 2010a, 2010b）

以下建议是专门针对猩猩和长臂猿制订的，但其适用于与采掘业有关的所有类人猿，所以在此汇编用于对所有类人猿物种的管理。

这些建议的总体目标是改善采矿特许区内类人猿的存活前景，并提升企业的商业价值。企业应当寻求在其作用范围内对类人猿的影响最小化。这可以通过多方面行动实现，包括周密计划并应用最佳管理实践（BMPs），改进并增加特许区内留置的类人猿栖息地，在特许区外采取抵消措施，与其他当地、地区和国家层面的参与者合作在更大的景观环境内参与自然保护工作。类人猿遭遇的威胁非常相似，因此减轻影响的努力仅需要最低限度的适应性就能应用于所有物种。

长期来看对类人猿造成的积极和消极影响，依赖于公司能否很好地做到以下几点：

- 理解相关类人猿物种的生态需求和行为需求，尤其对于庇护所、空间、食物、社交结构与空间的需求。
- 认识到在勘探、建设、生产和关闭阶段来自作业实践对类人猿的潜在威胁。
- 在项目开发、实施和收尾期间，确定并管理可能出现的生物多样性风险与机会。

理想情况下，生产作业应当加以谋划，避免干扰类人猿栖息地，包括用于连接特许区内天然林区的走廊。然而，这些实践和技术考量也许会造成对干扰有认知但却无法避免的认识。例如，某个特许区内可能有几只类人猿存在于斑块植被中，但植被太小且未与其他适宜类人猿的栖息地相连。这种情况下，类人猿在特许区内无法存活。这可能导致的结论是，为了保护它们而不得不采用最不利的解决方案，即将这些类人猿安置到其他区域。负责任的公司则可以考虑在其特许区附近购买适宜类人猿生存的土地，作为自然保护抵消措施，将幸存的类人猿安置到该抵消区。这样，将有助于确保企业在其整个作业区内类人猿总数不下降。

企业承诺

承诺一：企业承诺保护类人猿

公司要求在各个层面支持实现最佳管理实践，从而确保其特许区内类人猿的长期存续。为此，应当做到：

1.1 承诺达到政府规章、立法的目的与目标以及与类人猿保护有关的目的与目标

范围

政府的法律框架（如《印度尼西亚猩猩行动计划》）是保护类人猿活动的基础。这需要与类人猿管理利害攸关的所有企业采取类人猿及其栖息地保护和管理的支持行动。

行动建议

企业应当承诺达到国家有关类人猿承诺的目的和目标，以及据此作出的政府政策。企业应通过采取下列行动，将其对政府目标的承诺整合到企业政策、工作程序、作业管理计划当中：

- 在其特许区内，制定并实施以类人猿为中心的保护管理规划。
- 制定保护类人猿及其栖息地（包括栖息地管理、救助行动、减轻冲突、社区参与）的标准操作规程。
- 助力有利于类人猿及其栖息地保护的社区教育和发展活动。
- 在特许区内及其周边的类人猿栖息地碎片之间尽可能建立并维护走廊。
- 建立评估企业自然保护管理规划影响的监测和评价系统。
- 确保作业对类人猿及其栖息地的消极影响最小化。
- 联合其他利益相关方在景观环境水平保护类人猿。

1.2 为保护类人猿制定公开发表的政策声明

范围

企业应当在实施以类人猿为中心的自然保护管理规划中表明其完全透明度，这可以通过公开展现坚持最佳管理实践的原则来实现。

行动建议

- 承诺在景观环境内对类人猿的影响最小化。
- 承诺遵守国家和国际有约束力的规定。
- 承诺公开有关类人猿的数据和信息，以及保护类人猿的监测和行动。
- 承诺尊重原住民习惯权利和法律规定。
- 承诺以公正透明的方式与社区和利益相关方合作。
- 承诺确认并考虑可能由企业战略管理决策导致的对类人猿的所有威胁。

1.3 确保在特许区内审慎管理类人猿

范围

企业应当与专家、非政府组织（NGOs）和其他利益相关方群体磋商，共同努力维持特许区内的类人猿种群。

行动建议

- 采取造林及其他类型的栖息地管理方法和技术，尽可能减少人类活动对类人猿活动区域的影响。
- 在预留保护区和栖息地走廊内，保护类人猿关键生态资源。
- 努力防止企业员工、承包人和其他人捕猎类人猿。

1.4 按照国际标准报告特许区内的类人猿现状与管理情况

范围

企业应当运用透明且及时的报告向利益相关方和环保社团表明，在其管理区域范围内的生物多样性得到监测、评估和保护。在类人猿敏感区内作业的企业，在其环境报告中应当包含有关类人猿的信

息。虽然坚持这些标准是自愿的，但遵循这些标准却可以增强企业的外部透明度，强化其对类人猿影响的管控责任，并根据公司宣布的类人猿政策作为其内部绩效指南。对遵守这些指导方针情况的报告，是政府要求的正式环境报告的补充。例如，所有坚持国际采矿和金属理事会（International Council for Mining and Metals, ICMM）“可持续发展框架”的矿业公司，都决意遵守全球报告倡议组织（Global Reporting Initiative, GRI）可持续发展报告的标准（<http://www.icmm.com/our-work/sustainable-developmentframework/public-reporting>）。

行动建议

企业应当遵守国际认可的生物多样性报告标准，即：

- 收集特许区与开展最佳管理实践相关的所有信息。
- 记录并描述特许区内生物多样性面临的显著威胁。收集并公开类人猿出没地点的信息，在条件允许的情况下使用卫星定位系统（GPS）。这些信息应当包括相对多度估测、类人猿关键生态资源和窝巢点位。栖息地类型的信息应当分为自然、创建与强化、人工（新栖息地），按照区域和已知有类人猿出现分类。
- 在对生物多样性和类人猿的威胁方面，对管控策略、当前行动和未来计划予以细化。

承诺二：遵守法律法规

企业应当表明对法律（包括成文法和习惯法）、规章、国际条约、以及类人猿活动范围相关国家所签署协议的良好遵从性。为此，企业应当做到：

2.1 尊重国家和地方与生物多样性保护有关的法律和行政管理要求

范围

企业应当遵守所有涉及类人猿及其栖息地的相关法律和规章。此外，企业应当知晓适用其作业地的省或地区级法律和规定。企业还应当确保取得并更新所需的全部许可证。例如，印度尼西亚和马来西亚的国家相关法律包括但不限于下列行动建议。

行动建议

- 熟悉与类人猿及其栖息地相关的中央政府、省和地区级法律及规章，对这些法律法规及其对规划和作业的决策以及对员工和承包人行为的可能影响，提供文件予以归纳总结。
- 开展沟通计划，确保高级管理层能够考虑这些法律问题，并在决策时遵守法律。
- 开展对员工和承包人的沟通计划，确保涉及类人猿及其栖息地时他们的行动遵守法律。
- 对于企业、员工和承包人可能出现的与不遵守法律相关的问题，建立确认、追踪、终止、报告的记录制度。
- 对可能影响类人猿栖息地作业活动的相关许可证，确保均在许可证登记册内备存。
- 将向所有员工和承包人宣传法律要求和义务，作为年度工作总结的一部分。
- 制定守法评估程序，一旦发现违法行为公开进行内部执法和处罚。
- 实行对员工和承包人的内部奖惩制度，促进守法。

2.2. 遵守与类人猿保护有关的所有约束性国际条约的条款

范围

企业不仅应当遵守国家法律法规，还应当符合类人猿分布范围相关国家签署的国际协定和公约的目的。例如，与保护猩猩有关的国际条约包括：

- 《生物多样性公约》（经1994年第5号法案批准生效）
- 《金沙萨大型类人猿宣言》（Kinshasa Declaration of Great Apes）
- 《濒危野生动植物种国际贸易公约》（《华盛顿公约》）
- 《热带木材83号文件》
- 《热带木材94号文件》
- 《拉姆萨湿地公约》（Ramsar Convention）

行动建议

企业应当向所有相关员工和承包人宣传这些公约和国际协定的要求，并说明是如何将这些条款纳入作业计划和管理，包括：

- 熟悉与类人猿及其栖息地有关的国际公约，对这些公约及其对在规划和作业的决策以及对员工行为的可能影响，提供文件予以归纳总结。
- 在类人猿分布范围相关国家是有关国际公约的缔约国时，确保所有员工和承包人知晓并理解这些公约有关的法律和行政义务。
- 开展沟通计划，确保高级管理层在决策时能够考虑这些问题。
- 开展员工沟通计划，确保涉及类人猿及其栖息地时他们的行动遵从这些公约。

2.3 确保类人猿栖息地免受非法和未经授权活动的侵害

范围

企业应当在特许区内保护类人猿栖息地不出现未经授权的采伐和其他活动。企业应当努力建立有效的安全和防护体系，并具有支持符合以类人猿为中心的自然保护管理规划的能力。如果出现珍稀、收到威胁或濒危动植物种，在作业规划阶段预留自然保护区就应当划定。

行动建议

- 确认并评估威胁，采取减少或消除威胁的实际干预措施。
- 划定预留自然保护区界线的方法标准化，并将界线通知当地利益相关方。
- 考虑在整个特许区内建立由当地社区成员和森林警察组成的森林巡逻队。由他们确认并打击侵占、火险、非法活动和其他问题。
- 对任何非法采伐、定居、占据或其他未经授权活动，确保有监测、记录并向有关当局报告的制度。

2.4 清晰记录当地社区法律或习俗上的长期土地所有权和使用权

范围

对于当地社区在特许区内或临界处土地和森林资源的长期所有权和使用权，企业应当表明承诺。土地使用权应当清晰界定、记载和得到尊重。

行动建议

- 对在特许区内任何部位的土地管理和森林资源使用的长期权利，都要对合法证据作文件记载。
- 这些权利应当得到当地社区同意，并签署有此同意的证据。
- 为确保当地社区与次要利益相关方的合作得到维护，应当采用解决纠纷的机制，并记录纠纷的性质和解决方案，尤其是在纠纷涉及类人猿及其栖息地时。

2.5 在保护类人猿时尊重当地社区法律或习俗的所有权和使用权

范围

企业应当尊重当地社区有权保持对其在特许区内法律或习俗上的所有权或使用权的控制，在他们需要的程度内保障这些权利，满足其经济文化需求。在可能的情况下，企业应当使这些社区参与森林管理和类人猿保护。

行动建议

- 确认并支持当地社区对资源的可持续利用，采取措施确保习惯法权利及其他权利得到维护。
- 认可并支持这些权利的行使，并应当通过参与式方法进行清晰确认、划界和记录。
- 支持权利行使通过地方法令正式化。
- 对当地社区或受影响方的权利行使，给予自愿事先知情（同意）权（FPIC）。
- 在适当情况下，在制订特许区森林管理规划时应当容纳拥有法律或习俗上的土地保有权或使用权的当地社区或群体。
- 建立解决土地使用争议和使用权纠纷的机制，使纠纷各方都参与并得到尊重，以减少危及类人猿的冲突风险。

承诺三：管理规划与类人猿监测

企业应当确保特许区内的类人猿得到妥善管理。这需要制定、实施并监测以类人猿为中心的自然保护管理规划。这样才能确保管理的长期目标及达成目标的手段都能得到清晰界定和监控。为此，企业应当做到以下几点：

3.1 制定类人猿保护综合管理规划，确保其符合最佳管理实践

范围

一份精心谋划的自然保护综合性管理规划是采掘业良好运作的基础，才能满足维持、强化和保护预留保护区与整体生物多样性价值的需求。ISO14001标准包含了环境管理系统最佳实践的一般准则。如果企业对类人猿保护的政策和目标融入争取达到该标准的环境政策和管理系统中，那么就可以认为企业的类人猿保护管理规划令人满意。自然保护管理规划需要适应企业作业的范围和规模，并且应当清晰阐明长期管理目标及达成目标的手段。长期目标之一应当是保护特许区周边区域内的类人猿及其栖息地。

行动建议

制定的自然保护管理规划应当涵盖但不局限于以下方面：

- 应当清晰描述与类人猿保护有关的规划的主旨、目的和目标。
- 规划应当明确说明：需要管理的森林区域、环境问题、土地利用方式、所有权状态、社会经济条件、毗邻土地的情况。
- 与当地类人猿需求相关的长期造林和其他管理体系，应当有清晰描述并提供理由。
- 规划应当清晰表明珍稀、面临威胁、濒危物种和/或其栖息地将得到确认和保护，还应当包含在特许区内保护类人猿打算采取的所有措施，确定在特许区周边方便类人猿移动的栖息地走廊（在可能的情况下），并能使之在更大的景观环境中来去自如。
- 规划应当有全套地图。这些地图需要描述的森林资源包括：森林类型、水道和排水沟、分区和/或街区、道路、原木放置和加工场地、保护区、独特生物或文化资源、以及其他计划内的管理活动。地图还需清晰绘制特许区内的类人猿分布及最临近的森林、食物来源、关键生态资源如成年果树和矿物舔块、以及认定的生物走廊。
- 规划需要包含为确保森林特许区与其中类人猿的完整性将采取的所有环境保障措施。这些保障措施需要在环境评估过程（印度尼西亚称作*Analisis dampak lingkungan*, AMDAL）的基础上，明确指出将如何在管理实践中减轻对类人猿的各种不利影响。应当格外关注采取减少人类和野生动物冲突的措施。
- 规划需要有稳健的监测策略，包括类人猿在内的管理的所有方面。在适当情况下，所有监测结果尤其与类人猿有关的应当报告给政府，从而使数据库保持更新，也使政府能够评估进程，如在印度尼西亚的《猩猩行动计划》(Orangutan Action Plan)即是如此。
- 对涉及类人猿的侵占、冲突、疾病和其他可能事件等各种问题，应当有详细的应急响应程序。应当建立危害/事故报告制度，记录与类人猿有关的问题、采取的行动、善后和总结。
- 规划需包括所有作业和计划的完整预算。预算需包含足够分配给保护类人猿各种行动的费用。
- 规划应当与数据库系统相连，以存储有关类人猿的信息。最好是一个基于地图的系统，能够比较类人猿的位置，以便绘制它们在特许区的行动轨迹。重要的是将监测类人猿的结果纳入规划的实施和修订中。规划中的非保密部分应当向公众公开。

规划应当详细说明在特许区内及其周边区域类人猿栖息地的修复情况，并尽可能进行修复。其他生态性操作措施应当包括：

- 在特许区的种植区周边保留大棵树木，用于筑巢和采果。
- 关闭修复地点内的运河系统和穿越保护区的运河。
- 监测预留保护区内永久样地的边缘效应。
- 监测社区的通路。
- 通过永久样地监测修复种植情况。
- 监测保护区的外边界和毗邻采伐地点的边界。
- 将河岸栖息地扩展至类人猿栖息处河岸（含矿土壤地点）两侧至少各500米，并与预留保护区和特许区外毗邻的森林相连接。

当计划修复时，由于基础设施建设造成土壤板结或退化，可能必须进行额外的土地整理工作。由于从苗木到结果有时间延迟，推荐在可能的情况下采用扦插嫁接。类人猿用以获取食物的许多树种是非商业树种，可能无法找到。应鼓励进行监测以支持管理目标。这在树木产果时防止人类和类人猿之间为收获果实产生冲突尤为重要。

类人猿重要栖息地修复的树种选择应当基于生态特性（如已知的类人猿食物来源、其他物种的食物来源、快速生长、本土树种、土壤类型）。通常情况下，修复种植应当采用混交树种以2至5米为间隔。不过在有些情况下，也可能需要种植类人猿不喜食的树种作为阻止它们深入种植园的屏障。这还可包括在类人猿特别喜欢筑巢的地点植树。所有可用的开放区域都应调查进行修复，包括但不限于：

- 通行和作业道路两旁。
- 排水系统边缘。
- 作业后伐木放置点、车辆转弯处等。

3.2 确定主要负责人或团队引领类人猿管理相关协调活动

范围

企业应当选定一个人或一个团队，负责对所有类人猿保护活动的管理。需要将他们置于管理架构内，并应当拥有充分授权以影响关键管理决策。

行动建议

- 明确分派类人猿保护信息传播和管理策略实施的角色和责任。
- 制定工作职责说明，描述对内和对外沟通的角色与责任。
- 确保负责类人猿管理的个人或团队能够得到有关特许区规划的所有关键信息，并且参与可能影响类人猿的有关活动或计划的管理决策。

3.3 为所有员工和承包人设立并开展关于类人猿保护重要性的培训和教育计划

范围

企业应当确保类人猿及其栖息地的保护责任，是管理层及所有员工和承包人的集体责任。为此，应当通过直接教育活动传播这一理念。企业应当对员工和承包人开展类人猿保护和管理重要性的认识提升教育活动。这些方法应当包括但不限于：雇佣合同与合同协议中所确定的违约行为的法律地位和处罚的信息，相关类人猿物种的自然史及其生态要求，有关类人猿保护和更广泛的生物多样性保护的企业政策，减轻作业工人对类人猿带来风险的人事政策、纪律程序和作业要求程序。

行动建议

- 确定培训需求，确保与类人猿有关的责任员工和承包人有相应的胜任力。
- 对责任员工和承包人准备并定期进行培训，包括负责社区关系的工作人员。
- 与合格的野生动物管理人员合作，确定并培训负责类人猿问题应急响应的人员。在员工、承包人、参观者的入职介绍或参观介绍中，也应当包括类人猿的问题、应当采取的行动和责任。
- 为所有员工、承包人、参观者制作信息手册，明确与类人猿保护有关的企业责任、策略和行动。所有员工和承包人应当有一份标准作业规程（具体见3.5），并指导其如何应用这些规程。

3.4 确保所有监测和评估纳入长期适应性自然保护管理规划

范围

企业应当表明运用管理评审制度，以确保在更新的自然保护管理规划中融入以前的经验教训，或者相关类人猿物种的新科学知识等外部因素。

行动建议

- 建立定期评审企业类人猿政策和管理系统的机制，以使之适应认知或环境条件的改变。
- 制定定期审计类人猿管理制度的计划和程序。这应当纳入企业符合ISO14001标准的认证过程。未经此标准认证的企业可以遵循基于ISO原则的自我评估指南。
- 从所有利益相关方寻求新信息，包括安保机构、当地社区、当地政府机构、科学界，以确保修订后的自然保护管理规划包含最佳技术实践、知识和经验。
- 对规划及其目标、系统和结果开展定期评审，以确保规划在类人猿保护（包括作业现场及更广阔的景观环境）中的适当性和有效性。
- 在相关类人猿物种保护的技术或科学问题有进展时，在景观环境水平的物种可存续性发生变化时，以及在有其他法律、商业或财务方面的考虑时，应当确定需要作出哪些政策和程序上的改变。
- 根据这种评审发现的问题更新政策和程序，以确保保护类人猿的方法持续改善，并增强企业的环保责任。
- 将评审的结果纳入特许区的计划和作业管理，包括对关闭计划与行动的评审。
- 对自然保护管理规划和作业规程的变化进行记录，并与员工沟通。

3.5 制定标准作业规程、工作说明和指南，支持类人猿保护管理规划的实施

范围

企业应当制定一套清晰简明的标准作业规程（Standard Operating Procedures, SOPs），使个体的活动符合企业管理的原则和指导方针。至少应当确保所制定的标准作业规程包含可能对类人猿及其栖息地产生影响的所有作业活动。因为企业一般性原则和指导方针本身，并不足以确保所有作业活动都能始终按照企业要求的方式进行。

行动建议

- 作业活动的标准作业规程要包括向作业人员传送信息在内。
- 标准作业规程要做到作业前评估过程（土地干扰/清空前）及作业后评估过程（监测）标准化。
- 土地干扰和清空的标准作业规程，要在土地清空、道路建设和其他机械化干扰过程中，使森林损害最小化并且保护水资源。
- 有对生物多样性定期监测的标准作业规程。
- 有管理和维护特许区内的自愿预留保护区和水资源的标准作业规程，包括指导如何保留筑巢或结果的树林或单棵大树。
- 有在特许区内建立并开展森林巡逻的标准作业规程。

- 有对所有员工、承包人和临时工进行入职环保指导的标准作业规程。
- 有与社区交流和沟通协议的标准作业规程，尤其是如何识别社区与类人猿之间的冲突，并有应对这些冲突的标准做法。
- 有信息发布与核实的标准作业规程，面向承担有影响作业任务的作业计划人员、野外作业人员和团队。
- 有修复与重建退化区域的标准作业规程。
- 有标准作业规程指导在清空土地、砍伐树木、筑路或其他活动遭遇类人猿或发生事故时应如何行动。应当包括防止伤害类人猿的员工行为建议，如不进行非必要干扰、不喂食、不砍伐有类人猿的树林等。
- 有土地交换的标准作业规程。

3.6 就类人猿保护的重要性和减轻对该物种威胁的方法与当地社区沟通

范围

企业应当与定居于特许区内，和/或使用生物多样性区域、走廊或被控栖息地的社区积极沟通。需要与社区一起确定基于共识的减轻影响措施或冲突解决方案。例如，《印度尼西亚2007至2017年猩猩行动计划》（Ministry of Forestry, 2009b）C1部分明确指出，引入社区及其制度和习惯法对保护猩猩至关重要。

行动建议

- 审查社区发展计划，确保包括有关类人猿的教育和提高认识活动，并且有通过替代生计和经济活动减轻对类人猿及其栖息地压力的计划。
- 在企业的社区发展部门内备有文字记录过程，对有关类人猿的事务予以确认并与社区共同应对，其中应当包括对会议、问题、协议、行动、总结的记录。
- 建立类人猿与人之间冲突的快速报告系统，同时有减轻这类冲突并避免伤害类人猿和人类农作物及园林的标准作业管理规程。
- 确认类人猿保护中社区的利益。
- 为社区提供有关如何减轻对类人猿的感知风险的教育。

3.7 与自然保护科学家合作需要时向其寻求技术咨询

范畴

企业决策涉及保护类人猿的干预措施时，如果超出了企业的认知范围或技术能力，应当与自然保护科学家和团体合作，或从公认的学术机构、合格的技术顾问或政府部门寻求技术支持。

行动建议

- 利用地理信息系统（GIS）获得调查类人猿的技术支持，并存储调查结果。
- 发展伙伴关系，每年对调查数据进行审查，对自然保护行动进行影响评估。
- 发展伙伴关系，审查管理规划建议，并对此过程增加投入。

- 促进对采矿特许区的类人猿生态研究，允许当地和国际研究人员在特许区工作，并利用其研究结果得到的信息确定类人猿在特许区生存的主要特点（成熟大株果树、矿物舔块、特定筑巢地点等）。
- 如果类人猿的家域延伸至相邻特许区，与这些特许区的管理层及类人猿专家合作制定更广阔景观环境水平的管理规划，协助其开展自然保护工作（见下）。

承诺四：景观环境水平的协同管理

企业应当与其他利益相关方合作，在更广阔的景观环境中实现类人猿保护管理的更佳规划并实施。为此，鼓励采取以下策略：

4.1 加入景观环境水平的协同管理组，使土地（包括类人猿及其栖息地）利用冲突得到合理解决

范畴

鼓励企业支持景观环境协同管理组。在印度尼西亚，这也符合林业部的规定。为有助于达成以下行动，他们能够配备足够的人员和财政资金。

行动建议

- 对更广阔景观环境内的土地利用规划提供帮助。
- 助力特许区边界划界。
- 与其他利益相关方一道，对景观环境内的风险评估准备和类人猿保护管理规划提供帮助。
- 确保企业的作业现场类人猿管理规划支撑景观环境保护管理。
- 尽可能支持更广阔景观环境内与类人猿有关的科学研究。
- 与合作伙伴共享类人猿管理的数据、信息、报告。
- 与执法机构合作。
- 尽可能帮助合作伙伴开展能力建设以履行其责任。
- 在更广阔景观环境内的其他利益相关方有利益冲突时，鼓励他们解决土地纠纷并参与其过程。
- 尽可能探索土地交换的可能性，以替代类人猿栖息的天然林或退化林的转换。
- 与其他利益相关方一道，支持提高公众类人猿保护意识的计划。
- 与其他利益相关方一道，支持地区、省和国家层面的规划，帮助提高更广阔景观环境内的生物多样性价值。

致谢

作者：Erik Meijaard和Serge Wich

简称与缩略语

3TG	锡、钽、钨、金
A.P.E.S.	类人猿种群环境调查
AAC	年度允许采伐量
ACF	非洲自然保护基金会
ADB	亚洲开发银行
AFD	法国开发署
AfDB	非洲开发银行
AFLEG	非洲森林执法与治理
AMDAL	环境影响评估过程
ANPN	加蓬国家公园署
APEC	亚太经济合作组织
ARF	东盟地区论坛
ARM	有责采矿联盟
ARTS	自适应踩点样带采样
ASEAN	东南亚国家联盟（东盟）
asl	海平面以上
ASM	手工和小规模采矿
ATIBT	国际热带木材技术协会
AU	非洲联盟（非盟）
AWA	动物福利法案
AZA	美国动物园与水族馆协会
BBOP	商业与生物多样性抵消计划
BDEAC	中部非洲国家开发银行
BMP	最佳管理实践
BP	英国石油公司
BOSF	婆罗洲猩猩生存基金会（总部位于Balikpapan）
CAR	中非共和国
CARPE	中部非洲区域环境计划
CBD	生物多样性公约
CEMAC	中部非洲经济与货币共同体委员会
CH	关键栖息地（国际金融公司的定义，见附录一）
CIB	刚果工业木材公司
CICMH	华州矿业工贸有限公司
CIFM	Mindourou工业和林业中心
CIFOR	国际林业研究中心
CITES	濒危野生动植物种国际贸易公约（华盛顿公约）
CNT	国家过渡委员会
Comibel	Belinga矿业公司
COMIFAC	中部非洲森林委员会
CR	极危物种（世界自然保护联盟分类）
CSandWCT	黑猩猩庇护所与野生动物保护信托基金会
CSPD	德班进程后续行动委员会
CSO	公民社会组织
CSR	企业社会责任

DBH	胸高直径/胸径
DFID	国际发展部
DPD	印度尼西亚区域代表委员会
DR	造林基金
DRC	刚果民主共和国
EARS	欧洲救助中心和庇护所联盟
EBRD	欧洲复兴开发银行
ECOWAS	西非国家经济共同体
EIA	环境影响评估
EIB	欧洲投资银行
EIR	世界银行采掘业审查
EITI	采掘业透明度倡议
EN	濒危物种（世界自然保护联盟分类）
ENAFLEG	欧洲和北亚森林执法与治理
ENSO	厄尔尼诺南方涛动
EOO	物种分布范围
ESA	美国濒危物种法案
ESER	经济和社会有责任手工和小规模采矿
ESIA	环境和社会影响评估
ESRI	环境系统研究所
EU	欧盟
FAO	联合国粮农组织
FDI	外商直接投资
FFEM	法国全球环境基金
FLEGT	森林执法治理与贸易行动计划
FLO	国际公平贸易标签组织
FMP	森林管理规划
FMU	森林管理单元
FPIC	自愿事先知情权/自愿事先知情同意
FPP	森林人计划
FSC	森林管理委员会
GDP	国内生产总值
GEF	全球环境基金
GFAS	全球动物庇护所联盟
GHG	温室气体
GIS	地理信息系统
GPS	全球定位系统
GRASP	联合国环境署大型类人猿存续伙伴关系
GRI	全球报告倡议组织
GTAP	Goualougo三角地类人猿项目
GTZ	德国技术合作企业
HCV	高保护价值
HCVF	高保护价值森林
HDI	人类发展指数
HTI	工业木材种植园
HWC	人类与野生动物冲突
IBA	重要鸟类区域
IBRD	国际复兴开发银行（联合国机构）
ICCM	国际金属和采矿委员会
ICCN	刚果自然保护机构（刚果野生动物管理局）
ICMM	国际采矿和金属理事会

ICSID	国际投资争端解决中心
IDA	国际开发协会
IDB	美洲开发银行
IFC	国际金融公司
IFIA	非洲森林工业协会
IIED	国际环境与发展研究所
IMF	国际货币基金组织
Inpres	总统令
Interpol	国际刑警组织
IOPP	工业油棕特许区
IPIECA	国际石油工业环境保护协会
IPPKH	林地租赁使用许可
ISIS	国际物种信息系统
ISO	国际标准化组织
ITP	工业树木特许区
ITSO	国际技术支持组织
ITTO	国际热带木材组织
ITU	国际电信联盟（联合国机构）
ITUC	国际工会联合会
IUCN	世界自然保护联盟
IUCN/SSC	世界自然保护联盟物种存续委员会
JGI	珍古道尔研究会/国际珍古德协会
KBA	关键生物多样性区域
KBNP	Kahuzi-Biéga国家公园
KLG	Kalimantan金矿有限公司
KPC	Kaltim Prima煤炭公司
KSK	Kalimantan Surya Kencana（印尼地名）
Lao PDR	老挝人民民主共和国
LEI	印度尼西亚木材许可证
LIPI	印度尼西亚科学院
LSM	大规模采矿
MARPOL	国际防止船舶污染公约
MEE	中非共和国环境与生态部
MEF (also MFE)	刚果共和国林业经济部
MEF	加蓬水与森林部
MEPA	矿产勘探和生产协议
MGVP	山地大猩猩兽医项目
MH	人工栖息地（国际金融公司定义，见附录一）
MIGA	多边投资担保机构
MINFOF	喀麦隆林业和野生动物部
MMG	矿物和金属集团（中国五矿资源有限公司）
MMSD	采矿、矿物与可持续发展
MPI-EVAN	马克斯·普朗克进化人类学研究所（马普所）
MPR	（印度尼西亚）人民协商会议
MSG	多元利益相关方组织
NCI	不合规项目
NGO	非政府组织
NH	自然栖息地（国际金融公司定义，见附录一）
NIH	（美国）国立卫生研究院

NIS	Ngamba岛庇护所
NNL	(生物多样性) 无净损失
NNNP	Nouabalé-Ndoki国家公园
NP	国家公园
NPI	(生物多样性) 净积极影响
NTFP	非木材林产品
OCSP	猩猩保护服务计划
OIE	世界动物卫生组织
OoM	数量级
PA	保护区
PACE	保护区和关键生态系统
PASA	泛非洲庇护所联盟
PCI	原则、标准和指标 (与商业与生物多样性抵消计划相关)
PCLG	贫困与自然保护学习组
PES	生态系统服务支出
PFE	永久森林用地
PNBP	国家非税收入
PNCI	人与自然咨询国际
PPP	购买力平价
PPWS	Phnom Prich野生动物庇护所
PRADD	产权和手工钻石开发
PRI	政治风险保险/政治风险担保
PROGEPP	Nouabalé-Ndoki国家公园周边生态系统管理项目
PROMINES	矿业项目中“伴随治理的增长”
PS	(国际金融公司制定的) 绩效标准
PSDH	森林资源供应
PSG	类人猿专家组
Ramsar	国际重要湿地公约
REDD	减少毁林和森林退化所致排放
REM	稀土金属
RIL	减少影响的伐木
RNI	Itombwe自然保护区
RSPO	可持续棕榈油圆桌会议/棕榈油可持续发展圆桌会议
SEA	战略环境评估/战略性环境评价
SEC	适宜环境条件
SEMS	社会和环境管理系统
SFM	可持续森林管理
SGA	世界自然保护联盟大型类人猿分部
SNBS	Sangha新木材协会
SOP	安全操作规程 (通常SOP指标准作业规程, 如附录三.3.5)
SSC	物种存续委员会
TNS	Sangha三国森林保护区
TRIDOM	三国Dja-Odzala-Minkébé景观环境
UFA	森林管理单元
UN	联合国
UNCCD	联合国防治荒漠化公约
UNCTAD	联合国贸易和发展会议
UNDP	联合国开发计划署

UNDRIP	联合国原住民权利宣言/土著人民权利宣言
UNEP	联合国环境规划署
UNESCO	联合国教科文组织
UNIDO	联合国工业发展组织
UN-REDD	联合国减少毁林和森林退化所致排放计划
UNWTO	联合国世界贸易组织
USAID	美国国际开发署
USDA	美国农业部
USFWS	美国鱼类及野生动植物管理局/美国渔业与野生动物局
UWA	乌干达野生动物管理局
UWEC	乌干达野生动物教育中心
Virunga NP	Virunga国家公园
VPA	自愿伙伴关系协定
VU	易危
WB	世界银行
WBG	世界银行集团
WCD	世界水坝委员会
WCF	野生黑猩猩基金会
WCMC	联合国环境署世界保护监测中心
WCS	国际野生生物保护协会
WHO	世界卫生组织
WIPO	世界知识产权组织
WRI	世界资源研究所
WTO	世界贸易组织
WWF	世界自然基金会
WWP	伦敦动物学会野生动物与树木项目
YTS	Yayasan Tambuhak Sinta基金会
ZSL	伦敦动物学会

参考文献

- AAP (2011). *Former Circus Ape Regina Can Finally Live an Ape's Life*. AAP Rescue Center for Exotic Animals. Available at: <http://www.aap.nl/english/news/news/former-circus-ape-regina-can-finally-live-an-apes-life.html>. Accessed March 14, 2013.
- AAP (2012). *Chimpanzee Stuck on Canary Islands for 22 Years*. AAP Rescue Center for Exotic Animals. Available at: <http://www.aap.nl/english/news/news/press-release-chimpanzee-stuck-on-canary-islands-for-22-years.html>. Accessed March 14, 2013.
- AAP (2013). *AAP Foundation - Group chimpanzees living at Primadomus*. AAP Rescue Center for Exotic Animals. Available at: <http://www.aap.nl/english/group-chimpanzees-on-the-way-to-primadomus.html>. Accessed March 27, 2013.
- Achard, F., Eva, H.D., Stibig, H.J., et al. (2002). Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. *Science*, 297, 999–1002.
- African Union (2009). *Africa Mining Vision*. February 2009. Addis Ababa, Ethiopia: African Union.
- Agrawal, A. (2001). Common property institutions and the sustainable governance of resources. *World Development*, 29, 1649–72.
- Alden Wiley, L. (2011). *Customary Land Tenure in the Modern World. Rights to Resources in Crisis: Reviewing the Fate of Customary Tenure in Africa. Brief 1 of 5*. Washington DC: Rights and Resources Initiative.
- Allebone-Webb, S.M., Kuempel, N.F., Rist, J., et al. (2011). Use of market data to assess bushmeat hunting sustainability in equatorial Guinea. *Conservation Biology*, 25, 597–606.
- Altevogt, B.M., Pankevich, D.E., Shelton-Davenport, M.K., and Kahn, J.P. (2011a). *Chimpanzees in Biomedical and Behavioral Research: Assessing the Necessity*. Washington DC: Institute of Medicine and National Research Council of the National Academies, The National Academies Press. Available at: <http://www.iom.edu/Reports/2011/Chimpanzees-in-Biomedical-and-Behavioral-Research-Assessing-the-Necessity.aspx>.
- Altevogt, B.M., Pankevich, D.E., Shelton-Davenport, M.K., and Kahn, J.P. (2011b). *Committee on the Use of Chimpanzees in Biomedical and Behavioral Research: Assessing the Necessity*. Washington DC: National Academies Press. Available at: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK91443/>. Accessed March 15, 2013.
- Alvard, M. (2000). The impact of traditional subsistence hunting and trapping on prey populations: data from Wana horticulturalists of upland central Sulawesi, Indonesia. In *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*, ed. J.G. Robinson and E. Bennett. New York, NY: Columbia University Press, pp. 214–30.
- Ammann, K. (2012). *The Cairo Connection Part III. Update on Ape Trafficking In and Out of Egypt and the Guinea Ape Saga, Nanyuki Kenya*. Gerzensee, Switzerland: Pax Animalis.
- Ancrenaz, M., Ambu, L., Sunjoto, I., et al. (2010). Recent surveys in the forests of Ulu Segama Malua, Sabah, Malaysia, show that orang-utans (*P. p. morio*) can be maintained in slightly logged forests. *PLoS One*, 5, e11510.
- Ancrenaz, M., Gimenez, O., Ambu, L., et al. (2005). Aerial surveys give new estimates for orangutans in Sabah, Malaysia. *PLoS Biol*, 3, e3.
- Anderson, D.P., Nordheim, E.V., and Boesch, C. (2006). Environmental factors influencing the seasonality of estrus in chimpanzees. *Primates*, 47, 43–50.
- Arandjelovic, M., Head, J., Rabanal, L.I., et al. (2011). Non-invasive genetic monitoring of chimpanzees. *PLoS One*, 6, e14761.
- Arnheim, E., Dupain, J., Vercauteren Drubbel, R., Devos, C., and Vercauteren, M. (2008). Selective logging, habitat quality and home range use by sympatric gorillas and chimpanzees: a case study from an active logging concession in Southeast Cameroon. *Folia Primatologica*, 79, 1–14.
- Asner, G.P., Rudel, T.K., Aide, T.M., Defries, R., and Emerson, R. (2009). A contemporary assessment of change in humid tropical forests. *Conservation Biology*, 23, 1386–95.
- Auzel, P. and Wilkie, D.S. (2000). Wildlife use in northern Congo: hunting in a commercial logging concession. In *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*, ed. J.G. Robinson and E. Bennett. New York, NY: Columbia University Press, pp. 413–26.
- Aviram, R., Bass, M., and Parker, K. (2003). Extracting hope for bushmeat: case studies of oil, gas, mining and logging industry efforts for improved wildlife management. In *Uncertain Future: the Bushmeat Crisis in Africa*, ed. Problem Solving Team of the Fall 2002 Conservation and Development Course (CONS 680). Washington DC: Bushmeat Crisis Task Force.
- Balcombe, J. (2006). *Pleasurable Kingdom: Animals and the Nature of Feeling Good*. Basingstoke, UK: Palgrave Macmillan.
- Balcombe, J. (2009). Animal pleasure and its moral significance. *Applied Animal Behaviour Science*, 118, 208–16.
- Balcombe, J. (2010). *Second Nature: The Inner Lives of Animals*. Basingstoke, UK: Macmillan.
- Bangun, D. (2006). Indonesian oil palm industry. Presented at the National Institute of Oilseed Products Annual Convention, March 21–25, 2006, Sheraton Wild Horse Pass, Phoenix, AZ.
- Bappenas (1999). *Planning for Fire Prevention and Drought Management Project. Volume 2. Causes, Extent, Impact and Costs of 1997/98 Fires and Drought*. Jakarta, Indonesia: Bappenas.
- Barrow, E. and Murphree, M. (2001). Community conservation from concept to practice. In *African Wildlife and Livelihoods: The Promise and Performance of Community*, ed. D. Hulme and M. Murphree. New Hampshire and Oxford: Heinemann, pp. 24–37.
- Bartlett, T.Q. (2007). The Hylobatidae: small apes of Asia. In *Primates in Perspective*, ed. C. Campbell, A. Fuentes, K.C. MacKinnon, M. Panger, and S.K. Bearder. New York, NY: Oxford University Press, pp. 274–89.
- Barume, A. (2000). *Heading Towards Extinction?: Indigenous Rights in Africa: The Case of the Twa of the Kahuzi-Biéga National Park, Democratic Republic of Congo. Document No. 101*. Copenhagen: IWGIA (The Forest Peoples Programme).
- Bayol, N., Demarquez, B., de Wasseige, C., et al. (2012). Forest management and the timber sector in Central Africa. In *The Forests of the Congo Basin: State of the Forest 2010*, ed. C. de Wasseige, P. de Marcken, N. Bayol, et al. Luxembourg: Publications Office of the European Union, pp. 43–61.
- BBC (2013). *Panorama*. July 22, 2013. BBC.
- BBOP (2012). *Business and Biodiversity Offset Programme (BBOP). 2012. Standard on Biodiversity Offsets*. Washington DC: Forest Trends. Available at: <http://bbop.forest-trends.org/guidelines/Standard.pdf>.
- Beaudrot, L.H., Kahlenberg, S.M., and Marshall, A.J. (2009). Why male orangutans do not kill infants. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 63, 1549–62.
- Beaune, D., Bretagnolle, F., Bollache, L., et al. (2013). The bonobo-dialium positive interactions: seed dispersal mutualism. *American Journal of Primatology*, 75, 394–403.
- Beck, B., Rodrigues, M., and Unwin, S. (2007). *Best Practice Guidelines for the Re-Introduction of Great Apes*. Gland, Switzerland: IUCN/SSC Primate Specialist Group.
- Bennett, E. (2004). *Seeing the Wildlife and the Trees: Improving Timber Certification to Conserve Tropical Forest Wildlife. Discussion Paper*. Washington DC: World Bank.
- Bennett, E.L., and Gumal, M. (2001). The interrelationships of commercial logging, hunting, and wildlife in Sarawak. In *The Cutting Edge: Conserving Wildlife in Logged Tropical Forests*, ed. R.A. Fimbel, A. Grajal, and J.G. Robinson. New York, NY: Columbia University Press, pp. 359–74.
- Benz, S. and Benz-Schwarzburg, J. (2010). Great apes and new wars. *Civil Wars*, 12, 395–430.
- Bergl, R.A., Warren, Y., Nicholas, A., et al. (2012). Remote sensing analysis reveals habitat, dispersal corridors and expanded distribution for the critically endangered cross river gorilla *Gorilla gorilla diehli*. *Oryx*, 46, 278–89.
- Bermejo, M., Rodriguez-Teijeiro, J.D., Illera, G., et al. (2006). Ebola outbreak killed 5000 gorillas. *Science*, 314, 1564.
- Biermann, F., and Siebenhuner, B. (2009). *Managers of Global Change: The Influence of International Environmental Bureaucracies*. Cambridge, MA and London: MIT Press.
- Birkett, L.P., and Newton-Fisher, N.E. (2011). How abnormal is the behaviour of captive, zoo-living chimpanzees? *PLoS One*, 6, e20101.
- Blake, S. and Fay, J.M. (1997). Seed production by *Gilbertiodendron dewevrei* in the Nouabalé-Ndoki National Park. *Journal of Tropical Ecology*, 13, 885–91.
- Blake, S., Strindberg, S., Boudjan, P., et al. (2007). Forest elephant crisis in the Congo Basin. *PLoS Biol*, 5, e111.
- Blaser, J. and Sabogal, C. (2011). *Revised ITTO Guidelines for the Sustainable Management of Natural Tropical Forests. Full Report*. Yokohama, Japan: International Tropical Timber Organization (ITTO).
- Blaser, J., Sarre, A., Poore, D., and Johnson, S. (2011). *Status of Tropical Forest Management 2011. ITTO Technical Series No. 38*. Yokohama, Japan: International Tropical Timber Organization.
- Blom, A. (1998). A critical analysis of three approaches to tropical forest conservation based on experiences in the Sangha region. In *Resource Use in the Trinational Sangha River Region of Equatorial Africa: Histories, Knowledge Forms, and Institutions. Yale F and ES Bulletin No. 102*, ed. H.E. Eves, R. Hardin, S. Rupp, et al. New Haven, CT: Yale School of Forestry and Environmental Studies, pp. 208–15.
- Blom, A., Cipolletta, C., Brunsting, A.M.H., and Prins, H.T. (2004a). Behavioral responses of gorillas to habituation in the Dzanga-Ndoki National Park, Central African Republic. *International Journal of Primatology*, 25, 179–96.
- Blom, A., Yamindou, J., and Prins, H.T. (2004b). Status of the protected areas of the Central African Republic (CAR). *Biological Conservation*, 118, 479–87.

Bloodworth, A., and Gunn, G. (2012). The future of the global minerals and metals sector: issues and challenges out to 2050. *Geosciences*, 15, 90–7.

Bloomsmith, M.A., Pazol, K.A., and Alford, P.L. (1994). Juvenile and adolescent chimpanzee behavioral development in complex groups. *Applied Animal Behaviour Science*, 39, 73–87.

Born Free Foundation (2011). *The EU Zoo Inquiry 2011: An Evaluation of the Implementation and Enforcement of EC Directive 1999/22, Relating to the Keeping of Animals in Zoos*. Horsham, UK: Born Free Foundation. Available at: <http://www.bornfree.org.uk/campaigns/zoo-check/zoos/eu-zoo-inquiry/country-reports/eu-zoo-inquiry-pdfs/>. Accessed October 18, 2012.

BOSF (2012). *The Borneo Orangutan Survival Foundation*. The Borneo Orangutan Survival Foundation (BOSF). Available at: <http://orangutan.or.id/>. Accessed February 2, 2013.

Bouamama, L., Sorlozano, A., Laglaoui, A., Lebbadi, M., Aarab, A., and Gutierrez J. (2010). Antibiotic resistance patterns of bacterial strains isolated from *Periplaneta americana* and *Musca domestica* in Tangier, Morocco. *Journal of Infection in Developing Countries*, 4, 194–201.

Bowen-Jones, E., and Pendry, S. (1999). The threat to primates and other mammals from the bushmeat trade in Africa, and how this threat could be diminished. *Oryx*, 33, 233–46.

Brack, D. (2008). *Controlling Illegal Logging: Using Public Procurement Policy*. London: Chatham House.

Brack, D. and Buckrell, J. (2011). *Controlling Illegal Logging: Consumer-Country Measures. Energy, Environment and Resource Governance*. London: Chatham House.

Bradley, B.J., Stiller, M., Doran-Sheehy, D.M., et al. (2007). Plant DNA sequences from feces: potential means for assessing diets of wild primates. *American Journal of Primatology*, 69, 699–705.

Bradshaw, G.A., Capaldo, T., Lindner, L., and Grow, G. (2008). Building an inner sanctuary: complex PTSD in chimpanzees. *Journal of Trauma and Dissociation*, 9, 9–34.

Bradshaw, G.A., Capaldo, T., Lindner, L., and Grow, G. (2009). Developmental context effects on bicultural post-trauma self repair in chimpanzees. *Developmental Psychology*, 45, 1376–88.

Bray, D.B., Duran, E., Ramos, V.H., et al. (2008). Tropical deforestation, community forests, and protected areas in the Maya Forest. *Ecology and Society*, 13, 56.

Breuer, T., Breuer-Ndoundou Hockemba, M., Olejniczak, C., Parnell, R.J., and Stokes, E.J. (2009). Physical maturation, life-history classes and age estimates of free-ranging western gorillas: insights from Mbeli Bai, Republic of Congo. *American Journal of Primatology*, 71, 106–19.

Brienen, R.J.W., and Zuidema, P.A. (2007). Incorporating persistent tree growth differences increases estimates of tropical timber yield. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, 302–6.

Brcic, T.M., Amarasekaran, B., and McKenna, A. (2010). *Sierra Leone National Chimpanzee Census*. Freetown, Sierra Leone: Tacugama Chimpanzee Sanctuary.

Brockelman, W.Y., Damman, D., Thongsuk, P., and Srikosamatara, S. (1977). Pileated gibbons survey at Khao Soi Dao Sanctuary, Thailand. *Regional Office for Asia and the Far East Tigerpaper*, 4, 13–5.

Brockelman, W.Y., Reichard, U., Treesucon, U., and Raemaekers, J.J. (1998). Dispersal, pair formation and social structure in gibbons (*Hylobates lar*). *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 42, 329–39.

Brockelman, W.Y., and Srikosamatara, S. (1993). Estimation of density of gibbon groups by use of loud songs. *American Journal of Primatology*, 29, 93–108.

Broom, D.M. (1991). Animal welfare: concepts and measurement. *Journal of Animal Science*, 69, 4167–75.

Broom, D.M., and Kirkden, R.D. (2004). Welfare, stress, behaviour and pathophysiology. In *Veterinary Pathophysiology*, ed. R.H. Dunlop, and C.H. Malbert. Ames, IA: Blackwell, pp. 337–69.

Brüne, M., Brüne-Cohrs, U., and McGrew, W.C. (2004). Psychiatric treatment for great apes? *Science*, 306, 2039.

Brüne, M., Brüne-Cohrs, U., McGrew, W.C., and Preuschoft, S. (2006). Psychopathology in great apes: concepts, treatment options and possible homologies to human psychiatric disorders. *Neuroscience and Biobehavioral Reviews*, 30, 1246–59.

Bruner, A., Gullison, R., Rice, R., and Fonseca, G. (2001). Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science*, 291, 125–8.

Buckland, H. (2005). *The Oil for Ape Scandal: How Palm Oil is Threatening Orang-Utan Survival*. London: Friends of the Earth, The Ape Alliance, The Borneo Orangutan Survival Foundation, The Orangutan Foundation (UK) and the Sumatran Orangutan Society.

Buckley, C., Nekaris, K.A.I., and Husson, S.J. (2006). Survey of *Hylobates agilis albibarbis* in a logged peat-swamp forest: Sabangau catchment, Central Kalimantan. *Primates*, 47, 327–35.

Caldecott, J. and Miles, L. (2005). *World Atlas of Great Apes and their Conservation*. Berkeley, CA: University of California Press.

Campbell-Smith, G., Sembirang, R., and Linkie, M. (2012). Evaluating the effectiveness of human-orangutan conflict mitigation strategies in Sumatra. *Journal of Applied Ecology*, 49, 367–75.

Campbell, C., Andayani, N., Cheyne, S., et al., ed. (2008a). *Indonesian Gibbon Conservation and Management Workshop Final Report*. Apple Valley, MN: IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group.

Campbell, G., Kuehl, H., Kouame, P.N.G., and Boesch, C. (2008b). Alarming decline of West African chimpanzees in Côte d'Ivoire. *Current Biology*, 18, R903–R4.

CARPE (2009). Affectation des terres dans du Tri-national du Sangha: draft management plan prepared for the Central African Regional Program for the Environment (CARPE). Available at: http://carpe-infotool.umd.edu/IMT/LS5_Sangha_Tri-National/Landscape/LS5_MP_TNS_Management_Plan_2010.pdf. Accessed September 26, 2012.

CARPE (2010). République Centrafricaine: Dzanga-Ndoki Management Plan: 2010–2014. Submitted to the Central African Regional Program for the Environment (CARPE). Available at: http://carpe-infotool.umd.edu/IMT/LS5_Sangha_Tri-National/5010001_PA_Dzanga-Ndoki_National_Park/5010001_MP_Dzanga-Ndoki_NP_Management_Plan_2010.doc. Accessed September 27, 2012.

CARPE (2011). *About CARPE*. Central Africa Regional Programme for the Environment (CARPE). Available at: <http://carpe.umd.edu/about/index.php>. Accessed July 26, 2012.

Carroll, N., Fox, J., and Bayon, R. (2009). *Conservation and Biodiversity Banking: A Guide to Setting Up and Running Biodiversity Credit Trading Systems*. London: Earthscan Publishers.

Caruso, E., Colchester, M., MacKay, F., Hildyard, N., and Nettleton, G. (2003). *Extracting Promises: Indigenous Peoples, Extractive Industries and the World Bank: Final Synthesis Report*. Moreton-in-Marsh, UK/Washington DC: FPP/Tebteba.

Cater, C. (2003). The political economy of conflict and UN interventions: rethinking the critical cases of Africa. In *The Political Economy of Armed Conflict: Beyond Greed and Grievance*, ed. K. Ballentine and J. Sherman. Boulder, CO: International Peace Academy, pp. 19–45.

Caton, J.M. (1999). Digestive strategy of the Asian colobine genus *Tracypithecus*. *Primates*, 40, 311–25.

CBD Secretariat (2010). *Global Biodiversity Outlook 3*. Montreal, Canada: CBD.

CBD (2012). Convention of the Parties 2012: Advance unedited copy of COP-11 decisions. Available at: <http://www.cbd.int/cop/cop-11/doc/2012-10-24-advanced-unedited-cop-11-decisions-en.pdf>. Accessed November 13, 2012.

Centre for Development Studies (2004). *Livelihoods and Policy in the Artisanal and Small-Scale Mining Sector: An Overview*. Swansea, UK: University of Wales.

Cerutti, P.O. and Tacconi, L. (2008). Forests, illegality, and livelihoods: the case of Cameroon. *Society and Natural Resources*, 21, 845–53.

Chan, A.A.Y.-H. and Blumstein, D.T. (2011). Attention, noise, and implications for wildlife conservation and management. *Applied Animal Behaviour Science*, 131, 1–7.

Channa, P., and Gray, T.N.E. (2009). *Status and Conservation of Nomascus Gabriellae in Phnom Prich Wildlife Sanctuary*. Phnom Penh, Cambodia: Ministry of Environment and WWF Greater Mekong Program.

Chapman, C.A., Gillespie, T.R., and Goldberg, T.L. (2005). Primates and the ecology of their infectious diseases: how will anthropogenic change affect host-parasite interactions? *Evolutionary Anthropology*, 14, 134–44.

Chapman, C.A., and Lambert, J.E. (2000). Habitat alteration and the conservation of African primates: case study of Kibal National Park, Uganda. *American Journal of Primatology*, 50, 169–85.

Chapman, C.A., Lawes, M.J., and Eeley, H.A.C. (2006). What hope for African primate diversity? *African Journal of Ecology*, 44, 116–33.

Cheyne, S.M., Rowland, D., Höing, A., and Husson, S.J. (2013). How orangutans choose where to sleep: comparison of nest-site variables. *Asian Primates Journal*, 3, 13–7.

Cheyne, S.M., Zrust, M., Hoeing, A., et al. (2012). Barito River Initiative for Nature Conservation and Communities (BRINCC) preliminary report. Palangka Raya, Indonesia: BRINCC Expedition.

ChimpCARE (2013). *ChimpCARE.org. Lincoln Park Zoo's ChimpCARE*. ChimpCARE. Available at: <http://www.chimpcare.org/>. Accessed March 15, 2013.

Chivers, D.J. (1972). The Siamang and the gibbon in the Malay Peninsula. In *Evolution, Ecology, Behaviour, and Captive Maintenance*, 1st edn, ed. D.M. Rumbaugh. Basel: S. Karger, pp. 103–35.

Chivers, D.J. (1974). The siamang in Malaya: a field study of a primate in tropical forest. *Contributions to Primatology*, 4, 1–335.

Chivers, D.J. (1994). Functional anatomy of the gastrointestinal tract. In *Colobine Monkeys: their Ecology, Behaviour and Evolution*, ed. A.G. Davies and J.F. Oates. Cambridge, UK: Cambridge University, pp. 205–27.

- Chivers, D.J., and Hladik, C.M. (1980). Morphology of the gastrointestinal tract in primates: comparisons with other mammals in relation to diet. *Journal of Morphology*, 166, 337–86.
- Choudhury, A. (1990). Population dynamics of hoolock gibbons (*Hylobates hoolock*) in Assam, India. *American Journal of Primatology*, 20, 37–41.
- Choudhury, A. (2006). The distribution and status of hoolock gibbon, *Hoolock hoolock*, in Manipur, Meghalaya, Mizoram, and Nagaland in northeast India. *Primate Conservation*, 20, 79–87.
- Choudhury, A. (2009). The hoolock gibbon (*Hoolock hoolock*) in Tinsukia and Dibrugarh Districts of Assam, India. *Asian Primates Journal*, 1, 24–30.
- Churchill Mining (2012). *East Kutai Coal Project: Indonesia*. Churchill Mining. Available at: <http://www.churchillmining.com/projects/>. Accessed May 13, 2012.
- CIA (2013a). *The World Factbook*. Washington DC: Central Intelligence Agency (CIA). Available at: <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/>. Accessed May 14, 2013.
- CIA (2013b). *The Worldfact Book: Gabon*. Washington DC: Central Intelligence Agency (CIA). Available at: <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/geos/gb.html>. Accessed April 16, 2013.
- CIA (2013c). *The Worldfact Book: Guinea*. Washington DC: Central Intelligence Agency (CIA). Available at: <https://www.cia.gov/library/publications/the-world-factbook/geos/gv.html>. Accessed July 9, 2013.
- CITES (2013a). *Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. Appendices I, II and III*. CITES. Available at: <http://www.cites.org/eng/app/appendices.php>. Accessed September 16, 2013.
- CITES (2013b). *CoP Doc49: Interpretation and Implementation of the Convention Species Trade and Conservation of Great Apes. Sixteenth Meeting of the Conference of the Parties. Bangkok (Thailand), 3–14 March 2013*. Available at: www.cites.org/eng/cop/16/doc/E-CoP16-49.pdf. Accessed January 17, 2013.
- CITES, and GRASP (2006). *CITES/GRASP Orang-utan Technical Mission Indonesia*. CITES Secretariat. Available at: http://www.cites.org/common/prog/ape/ID_mission06.pdf. Accessed December 29, 2012.
- Clark, C.J., Poulsen, J.R., Malonga, R., and Elkan, P.W. (2009). Logging concessions can extend the conservation estate for central African tropical forests. *Conservation Biology*, 23, 1281–93.
- Clutton-Brock, T.H., Albon, S.D., and Guinness, F.E. (1989). Fitness cost of gestation and lactation in wild mammals. *Nature*, 337, 260–2.
- CNN (2011). Interview with President Susilo Bambang Yudhoyono. *Talk Asia*, June 2011. CNN.
- Coad, L., Schleicher, J., Milner-Gulland, E.J., et al. (2013). Social and ecological change over a decade in a village hunting system, central Gabon. *Conservation Biology*, 27, 270–80.
- Colchester, M. (2008). *Beyond Tenure: Rights-based Approaches to Peoples and Forests*. Washington DC: Rights and Resources Initiative.
- Colchester, M. and Ferrari, M. (2007). *Making Free, Prior and Informed Consent Work: Challenges and Prospects for Indigenous People*. Available at: <http://www.forestpeoples.org/topics/civil-political-rights/publication/2010/making-fpic-free-prior-and-informed-consent-work-chal>. Accessed January 2013.
- Comeaux, P.E. and Kinsella, N.S. (1994). Reducing political risk in developing countries: bilateral investment treaties, stabilization clauses, and MIGA and OPIC investment insurance. *New York School Journal of International and Comparative Law*, 15, 3–48.
- Conservation International (2010). Maiko-Tanya-Kahuzi-Biéga Landscape: landscape land use plan, for the Annual Report 2010 for the CARPE Programme. Available at: http://carpe-infotool.umd.edu/IMT/LS10_Maiko-Tayna-Kahuzi-/Landscape/LS10_MP_Maiko_Tayna_Kahuzi_Management_Plan_2010.pdf. Accessed August 24, 2011.
- Contreras-Hermosilla, A. and Fay, C. (2005). *Strengthening Forest Management in Indonesia through Land Tenure Reform: Issues and Framework for Action*. Washington DC: Forest Trends.
- Cook, R. and Healy, T. (2012). *Madagascar ASM Rushes in Protected Areas and Critical Ecosystems: National Overview Report*. Cambridge, UK: ASM-PACE Programme. Available at: asm-pace.org.
- Council of the European Union (1986). *86/609/EEC The Protection of Animals used for Experimental and other Scientific Purposes, 0001–0028*. Available at: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31986L0609:EN:HTML>. Accessed March 13, 2013.
- Council of the European Union (1992). *92/43/EEC Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora, 0007–0050*. Available at: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31992L0043:EN:HTML>. Accessed March 12, 2013.
- Council of the European Union (1997). *338/97/EEC Protection of Species of Wild Fauna and Flora by Regulating Trade, 0001–0069*. Available at: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31997R0338:EN:HTML>. Accessed March 12, 2013.
- Council of the European Union (1999). *1999/22/EC Keeping of Wild Animals in Zoos, 0024–0026*. Available at: http://europa.eu/legislation_summaries/environment/nature_and_biodiversity/l28069_en.htm. Accessed March 11, 2013.
- Cowling, P., Wiafe, V., and Brogan, C. (2011). *Mid Term Review of Global Witness Making the Forest Sector Transparent Programme*. Bristol: The IDL Group Ltd. Available at <http://www.foresttransparency.info/cms/file/533>. Accessed November 8, 2012.
- Cowlishaw, G., Mendelson, S., and Rowcliffe, J.M. (2005). Evidence for post-depletion sustainability in a mature bushmeat market. *Journal of Applied Ecology*, 42, 460–8.
- CS, and WCT (2011). Baby chimps rescued from South Sudan. *Ngamba News*, June 12, 2011.
- Darby, L.L., Gillespie, T.R., and Hicks, T.C. (2010). Consequences of increased artisanal mining for primates in northern DR Congo (abstract). Presented at the XXIII Congress of the International Primatological Society, Kyoto, Japan.
- Das, J., Biswas, J., Bhattacharjee, P.C., and Rao, S.S. (2009). Canopy bridges: an effective conservation tactic for supporting gibbon populations in forest fragments. In *The Gibbons: New Perspectives on Small Ape Socioecology and Population Biology*, ed. S. Lappan and D.J. Whittaker. Berlin: Springer, pp. 467–75.
- Dawkins, M. (1998). Evolution and animal welfare. *The Quarterly Review of Biology*, 73, 305–28.
- de Wasseige, C., Devers, D., de Marcken, P., et al. (2009). *The Forests of the Congo Basin: State of the Forest 2008*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Debroux, L., Hart, T., Kaimowitz, D., Karsenty, A., and Topa, G., ed. (2007). *Forests in Post-Conflict Democratic Republic of Congo: Analysis of a Priority Agenda*. A joint report by teams of the World Bank, Center for International Forestry Research (CIFOR), Centre International de Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD), African Wildlife Foundation (AWF), Conseil National des ONG de Développement du Congo (CNOGD), Conservation International (CI), Groupe de Travail Forêts (GTF), Ligue Nationale des Pygmées du Congo (LINAPYCO), Netherlands Development Organisation (SNV), Réseau des Partenaires pour l'Environnement au Congo (REPEC), Wildlife Conservation Society (WCS), Woods Hole Research Center (WHRC), World Agroforestry Centre (ICRAF) and World Wide Fund for Nature (WWF). Washington DC: CIFOR, The World Bank and CIRAD.
- DeFries, R., Rudel, T., Uriarte, M., and Hansen, M. (2010). Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nature Geoscience*, 3, 178–81.
- DeJong, T. (2012a). *Environmental Rehabilitation and Artisanal Diamond Mining: A Case Study of Land and Livelihoods in the Central African Republic*. Washington DC: USAID.
- DeJong, T. (2012b). Unpublished field notes from visit to Bayanga, Central African Republic.
- Delgado, R.A. (2010). Communication, culture and conservation in orangutans. In *Indonesian Primates*, ed. S. Gursky Doyen and J. Supriatna. New York, NY: Springer, pp. 23–40.
- Delgado, R.A. and van Schaik, C.P. (2000). The behavioral ecology and conservation of the orangutan (*Pongo pygmaeus*): a tale of two islands. *Evolutionary Anthropology*, 9, 201–18.
- Dennis, R., Grant, A., Hadiprakarsa, Y., et al. (2010a). *Best Management Practices for Orangutan Conservation. Mining Concessions*. Jakarta, Indonesia: Orangutan Conservation Services Program (OCSP).
- Dennis, R., Grant, A., Hadiprakarsa, Y., et al. (2010b). *Best Practices for Orangutan Conservation: Nature Forest Concessions*. Jakarta, Indonesia: Orangutan Conservation Services Program (OCSP).
- Densham, A., Czebiniak, R., Kessler, D., and Skar, R. (2009). *Carbon Scam: Noel Kempff Climate Action Project and the Push for Sub-national Forest Offsets*. Washington DC: Greenpeace International.
- der Walt, L. (2012). CIB's perspective on the PROGEPP partnership. In *Tropical Forest Conservation and Industry Partnership: An Experience from the Congo Basin*. *Conservation Science and Practice*, ed. C.J. Clark and J.R. Poulsen. Oxford: Wiley-Blackwell, pp. 36–8.
- Deschner, T., Fuller, B.T., Oelze, V., et al. (2012). Identification of energy consumption and nutritional stress by isotopic and elemental analysis of urine in bonobos (*Pan paniscus*). *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 26, 69–77.
- Dittus, W.P.J. (1982). Population regulation: the effects of severe environmental changes on the demography and behavior of wild torque macaques. *International Journal of Primatology*, 3, 276.
- Doran-Sheehy, D., Greer, D., Mongo, P., and Schwindt, D. (2004). Impact of ecological and social factors on ranging in western gorillas. *American Journal of Primatology*, 64, 207–22.
- Doug, B., Elias, P., Lininger, K., et al. (2011). *The Root of the Problem: What's Driving tropical Deforestation Today?* Cambridge, UK: Union of Concerned Scientists Publications. Available at: http://www.ucsusa.org/assets/documents/global_warming/UCS_RootoftheProblem_DriversofDeforestation_FullReport.pdf. Accessed January 31, 2013.

Dowie, M. (2009). *Conservation Refugees: The Hundred-Year Conflict Between Global Conservation and Native Peoples*. Cambridge, MA: MIT Press.

Draper, C. and Harris, S. (2012). The assessment of animal welfare in British zoos by government-appointed inspectors. *Animals*, 2, 507–28.

Draulens, D. and van Krunkelsven, E. (2002). The impact of war on forest areas in the Democratic Republic of Congo. *Oryx*, 36, 35–40.

Drori, O. (2012). Trade in great apes and wildlife law enforcement: Challenges and solutions. Unpublished paper. 2nd Great Apes Survival Partnership (GRASP) Council Meeting. Paris, France. November 6–8, 2012.

D'Souza, K. (2003). Scoping Study on the Artisanal Mining of Coltan in the Kahuzi-Biéga National Park. Prepared for The Dian Fossey Gorilla Fund. Newcastle-under-Lyme, UK: Wardell Armstrong LLP.

Duckworth, J.W. (2008). Preliminary gibbon status review for Lao PDR 2008. Cambridge, UK: Fauna and Flora International. Unpublished report.

Duckworth, J.W., Batters, G., Belant, J.L., et al. (2012). Why south-east Asia should be the world's priority for averting imminent species extinctions, and a call to join a developing cross-institutional programme to tackle this urgent issue. *SAPIENS*, 5. Available at: <http://sapiens.revues.org/1327>.

Duckworth, J.W., Timmins, R., Anderson, G.Q.A., et al. (1995). Notes on the status and conservation of the gibbon *Hylobates (Nomascus) gabriellae* in Laos. *Tropical Biodiversity*, 3, 15–27.

Dudley, N. (2008). *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*. Gland, Switzerland: IUCN.

Dupain, J., Guislain, P., Nguenang, G.M., de Vleeschouwer, K., and van Elsacker, L. (2004). High chimpanzee and gorilla densities in a non-protected area on the northern periphery of the Dja Faunal Reserve, Cameroon. *Oryx*, 38, 209–16.

Dupain, J., Nackoney, J., Vargas, J.M., et al. (2012). Bushmeat characteristics vary with catchment conditions in a Congo market. *Biological Conservation*, 146, 32–40.

Durban Process (2006). *Campaign Report, June 2006*. Durban Process. Available at: http://www.gorillaland.net/WildLIGHT/Durban_Process_files/Campaign%20Report%20Jun%202006.pdf. Accessed September 8, 2011.

EARS (2013). *What We Do*. European Alliance of Rescue Centres and Sanctuaries (EARS). Available at: <http://ears-eu.org/about-ears/what-we-do/>. Accessed June 16, 2013.

ECA (2011). *Minerals and Africa's Development: The International Study Group Report on Africa's Mineral Regimes*. Addis Ababa, Ethiopia: Economic Commission for Africa (ECA). Available at: http://new.uneca.org/Portals/15/CrossArticle/1/Documents/ISG_Report_eng.pdf. Accessed January, 2013.

Economic Commission for Europe (2008). *Spatial Planning: Key Instrument for Development and Effective Governance with Special Reference to Countries in Transition*. Geneva: United Nations Publication.

Edmunds, D., Wollenberg, E., Contreras, A.P., et al. (2003). Introduction. Local forest management: the impacts of devolution policies. In *Local Forest Management: The Impacts of Devolution Policies*, ed. D. Edmunds, and E. Wollenberg. London: Earthscan Publications, pp. 1-19.

Effiom, E.O., Nuñez-Iturri, G., Smith, H., Ottosson, U., and Olsson, O. (2013). Bushmeat hunting changes regeneration of African rainforests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 280, DOI: 10.1098/rspb.2013.0246.

EITI Secretariat (2012a). *EITI Fact Sheet*. Extractive Industries Transparency Initiative (EITI). Available at: http://eiti.org/files/2012-09-20_Fact_Sheet_o.pdf. Accessed November 7, 2012.

EITI Secretariat (2012b). *Supporters*. Extractive Industries Transparency Initiative (EITI). Available at: <http://eiti.org/supporters>. Accessed September 2013.

Elder, A.E. (2009). Hylobatid diets revisited: the importance of body mass, fruit availability, and interspecific competition. In *The Gibbons: New Perspectives on Small Ape Socioecology and Population Biology*, ed. S. Lappan and D.J. Whittaker. New York, NY: Springer, 133-159.

Elkan, P.W. and Elkan, S. (2012). WCS's perspective on the BZP partnership. In *Tropical Forest Conservation and Industry Partnership: An Experience from the Congo Basin*. *Conservation Science and Practice*, ed. C.J. Clark, and J.R. Poulsen. Oxford: Wiley-Blackwell, pp. 33–6.

Elkan, P.W., Elkan, S.W., Moukassa, A., et al. (2006). Managing threats from bushmeat hunting in a timber concession in the Republic of Congo. In *Emerging Threats to Tropical Forests*, ed. W.F. Laurance and C. A. Peres. Chicago, IL: University of Chicago Press, pp. 393–415.

Embas, D.S.D.U. (2012). Statement by the Honourable Dato' Sri Douglas Uggah Embas, Minister of Natural Resources and Environment, Malaysia. Presented at the United Nations Conference on Sustainable Development, June 22, 2012, Rio de Janeiro, The Republic of Brazil.

Emery Thompson, M., Kahlenberg, S.M., Gilby, I.C., and Wrangham, R.W. (2007). Core area quality is associated with variance in reproductive success among female chimpanzees at Kibale National Park. *Animal Behaviour*, 73, 501–12.

Emery Thompson, M. and Wrangham, R.W. (2008). Diet and reproductive function in wild female chimpanzees (*Pan troglodytes schweinfurthii*) at Kibale National Park, Uganda. *American Journal of Physical Anthropology*, 135, 171–81.

Emery Thompson, M. and Wrangham, R.W. (2013). Pan troglodytes robust chimpanzee. In *Mammals of Africa. Volume II. Primates*, ed. T.M. Butynski, J. Kingdon, and J. Kalina. London: Bloomsbury Publishing, pp. 55–64.

Emery Thompson, M., Zhou, A., and Knott, C.D. (2012). Low testosterone correlates with delayed development in male orangutans. *PLoS One*, 7, e47282.

Endangered Species International (2009). *The Killing of Gorillas for Bushmeat*. Endangered Species International. Available at: http://www.endangeredspeciesinternational.org/bushmeat2_gallery.html. Accessed November 21, 2012.

Endcap (2012). *The Use of Positive Lists to Identify Exotic Species Suitable to be Kept as Pets in the EU*. Horsham: Endcap. Available at: <http://endcap.eu/wild-pet/>

Energy and Biodiversity Initiative (2003). *Integrating Biodiversity Conservation into Oil and Gas Development*. Washington DC: Conservation International. Available at: http://www.theebi.org/pdfs/ebi_report.pdf. Accessed May 2013.

ESRI (2012). *Ocean Basemap*. Esri, GEBCO, NOAA, National Geographic, DeLorme, NAVTEQ, Geonames.org, and other contributors. Available at: <http://www.arcgis.com/home/item.html?id=6348e67824504fc9a62976434bf0d8d5>. Accessed December 2012.

Etiendem, D.N., Funwi-Gabga, N., Tagg, N., Hens, L., and Indah, E.K. (2013). The cross river gorillas (*Gorilla gorilla diehli*) at Mawambi Hills, South-West Cameroon: habitat suitability and vulnerability to anthropogenic disturbance. *Folia Primatologica*, 84, 18–31.

Eurogroup for Animals (2011). *Briefing Paper. Keeping of Exotic Animals: Risks and Related Policies*. Brussels: Eurogroup for Animals. Available at: <http://eurogroupforanimals.org/what-we-do/category/wildlife/exotic-pets>.

European Commission (2011). *Impact Assessment for Financial Disclosures on a Country by Country Basis*. Brussels, Belgium: European Commission. Available at: http://ec.europa.eu/governance/impact/ia_carried_out/docs/ia_2011/sec_2011_1290_en.pdf. Accessed September 2013.

European Parliament and Council (2010). *Directive 2010/63/EU The Protection of Animals used for Scientific Purposes*, 0033–0079. Brussels: European Parliament and Council.

Evans, T.D., Stones, A.J., Towll, H.C., and Thewlis, R.M. (1996). *A Wildlife and Habitat Survey of Dong Hua Sao National Biodiversity Conservation Area, Champasak Province, Laos*. IUCN Biodiversity Conservation Project.

Eves, H. and Ruggiero, R. (2000). Socioeconomics and sustainability of hunting in the forests of northern Congo (Brazzaville). In *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*, ed. J.G. Robinson and E. Bennett. New York, NY: Columbia University Press, pp. 427–54.

Fa, J.E. and Brown, D. (2009). Impacts of hunting on mammals in African tropical moist forests: a review and synthesis. *Mammal Review*, 39, 231–64.

Fa, J.E., Currie, D., and Meeuwig, J. (2003). Bushmeat and food security in the Congo Basin: linkages between wildlife and people's future. *Environmental Conservation*, 30, 71–8.

Fa, J.E. and Peres, C.A. (2001). Game vertebrate extraction in African and Neotropical forests: an intercontinental comparison. In *Conservation of Exploited Species*, ed. J.D. Reynolds, G.M. Mace, K.H. Redford, and J.G. Robinson. Cambridge, UK: Cambridge University Press, pp. 203–41.

Fa, J.E., Ryan, S.F., and Bell, D.J. (2005). Hunting vulnerability, ecological characteristics and harvest rates of bushmeat species in afro-tropical forests. *Biological Conservation*, 121, 167–76.

Fa, J.E., Seymour, S., Dupain, J., et al. (2006). Getting to grips with the magnitude of exploitation: Bushmeat in the Cross-Sanaga Rivers region, Nigeria and Cameroon. *Biological Conservation*, 129, 497–510.

Fahrig, L. and Merriam, G. (1994). Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology*, 8, 50–9.

Falconer, J. (1996). Developing research frames for non-timber forest products. In *Current Issues in Non-Timber Forest Product Research*, ed. M. Ruiz-Perez and J.E.M. Arnold. Bogor, Indonesia: CIFOR, pp. 143–60.

Fan Peng-Fei, Fei Hanlan, Scott, M.B., Zhang Wen, and Ma Changyong (2011a). Habitat and food choice of the critically endangered cao vit gibbons (*Nomascus nasutus*) in China: implication for conservation. *Biological Conservation*, 144, 2247–54.

Fan Peng-Fei, Fei Hanlan, Xiang Zoufu, et al. (2010). Social structure and group dynamics of the cao vit gibbon (*Nomascus nasutus*) in Bangliang, Jinxi, China. *Folia Primatologica*, 81, 245–53.

Fan Peng-Fei and Huai-Sen Ai (2011). Conservation status of the eastern hoolock (*Hoolock leuconedys*) in China. *Gibbon Journal*, 6, 22–5.

Fan Peng-Fei and Jiang Xue-Long (2008). Effects of food and topography on ranging behavior of black crested gibbon (*Nomascus concolor jingdongensis*) in Wuliang Mountain, Yunnan, China. *American Journal of Primatology*, 70, 871–8.

- Fan Peng-Fei, and Jiang Xue-Long (2010). Maintenance of multifemale social organization in a group of *Nomascus concolor* at Wuliang Mountain, Yunnan, China. *International Journal of Primatology*, 31, 1–13.
- Fan Peng-Fei, Jiang Xue-Long, and Tian Chang-Cheng (2009). The critically endangered black crested gibbon *Nomascus concolor* on Wuliang Mountain, Yunnan, China: the role of forest types in the species conservation. *Oryx*, 43, 1–6.
- Fan Peng-Fei, Xiao Wen, Huo Sheng, et al. (2011b). Distribution and conservation status of the vulnerable eastern hoolock gibbon *Hoolock leuconedys*. *Oryx*, 45, 129–34.
- FAO (1995). *Non-Wood Forest Products for Rural Income and Sustainability Forestry*. NWFPs 7. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- FAO (2005). *State of the World's Forests*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- FAO (2006). *Global Forest Resources Assessment 2005, Progress Towards Sustainable Forest Management*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- FAO (2009). *How to Feed the World in 2050*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- FAO (2010a). *Asia-Pacific Forests and Forestry to 2020. Asia Pacific Forestry Sector Outlook Study II. RAP-publication 2010/06*. Bangkok: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- FAO (2010b). *Global Forest Resources Assessment: Main Report. FAO Forestry Paper No. 163*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Available at: www.fao.org/docrep/013/11757e/11757e00.htm.
- FAO (2011a). *The State of the Forests of the Amazon, Congo Basin and South East Asia*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- FAO (2011b). *State of the World's Forests 2011*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- FAO (2012). *FAOSTAT*. FAOSTAT. Available at: <http://faostat3.fao.org/home/index.html>. Accessed December 29, 2012.
- FAO, and JRC (2011). *Global Forest Land-use Change from 1990–2005*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Farmer, K.H. (2002). Pan-African Sanctuary Alliance: status and range of activities for great ape conservation. *American Journal of Primatology*, 58, 117–32.
- Faust, L.J., Cress, D., Farmer, K.H., Ross, S.R., and Beck, B.B. (2011). Predicting capacity demand on sanctuaries for African chimpanzees (*Pan troglodytes*). *International Journal of Primatology*, 32, 849–64.
- FAWC (2009). *Farm Animal Welfare Council: Five Freedoms*. Farm Animal Welfare Council (FAWC). Available at: <http://www.fawc.org.uk/freedoms.htm>. Accessed March 15, 2013.
- Fay, E.C. (2011). Great ape cognition and captive care: can cognitive challenges enhance well-being? *Applied Animal Behaviour Science*, 135, 1–12.
- Federal Register (2013). Listing all chimpanzees as endangered. *Federal Register*, 78, 35201–17. Available at: <http://www.fws.gov/policy/library/2013/2013-14007.pdf>. Accessed June 12, 2013.
- Felbab-Brown, V. (2011). *The Illegal Logging Trade in the Asia-Pacific Region*. Brookings Institution. Available at: <http://www.brookings.edu/research/papers/2011/03/illegal-logging-felbabbrown>. Accessed June 25, 2013.
- Felbab-Brown, V. (2013). *Indonesia Field Report III. The Orangutan's Road: Illegal Logging and Mining in Indonesia*. The Brookings Institution. Available at: <http://www.brookings.edu/research/reports/2013/02/07-indonesia-illegal-logging-mining-felbabbrown>. Accessed February 13, 2013.
- Felton, A.M., Engstrom, L.M., Felton, A., and Knott, C.D. (2003). Orangutan population density, forest structure and fruit availability in hand-logged and unlogged peat swamp forests in West Kalimantan, Indonesia. *Biological Conservation*, 114, 91–101.
- Ferdowsian, H.R., Durham, D.L., Johnson, C.M., et al. (2012). Signs of generalized anxiety and compulsive disorders in chimpanzees. *Journal of Veterinary Behavior: Clinical Applications and Research*, 7, 353–61.
- Ferdowsian, H.R., Durham, D.L., Kimwele, C., et al. (2011). Signs of mood and anxiety disorders in chimpanzees. *PLoS One*, 6, e19855.
- FIM (2012). *Global Timber: Future Value, December 2012*. FIM Service Limited. Available at: <http://www.fimltd.co.uk/downloads/Global%20Industrial%20Roundwood%20Demand%20March%202013.pdf>. Accessed September 16, 2013.
- Fimbel, R.A., Grajal, A., and Robinson, J.G. (2001). Logging and wildlife in the tropics: impacts and options for conservation. In *The Cutting Edge: Conserving Wildlife in Logged Tropical Forests*, ed. R.A. Fimbel, A. Grajal, and J.G. Robinson. New York, NY: Columbia University Press, pp. 667–95.
- Fisher, B. (2010). African exception to drivers of deforestation. *Nature Geoscience*, 3, 375–6.
- Forest Watch Indonesia (2011). *Potret Keadaan Hutan Indonesia. Periode Tahun 2000–2009*. Bogor, Indonesia: Forest Watch Indonesia.
- Forest Watch Indonesia (2012). *Chaotic Permits and Licensing System Causing Disaster in East Kutai Regency*. Bogor, Indonesia: Forest Watch Indonesia. Available at: <http://fwi.or.id/english/>.
- FPP (2012). *Peruvian Government on Brink of Expanding Oil and Gas Development in Reserve for Isolated Peoples and UNESCO World Heritage Site*. Moreton-in-Marsh, UK: Forest Peoples Programme (FPP). Available at: <http://www.forestpeoples.org/topics/extractive-industries/news/2012/07/peruvian-government-brink-expanding-oil-and-gas-development>.
- Franklin, D. and Andrews, J., eds (2012). *Megachange. The World in 2050*. London: The Economist and Profile Books Ltd.
- Freudenberger, M. and Mogba, Z. (1998). *Human Migration in Protected Areas of Central Africa: The Case of the Dzanga-Sangha Special Reserve. Yale F and ES Bulletin No. 10*. New Haven, CT: Yale School of Forestry and Environmental Studies.
- Fruth, B. and Hohmann, G. (1996). Nest building behavior in the great apes: the great leap forward? In *Great Ape Societies*, ed. W.C. McGrew, L.F. Marchant, and T. Nishida. Cambridge, UK: Cambridge University Press, pp. 225–40.
- FSC (2002). *FSC International Standard: FSC Principles and Criteria for Forest Stewardship: FSC-STD-01-001 (version 4-0) EN*. Bonn, Germany: Forest Stewardship Council (FSC). Available at: <https://ca.fsc.org/download.principles-criteria-v4.7.pdf>.
- FSC (2008). *FSC Certification: Protection of Biodiversity and High Conservation Value Forests (HCVF)*. Bonn, Germany: Forest Stewardship Council (FSC). Available at: <https://ca.fsc.org/download.high-conservation-values-biodiversity.152.pdf>.
- FSC (2012). *Forest Stewardship Council Standards for Congo Basin. FSC-STD-CB-01-2012-EN Congo Basin Regional Standard EN*. Forest Stewardship Council (FSC). Available at: <http://ic.fsc.org/congo-basin.372.htm>.
- FSC (2013). *Facts and Figures*. Forest Stewardship Council (FSC). Available at: <https://ic.fsc.org/facts-figures.19.htm>.
- FSC Watch (2008). *Friends of the Earth EWNI: FSC Not Recommended*. FSC Watch. Available at: http://www.fsc-watch.org/archives/2008/09/22/Friends_of_the_Earth.
- Furuichi, T. (2011). Female contributions to the peaceful nature of bonobo society. *Evolutionary Anthropology*, 20, 131–42.
- Furuichi, T., Inagaki, H., and Angoue-Ovono, S. (1997). Population density of chimpanzees and gorillas in the Petit Loango Reserve, Gabon: employing a new method to distinguish between nests of the two species. *International Journal of Primatology*, 18, 1029–46.
- Geissmann, T. (1991). Reassessment of the age of sexual maturity in gibbons (*Hylobates* spp.). *American Journal of Primatology*, 23, 11–22.
- Geissmann, T., Nijman, V., and Dallmann, R. (2006). The fate of diurnal primates in southern Sumatra. *Gibbon Journal*, 2, 18–24.
- Gibbons, E.F., and Lockwood, R. (1982). One-armed brachiation on gibbons (*Hylobates lar*). *American Journal of Primatology*, 3, 167–77.
- Gibbs, H.K., Ruesch, A.S., Achard, F., et al. (2010). Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107, 16732–7.
- Gibson, C.C., Williams, J.T., and Ostrom, E. (2005). Local enforcement and better forests. *World Development*, 33, 273–84.
- Gibson, L., Lee, T.M., Koh, L.P., et al. (2011). Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478, 378–81.
- Gill, D.J., Fa, J.E., Rowcliffe, M.R., and Kumpfel, N.A. (2012). Drivers of change in hunter off-take and hunting strategies in Senje, Equatorial Guinea. *Conservation Biology*, 26, 1052–60.
- Gillespie, T.R. (2006). Noninvasive assessment of gastrointestinal parasite infections in free-ranging primates. *International Journal of Primatology*, 27, 1129–43.
- Gillespie, T.R., and Chapman, C.A. (2006). Prediction of parasite infection dynamics in primate metapopulations based on attributes of forest fragmentation. *Conservation Biology*, 20, 441–8.
- Gillespie, T.R., and Chapman, C.A. (2008). Forest fragmentation, the decline of an endangered primate, and changes in host-parasite interactions relative to an unfragmented forest. *American Journal of Primatology*, 70, 222–30.
- Gillespie, T.R., Chapman, C.A., and Greiner, E.C. (2005). Effects of logging on gastrointestinal parasite infections and infection risk in African primates. *Journal of Applied Ecology*, 42, 699–707.
- Gils, H.V., and Kayijamahe, E. (2009). Sharing natural resources: mountain gorillas and people in the Parc National des Volcans, Rwanda. *African Journal of Ecology*, 48, 621–7.
- Gittins, S.P. (1982). Feeding and ranging in the agile gibbon. *Folia Primatologica*, 38, 39–71.
- Global Witness (2003). *A Conflict of Interests: The Uncertain Future of Burma's Forests*. London: Global Witness.
- Global Witness (2008–12). *Making the Forest Sector Transparent Annual Report Card*. London: Global Witness. Available at: <http://www.foresttransparency.info>. Accessed November 8, 2012.
- Global Witness (2009). *How do Report Cards Help?* London: Global Witness. Available at: <http://www.foresttransparency.info/cms/file/210>. Accessed November 8, 2012.

Global Witness (2012a). *The Art of Logging Industrially in the Congo: How Loggers are Abusing Artisanal Permits to Exploit the Democratic Republic of Congo's Forests*. London: Global Witness. Available at: http://www.globalwitness.org/sites/default/files/library/art_of_logging_lr.pdf Accessed November 6, 2012.

Global Witness (2012b). *Making the Forest Sector Transparent Project Information Note*. London: Global Witness. Available at: <http://www.foresttransparency.info/cms/file/535>. Accessed November 8, 2012.

Gogarten, J.F., Brown, L.M., Chapman, C.A., et al. (2012). Seasonal mortality patterns in non-human primates: implications for variation in selection pressures across environments. *Evolution*, 66, 3252–66.

Goldberg, T.L., Gillespie, T.R., Rwego, I.B., et al. (2007). Patterns of gastrointestinal bacterial exchange between chimpanzees and humans involved in research and tourism in western Uganda. *Biological Conservation*, 135, 511–7.

Goossens, B., Kapar, M.D., Kahar, S., and Ancrenaz, M. (2011). First sighting of Bornean orang-utan twins in the wild. *Asian Primates Journal*, 2, 12–4.

Gould, L., Sussman, R.W., and Sauther, L. (1999). Natural disasters and primate populations: the effects of a 2-year drought on a naturally occurring population of ring-tailed lemurs (*Lemur catta*) in southwestern Madagascar. *International Journal of Primatology*, 20, 69–84.

Gouyon, A. and Simorangkir, D. (2002). *The Economics of Fire Use in Agriculture and Forestry: A Preliminary Review for Indonesia*. Jakarta, Indonesia: IUCN/WWF International Project FireFight South East Asia.

Government of Gabon (in press). *Plan Climat*. Government of Gabon.

Gramke, K., Beck, J., Biederman, M., and Klemm, M. (2007). *Study on the Impacts of Different Options for the Revision of the Directive 86/609/EEC on the Protection of Laboratory Animals*. Basel, Berlin, Utrecht: PROGNOS. Available at: ec.europa.eu/environment/.../lab.../prognos_final_report.pdf Accessed April 24, 2011.

GRASP (2013). *Press Release. GRASP Council Counts Toll of Ape Trade*. GRASP. Available at: <http://us2.campaign-archive1.com/?u=2a648714f89bd919aa28e022andid=8098e94e31>. Accessed February 12, 2013.

Gray, T.N.E., Phan, C., and Long, B. (2010). Modelling species distribution at multiple spatial scales: gibbon habitat preferences in a fragmented landscape. *Animal Conservation*, 1–9.

Greengrass, E. (2009). Chimpanzees are close to extinction in southwest Nigeria. *Primate Conservation*, 24, 77–83.

Grieser Johns, A. and Grieser Johns, B. (1995). Tropical forest primates and logging: long-term coexistence. *Oryx*, 29, 205–11.

Griffiths, M. and van Schaik, C.P. (1993). The impact of human traffic on the abundance and activity periods of Sumatran rain forest wildlife. *Conservation Biology*, 7, 623–6.

Gross-Camp, N.D., Masozera, M., and Kaplin, B.A. (2009). Chimpanzee seed dispersal quantity in a tropical montane forest of Rwanda. *American Journal of Primatology*, 71, 801–911.

Gullison, R.E. (2003). Does forest certification conserve biodiversity? *Oryx*, 37, 153–65.

Gupta, S., Zomorodi, G., Martinez, A., et al. (2011). Promoting natural resource rights: laying the groundwork for sustainable community-led development. American Jewish World Service grantmaking strategy paper presented at Indigenous World 2007, IWGIA, Copenhagen.

Gut Aiderbichl (2011). *Gut Aiderbichl's Sanctuary for Traumatized Chimpanzees and Other Primates: The Opening of Enclosure D*. Austria. Available at: <http://www.gut-aiderbichl.at/videos/Schimpanzen-Heft%20eng.pdf>. September, 2011.

Hahn, B.H., Shaw, G.M., De Cock, K.M., and Sharp, P.M. (2000). AIDS as a zoonosis: scientific and public health implications. *Science*, 287, 607–14.

Hall, J.S., Harris, D.J., Medjibe, V., and Ashton, P.M.S. (2003). The effects of selective logging on forest structure and tree species composition in a Central African forest: implications for management of conservation areas. *Forest Ecology and Management*, 183, 249–64.

Hall, J.S., White, L.J.T., Inogwabini, B.I., et al. (1998). Survey of Grauer's gorillas (*Gorilla gorilla graueri*) and eastern chimpanzees (*Pan troglodytes schweinfurthii*) in the Kahuzi-Biega National Park lowland sector and adjacent forest in eastern Democratic Republic of Congo. *International Journal of Primatology*, 19, 207–35.

Hamard, M., Cheyne, S., and Nijman, V. (2010). Vegetation correlates of gibbon density in the peat-swamp forest of the Sabangau catchment, Central Kalimantan, Indonesia. *American Journal of Primatology*, 72, 607–16.

Hamilton, W.J. (1985). Demographic consequences of a food and water shortage to desert chacma baboons, *Papio ursinus*. *International Journal of Primatology*, 6, 451–62.

Handadhari, T., Sumitro, A., Warsito, S.P., and Widodo, S. (2002). Analisis Pungutan Rente Ekonomii Kayu Bulat Hutan Tanaman Industri di Indonesia. Unpublished study paper.

Hansen, M.C., Stehman, S.V., and Potapov, V. (2010). Quantification of global gross forest cover loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107, 8650–5.

Harcourt, A.H., and Doherty, D.A. (2005). Species-area relationships of primates in tropical forest fragments: a global analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42, 630–7.

Harcourt, A.H. and Greenberg, J. (2001). Do gorilla females join males to avoid infanticide? A quantitative model. *Animal Behaviour*, 62, 905–15.

Harcourt, A.H. and Stewart, K.J. (1980). Gorilla eaters of Gabon. *Oryx*, 15, 248–52.

Hardus, M.E., Lameira, A.R., Menken, S.B.J., and Wich, S.A. (2012). Effects of logging on orangutan behavior. *Biological Conservation*, 146, 177–87.

Hare, B., Call, J., and Tomasello, M. (2006). Chimpanzees deceive a human competitor by hiding. *Cognition*, 101, 495–514.

Hart, J. (2000). Impact and sustainability of indigenous hunting in the Ituri Forest, Congo-Zaire: a comparison of un hunted and hunted duiker populations. In *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*, ed. J.G. Robinson and E. Bennett. New York, NY: Columbia University Press, pp. 106–53.

Hashimoto, C. (1995). Population census of the chimpanzees in the Kalinzu Forest, Uganda: comparison between methods with nest counts. *Primates*, 36, 477–88.

Hashimoto, C., Tashiro, Y., Kimura, D., et al. (1998). Habitat use and ranging of wild bonobos (*Pan paniscus*) at Wamba. *International Journal of Primatology*, 19, 1045–60.

Haslam, C. (2006). *Oil Prospecting in Gabon*. Available at: <http://www.wildlifeextra.com/go/news/gabon-oil.html>. Accessed April 16, 2013.

Hayes, K. and Wagner, F. (2008). *Regional Workshop. Small-Scale Mining in Africa: A Case for Sustainable Livelihoods*. Amsterdam: Common Fund for Commodities (CFC), CASM, PACT. Available at: http://www.commonfund.org/fileadmin/user_upload/Repository_docs/CFC_Report_Mining_2008_final_2_.pdf.

Head, J.S., Boesch, C., Robbins, M.M., et al. (2013). Effective sociodemographic population assessment of elusive species in ecology and conservation management. *Journal of Ecology and Evolution*, 3, 2903–16.

Hentschel, T., Hruschka, F., and Priester, M. (2002). *Global Report on Artisanal and Small-Scale Mining*. London: International Institute for Environment and Development (IIED).

Hicks, T.C., Darby, L., Hart, J., Kanuary, N., and Menken, S. (2010). Trade in orphans and bushmeat threatens one of the Democratic Republic of Congo's most important populations of Eastern Chimpanzee. *African Primates*, 7, 1–18.

Hill, A., Collier-Baker, E., and Suddendorf, T. (2011). Inferential reasoning by exclusion in great apes, lesser apes, and spider monkeys. *Journal of Comparative Psychology*, 125, 91–103.

Hilson, G. (2002). Small-scale mining and Its socio-economic impact in developing countries. *Natural Resources Forum*, 26, 3–13.

Hirst, P., and Thompson, G. (2000). *Globalization in Question*. Cambridge, UK: Polity Press.

Hockings, K.J., Anderson, J.R., and Matsuzawa, T. (2006). Road crossing in chimpanzees: a risky business. *Current Biology*, 16, 668–70.

Hockings, K.J., Anderson, J.R., and Matsuzawa, T. (2012). Socioecological adaptations by chimpanzees, *Pan troglodytes* versus, inhabiting an anthropogenically impacted habitat. *Animal Behaviour*, 83, 801–10.

Hockings, K.J. and Humle, T. (2009). *Best Practice Guidelines for the Prevention and Mitigation of Conflict Between Humans and Great Apes*. Gland, Switzerland: IUCN/SSC Primate Specialist Group. Available at: www.primatologists.org/best_practice_conflict/.

Hockings, K.J. and McLennan, M.R. (2012). From forest to farm: systematic review of cultivar feeding by chimpanzees: management implications for wildlife in anthropogenic landscapes. *PLoS One*, 7, e33391.

Hohmann, G., Gerloff, U., Tautz, D., and Fruth, B. (1999). Social bonds and genetic ties: kinship, association and affiliation in a community of bonobos (*Pan paniscus*). *Behaviour*, 136, 1219–35.

Hollestelle, M. (2012). *Gabon Case Study: A Situational Analysis of ASM in Protected Areas and Critical Ecosystems and Recommendations for Gabonese Policymakers to Attain Ecologically and Socio- Economically Responsive Artisanal and Small-Scale Mining*. Cambridge, UK: ASM-PACE Programme. Available at: www.asm-pace.org.

Homsy, J. (1999). *Ape Tourism and Human Diseases: How Close Should We Get?* Nairobi: International Gorilla Conservation Programme. Available at: www.primatologists.org/Homsy.

Hook, M.A., Lambeth, S.P., Perlman, J.E., et al. (2002). Inter-group variation in abnormal behavior in chimpanzees (*Pan troglodytes*) and rhesus macaques (*Macaca mulatta*). *Applied Animal Behaviour Science*, 76, 165–76.

Hruschka, F., and Echavarría, C. (2011). *Rock-Solid Chances for Responsible Artisanal Mining. ARM Series on Responsible ASM No. 3*. Medellín, Colombia: Alliance for Responsible Mining (ARM).

Husson, S.J., Wich, S.A., Marshall, A.J., et al. (2009). Orangutan distribution, density, abundance and impacts of disturbance. In *Orangutans: Geographic Variation in Behavioral Ecology and Conservation*, ed. S.A. Wich, S.U. Atmoko, T.M. Setia, and C.P. van Schaik. Oxford: Oxford University Press, pp. 77–96.

- ICG (2010). *Dangerous Little Stones: Diamonds in the Central African Republic. Africa Report 157*. Brussels: International Crisis Group (ICG).
- ICG (2012). *Black Gold in the Congo: Threat to Stability or Development Opportunity. Africa Report 188*. Brussels: International Crisis Group (ICG).
- ICMM (2006). *Good Practice Guidance for Mining and Biodiversity*. London: International Council on Mining and Metals (ICMM).
- ICMM (2008). *Planning for Integrated Mine Closure: Toolkit*. London: International Council on Mining and Metals (ICMM). Available at: <http://www.icmm.com/page/84141/our-work/projects/articles/mine-closure-and-legacy>.
- ICMM (2010a). *Good Practice Guide: Indigenous Peoples and Mining*. London: International Council on Mining and Metals (ICMM).
- ICMM (2010b). *Mining and Biodiversity: A Collection of Case Studies*. London: International Council on Mining and Metals (ICMM).
- ICMM (2011). *Utilizing Mining and Mineral Resources to Foster the Sustainable Development of the Lao PDR*. London: Ministry Energy and Mines, NERI and International Council for Mining and Metals (ICMM).
- ICMM (2012). *Mining's Contribution to Sustainable Development. In Brief: Trends in the Mining and Metals Industry, October 2012*. London: International Council on Mining and Metals (ICMM).
- ICMM (2013). *Indigenous Peoples and Mining: Position Statement May 2013*. London: International Council on Mining and Metal (ICMM).
- ICMM, and IUCN (2012). *Independent report on biodiversity offsets*. Prepared by the Biodiversity Consultancy. Available at: <http://www.icmm.com/biodiversity-offsets>.
- IEG (2012). *Managing Forest Resources for Sustainable Development: an Evaluation of World Bank Group Experience*. Washington DC: Independent Evaluation Group (IEG).
- IFC (2006). *International Finance Corporation's Policy on Social and Environmental Sustainability*. Washington DC: International Finance Corporation (IFC). Available at: <http://www1.ifc.org/wps/wcm/connect/5159190048855a4f85b4d76a6515bb18/SustainabilityPolicy.pdf?MOD=AJPERESandCACHEID=5159190048855a4f85b4d76a6515bb18>.
- IFC (2009). *Projects and People: A Handbook for Addressing Project-Induced In-Migration*. Washington DC: International Finance Corporation (IFC). Available at: <http://www.ifc.org/sustainability>.
- IFC (2012a). *IFC Articles of Agreement: Article I (amended June 27, 2012)*. Washington, DC: IFC. Available at: http://www.ifc.org/wps/wcm/connect/corp_ext_content/ifc_external_corporate_site/about+ifc/articles+of+agreement/about+ifc+of+articles+of+agreement++article+i/. Accessed October 2013.
- IFC (2012b). *International Finance Corporation's Guidance Notes: Performance Standards on Environmental and Social Sustainability, 1 January 2012*. Washington DC: International Finance Corporation (IFC). Available at: http://www.ifc.org/wps/wcm/connect/Topics_Ext_Content/IFC_External_Corporate_Site/IFC+Sustainability/Sustainability+Framework/Sustainability+Framework++2012/Performance+Standards+and+Guidance+Notes+2012/. Accessed September 2013.
- Indufor (2012). *Strategic Review on the Future of Forest Plantations*. Helsinki: Indufor.
- ISIS (2012a). *International Species Information System*. International Species Information System (ISIS). Available at: <http://www2.isis.org/AboutISIS/Pages/About-ISIS.aspx> Accessed December 29, 2012.
- ISIS (2012b). *ZIMS FAQ*. International Species Information System (ISIS). Available at: <http://www2.isis.org/products/Pages/FAQ.aspx>. Accessed December 29, 2012.
- ITTO (2006). *Annual Review and Assessment of the World Timber Situation 2006*. Yokohama, Japan: International Tropical Timber Organization (ITTO). Available at: <http://www.itto.or.jp/>.
- ITTO (2011). *Status of Tropical Forest Management 2011*. Yokohama, Japan: International Tropical Timber Organization (ITTO). Available at: <http://www.itto.int/en/sfm/>.
- ITTO (2013). *Sustainable Forest Management*. Yokohama, Japan: International Tropical Timber Organization (ITTO). Available at: http://www.itto.int/sustainable_forest_management/. Accessed July 24, 2013.
- ITTO, and IUCN (2009). *ITTO/IUCN Guidelines for the Conservation and Sustainable use of Biodiversity in Tropical Timber Production Forests. ITTO Policy Development Series No. 17*. Yokohama, Japan: International Tropical Timber Organization (ITTO).
- IUCN (2011). *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.1*. Gland, Switzerland: IUCN. Available at: <http://www.iucnredlist.org>. Accessed August 17, 2011.
- IUCN (2012a). *IUCN Red List Categories and Criteria. Version 3.1, 2nd edn*. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN.
- IUCN (2012b). *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2*. Gland, Switzerland: IUCN. Available at: <http://www.iucnredlist.org>. Accessed 2012.
- IUCN (2012c). *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1*. Gland, Switzerland: IUCN. Available at: <http://www.iucnredlist.org>. Accessed June 19, 2012.
- IUCN (2013). *IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1*. Gland, Switzerland: IUCN. Available at: <http://www.iucnredlist.org>.
- IUCN, and ICCN (2012). *Bonobo (Pan paniscus): Conservation Strategy 2012–2022*. Gland, Switzerland: IUCN/SSC Primate Specialist Group and Institut Congolais pour la Conservation de la Nature (ICCN).
- IUCN, and UNEP-WCMC (2010). *The World Database on Protected Areas (WDPA)*. Cambridge, UK: UNEP-WCMC. Available at: www.protectedplanet.net Accessed May 13, 2012.
- IUCN, and UNEP-WCMC (2012). *The World Database on Protected Areas (WDPA)*. Cambridge, UK: UNEP-WCMC. Available at: <http://www.protectedplanet.net>. Accessed November 1, 2012.
- IUCN, and UNEP-WCMC. (2013). *The World Database on Protected Areas (WDPA)*. UNEP-WCMC. Cambridge, UK. Available at: <http://www.protectedplanet.net>. Accessed October 2013.
- IWGIA (2007). *Indigenous World*. Copenhagen: IWGIA. Available at: http://www.forestpeoples.org/documents/africa/drc_iw_2007.pdf.
- Jakarta Globe (2009). The fight over the natural wealth of Kalimantan's Kutai National Park. *Jakarta Globe*, September 15, 2009. Available at: http://www.illegal-logging.info/item_single.php?it_id=3707andit=news. Accessed June 20, 2012.
- Jenkins, M. (2008). Who murdered the Virunga gorillas? *National Geographic*. Available at: <http://ngm.nationalgeographic.com/print/2008/07/virunga/jenkins-text>. Accessed October 10, 2010.
- Jepson, P., Momberg, F., and van Noord, H. (2002). A review of the efficacy of the protected areas system of East Kalimantan Province, Indonesia. *Natural Areas Journal*, 22, 28–42.
- Johns, A.D. (1986a). Effects of selective logging on the behavioural ecology of West Malaysian primates. *Ecology*, 67, 684–94.
- Johns, A.D. (1986b). The effects of commercial logging on a West Malaysian primate community. In *Current Perspectives in Primate Social Dynamics*, ed. D.M. Taub and F.A. King. New York, NY: Van Nostrand Reinhold, pp. 206–11.
- Johns, A.D. (1992). Vertebrate responses to selective logging: implications for the design of logging systems. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 335, 437–42.
- Johns, A.D., and Skorupa, J.P. (1987). Response of rain-forest primates to habitat disturbance: a review. *International Journal of Primatology*, 8, 157–91.
- Johns, A.G. (1997). *Timber Production and Biodiversity Conservation in Tropical Rain Forests. Cambridge Studies in Applied Ecology and Resource Management*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Junker, J., Blake, S., Boesch, C., et al. (2012). Recent decline in suitable environmental conditions for African great apes. *Diversity and Distributions*, 18, 1077–91.
- Juste, J., Fa, J.E., Delval, J.P., and Castroviejo, J. (1995). Market dynamics of bushmeat species in Equatorial-Guinea. *Journal of Applied Ecology*, 32, 454–67.
- Kakati, K., Raghavan, R., Chellam, R., Qureshi, Q., and Chivers, D.J. (2009). Status of western hoolock gibbon (*Hoolock hoolock*) populations in fragmented forests of Eastern Assam. *Primate Conservation*, 24, 127–37.
- Kalcher-Sommersguter, E., Preuschoft, S., Crailsheim, K., and Franz, C. (2011). Social competence of adult chimpanzees (*Pan troglodytes*) with severe deprivation history. I. An individual approach. *Developmental Psychology*, 47, 77–90.
- Kalperts, J., Williamson, E.A., Robbins, M.M., et al. (2003). Gorillas in the crossfire: assessment of population dynamics of the Virunga mountain gorillas over the past three decades. *Oryx*, 37, 326–37.
- Kano, F., Yamanashi, Y., and Tomonaga, M. (2012). Emotion as an intervening variable in understanding the cognitive and social complexity and well-being of chimpanzees. *Psychologia*, 55, 9–20.
- Kartodihardjo, H. and Supriyono, A. (2000). *Dampak Pembangunan Sektoral terhadap Konversi dan Degradasi Hutan Alam: Kasus Pembangunan HTI dan Perkebunan di Indonesia. Occasional Paper No. 26(I)*. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Kharas, H. (2010). *The Emerging Middle Class in Developing Countries. Working Paper No. 285*. Paris: OECD Development Centre.
- King, J.E. and Landau, V.I. (2003). Can chimpanzee (*Pan troglodytes*) happiness be estimated by human raters? *Journal of Research in Personality*, 37, 1–15.
- Kinnaird, M.F. and O'Brien, T.G. (1996). Ecotourism in the Tangkok DuaSudara Nature Reserve: opening Pandora's Box? *Oryx*, 30, 65–73.
- Kiss, A. (2004). Making biodiversity conservation a land-use priority. In *Getting Biodiversity Projects to Work*, ed. T.O. McShane and M.P. Wells. New York, NY: Columbia University Press, pp. 98–123.

- Kissinger, G., Herold, M. and De Sy, V. (2012). *Drivers of Deforestation and Forest Degradation. A Synthesis Report for REDD+ Policymakers*. Vancouver, Canada: Lexeme consulting.
- Kloff, S., Wicks, C., and Siegal, P. (2010). *Extractive Industries and Sustainable Development: A Best Practice Guide*. Zeist, Netherlands: World Wild Fund for Nature.
- Knight, A. (2008). The beginning of the end for chimpanzee experiments? *Philosophy, Ethics, and Humanities in Medicine*, 3, 16.
- Knop, E., Ward, P.I., and Wich, S.A. (2004). A comparison of orang-utan density in a logged and unlogged forest in Sumatra. *Biological Conservation*, 120, 183–8.
- Knott, C.D. (1998a). Changes in orangutan caloric intake, energy balance, and ketones in response to fluctuating fruit availability. *International Journal of Primatology*, 19, 1061–79.
- Knott, C.D. (1998b). Orangutans in the wild. *National Geographic*, 194, 30–57.
- Knott, C.D. (2005). Energetic responses to food availability in the great apes: implications for hominin evolution. In *Seasonality in Primates Studies of Living and Extinct Human and Non-Human Primates*, ed. D.K. Brockman and C.P. van Schaik. New York, NY: Cambridge University Press, pp. 351–78.
- Kolstad, I., Søreide, T., and Williams, A. (2008). *Corruption in Natural Resource Management: An Introduction*. Anti-Corruption Resource Center, Chr. Michelson Institute. Available at: <http://www.u4.no/publications/corruption-in-natural-resource-management-an-introduction/>.
- Köndgen, S., Kühl, H., N'Goran, P.K., et al. (2008). Pandemic human viruses cause decline of endangered great apes. *Current Biology*, 18, 260–4.
- Koops, K., Humle, T., Sterck, E.H.M., and Matsuzawa, T. (2007). Ground-nesting by the chimpanzees of the Nimba Mountains, Guinea: environmentally or socially determined? *American Journal of Primatology*, 69, 407–19.
- Kormos, R., and Boesch, C. (2003). *Regional Action Plan for the Conservation of Chimpanzees in West Africa*. Washington DC: Conservation International.
- Kormos, R., Boesch, C., Bakarr, M.I., and Butynski, T.M. (2003). *West African Chimpanzees: Status, Survey and Conservation Action Plan*. Gland, Switzerland: IUCN/The World Conservation Union.
- Kormos, R., and Kormos, C. (2011a). *International Finance Corporation Performance Standards 1 and 6: Their Potential Impact on Endangered and Critically Endangered Species with a Particular Focus on Great Apes*. Cambridge, UK: Arcus Foundation.
- Kormos, R., and Kormos, C. (2011b). *Towards a Strategic National Plan for Biodiversity Offsets for Mining in the Republic of Guinea, West Africa With a Focus on Chimpanzees*. Cambridge, UK: Arcus Foundation.
- Kormos, R., Lanjouw, A., Kormos, C., and Rainer, H. (2012). *The World Bank's Africa Biodiversity Strategy: The Case of the Great Apes*. Consultant report for the World Bank.
- Kotze, N.J. (2002). The consequences of road development in the Golden Gate Highlands National Park, South Africa: paradise lost? *World Leisure*, 3, 54–60.
- Koumbi, P.A. (2009). *Rapport Sommaire sur l'Evaluation de l'Impact de l'Activité d'Orpaillage sur le Parc National de Minkébé*. Libreville, Gabon: WWF Gabon.
- KPC (2010). *PT Kaltim Prima Coal. Sustainability Report 2010. Expansion for Sustainability*. Sangatta, Indonesia: Kaltim Prima Coal (KPC). Available at: <http://www.kpc.co.id/pdf/SR2010FinalEng.pdf>.
- KPC (2012). *Environment*. Sangatta, Indonesia: KalTim Prima Coal. Available at: http://www.kpc.co.id/index.php?option=com_content&task=view&id=37&Itemid=51. Accessed May 13, 2012.
- Kuehl, H.S., Nzeingui, C., Yeno, S.L.D., et al. (2009). Discriminating between village and commercial hunting of apes. *Biological Conservation*, 142, 1500–6.
- Kühl, H., Maisels, F., Ancrenaz, M., and Williamson, E.A. (2008). *Best Practice Guidelines for Surveys and Monitoring of Great Ape Populations*. Gland, Switzerland: IUCN/SSC Primate Specialist Group. Available at: http://www.primatesg.org/best_practice_surveys/.
- La Republique Gabonaise (2007). *Journal Officiel De La Republique Gabonaise*. La Republique Gabonaise. Available at: <http://medias.legabon.net/PROD/000001278.pdf>. Accessed July 19, 2013.
- Lahm, S. (2001). Hunting and wildlife in northeastern Gabon. Why conservation should extend beyond protected areas. In *African Rain Forest Ecology and Conservation: An Interdisciplinary Perspective*, ed. W. Weber, L.J.T. White, A. Vedder, and L. Naughton-Treves. New Haven, CT: Yale University Press, pp. 344–54.
- Lahm, S. (2002). *L'Orpaillage au Nord-est du Gabon. Historique et Analyse Socio-Ecologique*. (Gold panning in north-eastern Gabon. History and socio-ecological analysis). Libreville, Gabon: Multipress Gabon.
- Lambin, E.F. and Meyfroidt, P. (2011). Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108, 3465–72.
- Laporte, N.T., Stabach, J.A., Grosch, R., Lin, T.S., and Goetz, S.J. (2007). Expansion of industrial logging in central Africa. *Science*, 316, 1451.
- Lappan, S. (2008). Male care of infants in a siamang (*Symphalangus syndactylus*) population including socially monogamous and polyandrous groups. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 62, 1307–17.
- Laurence, W. (2008). The real cost of gold. *New Scientist*, 2669, 16.
- Laurence, W.F., Goosem, M., and Laurance, S.G.W. (2009). Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology and Evolution*, 24, 659–69.
- Laurence, W., Useche, D.C., Rendeiro, J., et al. (2012). Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*, 489, 290–4.
- Lawson, S. and MacFaul, L. (2010). *Illegal Logging and Related Trade: Indicators of the Global Response. Briefing Paper July 2010*. London: Chatham House (The Royal Institute of International Affairs). Available at: http://www.chathamhouse.org/sites/default/files/.../071opr_illegallogging.pdf.
- Layden, M. (2010). *The Status of Information on Corruption in the Forestry Sector: U4*. Bergen: Transparency International. Available at: <http://www.u4.no/publications/the-status-of-information-on-corruption-in-the-forestry-sector/>. Accessed March 3, 2013.
- Lee, P.C. (1998). The meaning of weaning: growth, lactation, and life history. *Evolutionary Anthropology*, 5, 87–96.
- Leendertz, F.H., Boesch, C., Ellerbrok, H., et al. (2004). Non-invasive testing reveals a high prevalence of simian T-lymphotropic virus type 1 antibodies in wild adult chimpanzees of the Tai National Park, Cote d'Ivoire. *Journal of General Virology*, 85, 3305–12.
- Leendertz, F.H., Pauli, G., Maetz-Rensing, K., et al. (2006). Pathogens as drivers of population declines: the importance of systematic monitoring in great apes and other threatened mammals. *Biological Conservation*, 131, 325–37.
- Leighton, D.S.R. (1987). Gibbons: territoriality and monogamy. In *Primate Societies*, ed. B.B. Smuts, D.L. Cheney, R.M. Seyfarth, R.W. Wrangham, and T.T. Struhsaker. Chicago, IL: University of Chicago Press, pp. 135–45.
- Leighton, M. (1993). Modeling dietary selectivity by Bornean orangutans: evidence for integration of multiple criteria in fruit selection. *International Journal of Primatology*, 14, 257–313.
- LEITI Secretariat (2010). *Summary of LEITI Third Report: 1 July 2009–30 June 2010*. Monrovia, Liberia: LEITI Secretariat. Available at: <http://www.leiti.org.lr/doc/leiti3rdSum.pdf>. Accessed November 7, 2012.
- Lewis, O.T. (2001). Effect of experimental selective logging on tropical butterflies. *Conservation Biology*, 15, 389–400.
- Locatelli, S. and Peeters, M. (2012). Non-human primates, retroviruses, and zoonotic infection risks in the human population. *Nature Education Knowledge*, 3, 62.
- Loken, B., Spehar, S. and Rayadin, Y. (2013). Terrestriality in the Bornean orangutan (*Pongo pygmaeus morio*) and implications for their ecology and conservation. *American Journal of Primatology* 75, 1129–1138.
- Lomax, T., Kenrick, J., and Brownell, A. (forthcoming). *Case Study for FAO Implementation Guide on FPIC and Land Acquisition: Sime Darby Oil Palm and Rubber Plantation in Grand Cape Mount County, Liberia*. Moreton-in-Marsh, UK: Forest Peoples Programme.
- Lopresti-Goodman, S., Kameka, M., and Dube, A. (2012). Stereotypical behaviors in chimpanzees rescued from the African bushmeat and pet trade. *Behavioral Sciences*, 3, 1–20.
- MacKinnon, K., Hatta, G., Halim, H., and Mangalik, A. (1996). *The Ecology of Kalimantan*. Hong Kong: Periplus Editions.
- MAF (2011). *Gibbon Conservation Action Plan for Lao PDR*. Vientiane, Lao PDR: Division of Forest Resource Conservation, Department of Forestry, Ministry of Agriculture and Forestry (MAF).
- Maina (2009). *Tethered Sudan Chimpanzee Airlifted to Safety at Sweetwaters, Kenya*. Baraza: Wildlife Direct. Available at: <http://baraza.wildlifedirect.org/2009/10/08/tethered-sudan-chimpanzee-airlifted-to-safety-at-sweetwaters-kenya/>. Accessed March 11, 2013.
- Maisels, F., Nishihara, T., Strindberg, S., et al. (2012). Great ape and human impact monitoring training, surveys, and protection in the Ndoki-Likouala Landscape, Republic of Congo. GACF Agreement 96200–9-G247. Wildlife Conservation Society (WCS). Unpublished report.
- Maisels, F., Strindberg, S., Blake, S., et al. (2013). Devastating decline of forest elephants in Central Africa. *PLoS One*, 8, e59469.
- Malla, Y.B., Neupane, H.R., and Branney, P.J. (2003). Why aren't poor people benefiting more from community forestry. *Journal of Forest and Livelihood*, 3, 78–90.
- Manurung, E.G.T. (2002). Dampak Kebijakan Larangan Ekspor Kayu Bulat pada Periode 1985–1997 terhadap Sektor Kehutanan Indonesia. Unpublished analytical paper.
- Marshall, A.J., Ancrenaz, M., Brearley, F.Q., et al. (2009a). The effects of forest phenology and floristics on populations of Bornean and Sumatran orangutans: are Sumatran forests more productive than Bornean forests?

In *Orangutans: Geographic Variation in Behavioral Ecology and Conservation*, ed. S.A. Wich, S. Utami Atmoko, T. Mitra Setia, and C.P. van Schaik. Oxford: Oxford University Press, pp. 97–117.

Marshall, A.J., Lacy, R., Ancrenaz, M., et al. (2009b). Orangutan population biology, life history, and conservation. In *Orangutans: Geographic Variation in Behavioral Ecology and Conservation*, ed. S.A. Wich. New York, NY: Oxford University Press, pp. 311–26.

Marshall, A.J., Nardiyono, Engstrom, L.M., et al. (2006). The blowgun is mightier than the chainsaw in determining population density of Bornean orangutans (*Pongo pygmaeus morio*) in the forests of East Kalimantan. *Biological Conservation*, 129, 566–78.

Marshall, A.J. and Wrangham, R.W. (2007). The ecological significance of fallback foods. *International Journal of Primatology*, 28, 1219–35.

Martell, L. (2007). The third wave in globalization theory. *International Studies Review*, 9, 173–96.

Masi, S., Chauffour, S., Bain, O., et al. (2012). Seasonal effects on great ape health: a case study of wild chimpanzees and western gorillas. *PLoS One*, 7, e49805.

Matsuzawa, T., Tomonaga, M., and Tanaka, M. (2006). *Cognitive Development in Chimpanzees*. Berlin: Springer.

Matthews, A. and Matthews, A. (2004). Survey of gorillas (*Gorilla gorilla gorilla*) and chimpanzees (*Pan troglodytes troglodytes*) in southwestern Cameroon. *Primates*, 45, 15–24.

Maze, K. (2003). Anglo-American and the Bushmanland Conservation Initiative. Vth World Parks Congress, Workshop II.5, on Building Support from New Constituencies, Durban, South Africa, September 11–13, 2003. PDAC. Available at: www.pdac.ca/pdac/land-use/pa-manitoba.html Accessed December 13, 2012.

Mazina, N. and Masumbuko, M. (2004). The mercury situation in the Democratic Republic of Congo: another problem that needs to be addressed (La pollution par le mercure, une guerre que la République Démocratique du Congo doit mener). Presented at the Regional Awareness-Raising Workshop on Mercury Pollution: A Global Problem that Needs to be Addressed. Session 3. Current Knowledge with Regard to Global/Regional/National Releases of Mercury to the Environment, November 22–25, 2004, Dakar, Senegal. United National Environment Programme (UNEP) Chemicals.

Mbaza, G. (2011). *Rapport de Mission Étude Orpaillage Minkébé*. Libreville, Gabon: WWF-Gabon.

McConkey, K.R. (2000). Primary seed shadow generated by gibbons in the rain forests of Barito Ulu, central Borneo. *American Journal of Primatology*, 52, 13–29.

McConkey, K.R. (2005). The influence of gibbon primary seed shadows on post-dispersal seed fate in a lowland dipterocarp forest in central Borneo. *Journal of Tropical Ecology*, 21, 255–62.

McConkey, K.R. and Chivers, D.J. (2007). Influence of gibbon ranging patterns on seed dispersal distance and deposition site in a Bornean forest. *Journal of Tropical Ecology*, 23, 269–75.

McGrew, W.C. (2010). In search of the last common ancestor: new findings on wild chimpanzees. *Philosophical Transactions of the Royal Society London B: Biological Sciences*, 365, 3267–76.

McLennan, M.R. and Plumptre, A.J. (2012). Protected apes, unprotected forest: composition, structure and diversity of riverine forest fragments and their conservation value in Uganda. *Tropical Conservation Science*, 5, 79–103.

McMahon, G., Rasdiani Subdijbo, E., Aden, J., et al. (2000). *Mining and the Environment in Indonesia: Long-Term Trends and Repercussions of the Asian Economic Crisis*. Washington DC: East Asia Environment and Social Development (EASES) Group, World Bank.

McNeely, J.A. (2005). *Friends for Life: New Partners in Support of Protected Areas*. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN.

McNeely, J.A. (2007). Addressing extreme conflicts through peace parks. In *Extreme Conflict and Tropical Forests*, ed. W. De Jong, D. Donovan, and A. Ken-Ichi. Dordrecht, the Netherlands: Springer, pp. 159–72.

McShane, T.O. and Newby, S.A. (2004). Expecting the unattainable: the assumptions behind ICDPs. In *Getting Biodiversity Projects to Work*, ed. T.O. McShane and M.P. Wells. New York, NY: Columbia University Press, pp. 49–74.

McShane, T.O. and Wells, M.P. (2004). Integrated conservation and development? . In *Getting Biodiversity Projects to Work*, ed. T.O. McShane and M.P. Wells. New York, NY: Columbia University Press, pp. 3–9.

Meijaard, E., Albar, G., Nardiyono, et al. (2010). Unexpected ecological resilience in Bornean orangutans and implications for pulp and paper plantation management. *PLoS One*, 5, e12813.

Meijaard, E., Buchori, D., Hadiprakoso, Y., et al. (2011). Quantifying killing of orangutans and human-orangutan conflict in Kalimantan, Indonesia *PLoS One*, 6, e27491.

Meijaard, E. and Sheil, D. (2007). A logged forest in Borneo is better than none at all. *Nature*, 446, 974.

Meijaard, E. and Sheil, D. (2008). The persistence and conservation of Borneo's mammals in lowland rain forests managed for timber: observations, overviews and opportunities. *Ecology Research*, 23, 21–34.

Meijaard, E., Sheil, D., Nasi, R., et al. (2005). *Life after Logging. Reconciling Wildlife Conservation and Production Forestry in Indonesian Borneo*. Jakarta, Indonesia: CIFOR and UNESCO.

Meijaard, E., Wich, S., Ancrenaz, M., and Marshall, A.J. (2012). Not by science alone: why orangutan conservationists must think outside the box. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1249, 29–44.

Melfi, V.A. (2012). Gibbons: probably the most endangered primates in the world. *International Zoo Yearbook*, 46, 239–40.

MIGA (2013a). *Environmental and Social Safeguards*. MIGA. Available at: <http://www.miga.org/projects/index.cfm?stid=1822>. Accessed October 2013.

MIGA (2013b). *Who We Are: Overview*. MIGA. Available at: <http://www.miga.org/whowere/index.cfm>. Accessed October 2013.

MIKE (2005). *Monitoring the Illegal Killing of Elephants: Central African Forests. Final Report on Population Surveys (2003–2004)*. Washington DC: MIKE-CITES-WCS.

Milner-Gulland, E.J. and Bennett, E.L. (2003). Wild meat: the bigger picture. *Trends in Ecology and Evolution*, 18, 351–7.

Ministry of Forestry (2006). *Forest Statistics of Indonesia 2005*. Indonesia: Ministry of Forestry. Available at: <http://www.dephut.go.id/news.php?id=497>. Accessed November 21, 2012.

Ministry of Forestry (2008). *Consolidation Report. Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Indonesia*. Jakarta, Indonesia: Ministry of Forestry.

Ministry of Forestry (2009a). *Forest Designation Map*. Jakarta, Indonesia: Ministry of Forestry.

Ministry of Forestry (2009b). *Orangutan Indonesia Conservation Strategies and Action Plan 2007–2017*. Directorate General of Forest Protection and Nature Conservation, Ministry of Forestry of the Republic of Indonesia.

Ministry of Forestry (2013). *Direktorat Jenderal Bina Produksi Kehutanan*. Jakarta, Indonesia: Ministry of Forestry, Indonesia. Available at: <http://www.dephut.go.id/index.php?q=id/node/898>. Accessed September 2013.

Miranda, M., Burris, P., Bingcang Froy, J., et al. (2003). *Mining and Critical Ecosystems: Mapping the Risks*. Washington DC: World Resources Institute.

Mitani, J.C. (2009). Male chimpanzees form enduring and equitable social bonds. *Animal Behaviour*, 77, 633–40.

Mitani, J.C., Watts, D.P., and Amsler, S.J. (2010). Lethal intergroup aggression leads to territorial expansion in wild chimpanzees. *Current Biology*, 20, 507–8.

Mitra Setia, T., Delgado, R.A., Utami Atmoko, S., Singleton, I., and van Schaik, C.P. (2009). Social organization and male-female relationships. In *Orangutans: Geographic Variation in Behavioral Ecology and Conservation*, ed. S.A. Wich, S. Utami Atmoko, T. Mitra Setia, and C.P. van Schaik. Oxford: Oxford University Press, pp. 245–53.

Mittermeier, R.A. and Cheney, D.L. (1987). Conservation of primates and their habitats. In *Primate Societies*, ed. B.B. Smuts, D.L. Cheney, R.M. Seyfarth, R.W. Wrangham, and T.T. Struhsaker. Chicago, IL: University of Chicago Press, pp. 477–90.

MMG (2012). *Minmetals Resources Limited: Sepon*. MMG. Available at: <http://www.mmg.com/en/Our-Operations/Mining-operations/Sepon.aspx>. Accessed on July 17, 2012.

MMSD (2002). *Breaking New Ground*. London, UK, and Sterling, VA: Earthscan Publications Ltd.

Moilanen, A., Wilson, K.A., and Possingham, H. (2009). *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford: Oxford University Press.

MONA Foundation (2013). *MONA Foundation: Who Are We?* MONA Foundation. Available at: <http://www.fundacionmona.org/en/Fundacion/origenes.html>. Accessed March 13, 2013.

Monkey World (2012). *Monkey World Rescue Centre: Meet our Primates*. Monkey World Ape Rescue Centre. Available at: <http://www.monkeyworld.org/meet-our-primates>. Accessed March 27, 2013.

Moore, N. (2012). *UK Timber Industry Certification* London: UK Timber Trade Federation. Available at: <http://www.ttf.co.uk/>. Accessed September 14, 2012.

Morgan, B.J., Adeleke, A., Basse, T., et al. (2011). *Regional Action Plan for the Conservation of the Nigeria-Cameroon Chimpanzee (Pan troglodytes ellioti)*. San Diego, CA: IUCN/SSC Primate Specialist Group and Zoological Society of San Diego.

Morgan, D., and Sanz, C. (2003). Naive encounters with chimpanzees in the Goulougo Triangle, Republic of Congo. *International Journal of Primatology*, 24, 369–81.

Morgan, D., and Sanz, C. (2006). Chimpanzee feeding ecology and comparisons with sympatric gorillas in the Goulougo Triangle, Republic of Congo. In *Primate Feeding Ecology in Apes and Other Primates: Ecological, Physiological, and Behavioural Aspects*, ed. G. Hohmann, M. Robbins, and C. Boesch. Cambridge, UK: Cambridge University Press, pp. 97–122.

Morgan, D., and Sanz, C. (2007). *Best Practice Guidelines for Reducing the Impact of Commercial Logging on Great Apes in Western Equatorial Africa*. Gland, Switzerland: IUCN/SSC Primate Specialist Group (PSG). Available at: http://www.primates-g.org/best_practice_logging/.

- Morgan, D., Sanz, C., Greer, D., et al. (2013). *Great Apes and FSC: Implementing 'Ape Friendly' Practices in Central Africa's Logging Concessions*. Gland, Switzerland: IUCN/SSC Primate Specialist Group. Available at: http://www.primatesg.org/best_practice_logging/.
- Morgan, D., Sanz, C., Onononga, J.R., and Strindberg, S. (2006). Ape abundance and habitat use in the Goulougo Triangle, Republic of Congo. *International Journal of Primatology*, 27, 147–79.
- Morrogh-Bernard, H., Husson, S.J., Knott, C.D., et al. (2009). Orangutan activity budgets and diet. A comparison between species, populations and habitats. In *Orangutans. Geographic Variation in Behavioral Ecology and Conservation*, ed. S.A. Wich, S.U. Atmoko, T.M. Setia, and C.P. van Schaik. Oxford: Oxford University Press, pp. 119–33.
- Morrogh-Bernard, H., Husson, S., Page, S.E., and Rieley, J.O. (2003). Population status of the Bornean orang-utan (*Pongo pygmaeus*) in the Sebangau peat swamp forest, Central Kalimantan, Indonesia. *Biological Conservation*, 110, 141–52.
- Morvan, J.M., Deubel, V., Gounon, P., et al. (1999). Identification of Ebola virus sequences present as RNA or DNA in organs of terrestrial small mammals of the Central African Republic. *Microbes Infect*, 1, 1193–201.
- Moser, J.H. (2011). *Global Infrastructure*. New York, NY: Bingham McCutchen LLP.
- Muchaal, P.K., and Ngandjui, G. (1999). Impact of village hunting on wildlife populations in the Western Dja Reserve, Cameroon. *Conservation Biology*, 13, 385–96.
- Muehlenbein, M.P., Ancrenaz, M., Sakong, R., Ambu, L., and Prall, S. (2012). Ape conservation physiology: fecal glucocorticoid responses in wild *Pongo pygmaeus morio* following human visitation. *PLoS One*, 7, e33357.
- Muhtaman, D.R., and Prasetyo, F.A. (2004). *Forest Certification in Indonesia*. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research.
- Mulavwa, M., Furuichi, T., Yangozene, K., et al. (2008). Seasonal changes in fruit production and party size of bonobos at Wamba. In *The Bonobos: Behaviour, Ecology and Conservation*, ed. T. Furuichi, and J. Thompson. New York, NY: Springer, pp. 121–34.
- Murdiyarto, D., Dewi, S., Lawrence, D., and Seymour, F. (2011). *Indonesia's Forest Moratorium. A Stepping Stone to Better Forest Governance? Working Paper 76*. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Murpree, M.W. (1996). *Approaches to Community Participation. African Policy Wildlife Policy Consultation. Final Report of the Consultation*. London: Overseas Development Administration.
- Murray, C.M., Heintz, M.R., Lonsdorf, E.V., Parr, L.A., and Santymire, R.M. (2013). Validation of a field technique and characterization of fecal glucocorticoid metabolite analysis in wild chimpanzees (*Pan troglodytes*). *American Journal of Primatology*, 75, 57–64.
- Nakott, J. (2012). Grundrechte für Menschenaffen. *National Geographic Deutschland*, 38–71. Available at: <http://www.nationalgeographic.de/reportagen/grundrechte-fuer-menschenaffen>. Accessed March 12, 2013.
- Nash, L.T., Fritz, J., Alford, P.A., and Brent, L. (1999). Variables influencing the origins of diverse abnormal behaviors in a large sample of captive chimpanzees (*Pan troglodytes*). *American Journal of Primatology*, 48, 15–29.
- Nasi, R., Billand, A., and van Vliet, N. (2012). Managing for timber and biodiversity in the Congo Basin. *Forest Ecology and Management*, 268, 103–11.
- Naughton, L. (1993). *Conservation versus Artisanal Gold Mining in Corcovado National Park, Costa Rica: Land Use Conflicts at Neotropical Wilderness Frontiers*. Available at: <http://sites.maxwell.syr.edu/clag/yearbook1993/naughton.htm>. Accessed January 10, 2013.
- Nawir, A.A., Murniati, and Rumboko, L. (2007). *Forest Rehabilitation in Indonesia: Where to After More than Three Decades?* Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Ndumbe, L.N. (2010). Markets and market chain analysis for Eru (*Gnetum* spp.), a major non-timber forest product in central and west Africa. MSc thesis, University of Buea, Cameroon.
- Neef, A. and Touch, S. (2012). Land-grabbing in Cambodia: narratives, mechanisms, resistance. Presented at Global Land Grabbing II, October 17–19, 2012, Department of Development Sociology at Cornell University, Ithaca, NY. Land Deals Politics Initiative (LDPI).
- Nellemann, C., Miles, L., Kaltenborn, B.P., Vitore, M., and Ahlenius, H., ed. (2007). *The Last Stand of the Orangutan – State of Emergency: Illegal Logging, Fire and Palm Oil in Indonesia's National Parks*. Norway: United Nations Environment Programme (UNEP), GRID-Arendal. Available at: www.grida.no.
- Nelson, J. (2007). *Securing Indigenous Land Rights in the Cameroon Oil Pipeline Zone*. Moreton-in-Marsh, UK: Forest Peoples Programme.
- Nelson, J. and Venant, M. (2008). Indigenous Peoples' Participation in Mapping of Traditional Forest Resources for Sustainable Livelihoods and Great Ape Conservation (November 2008). Report to the United Nations Environment Programme (UNEP). Moreton-in-Marsh, UK: Forest Peoples Programme.
- Nguyen Vinh Thanh and Le Vu Khoi (2006). Results of study on Delacour's langur *Trachypithecus delacouri* (Osgood, 1932) in Van Long Nature Reserve, Ninh Binh Province. *Journal of Science*, 22, 73–8.
- NIH Chimpanzee Working Group (2013). Section 3. Ethologically appropriate physical and social environments: a key concept in the IOM Principles. In *Council of Councils Working Group on the Use of Chimpanzees in NIH-Supported Research*, ed. US National Institutes of Health. Washington DC: US National Institutes of Health, pp. 19–27.
- Nijman, V. (2005). Hanging in the balance: an assessment of trade in orangutans and gibbons on Kalimantan, Indonesia. Report for TRAFFIC Southeast Asia. Petaling Jaya, Selangor, Malaysia: TRAFFIC Southeast Asia.
- Nilsson, S. (2011). The megatrends and the forest sector. Presented at the Royal Swedish Academy of Agriculture and Forestry, June 2011, Stockholm, Sweden.
- Normand, E. and Boesch, C. (2009). Sophisticated Euclidean maps in forest chimpanzees. *Animal Behaviour*, 77, 1195–201.
- Normand, E., Singo, B., and Boesch, C. (2010) *Rapport de suivi écologique dans les forêts classées de Goin-Débé et de Cavally (2007-2010)*. Abidjan, Côte d'Ivoire: Wild Chimpanzee Foundation.
- Norris, K., Asase, A., Collen, B., et al. (2010). Biodiversity in a forest-agriculture mosaic: the changing face of West African rainforests. *Biological Conservation*, 143, 2341–50.
- Noss, A. (2000). Cable snares and nets in the Central African Republic. Evaluating the sustainability of hunting in tropical forests. In *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*, ed. J.G. Robinson and E. Bennett. New York, NY: Columbia University Press, pp. 282–304.
- Nussbaum, R. and Simula, M. (2005). *The Forest Certification Handbook*. London: Earthscan.
- Nyame, F. and Grant, A. (2012). From carats to karats: explaining the shift from diamond mining to gold mining by artisanal miners in Ghana. *Journal of Cleaner Production*, 29–30, 163–72.
- O'Brien, T.G., Kinnaird, M.F., Nurcahyo, A., Prasetyaningrum, M., and Iqbal, M. (2003). Fire, demography and the persistence of Siamang (*Symphalangus syndactylus*: Hylobatidae) in a Sumatran rainforest. *Animal Conservation*, 6, 115–21.
- OCSP (2010). *Orangutan Conservation Services Program. Final Report*. Jakarta, Indonesia: DAI and USAID.
- OECD (2012). *OECD Environmental Outlook to 2050. The Consequences of Inaction*. Paris: OECD.
- OIE (2012). *Terrestrial Animal Health Code 2012*, 21st edn. Paris: World Organization for Animal Health.
- Okimori, Y., and Matius, P. (2000). Impact of different intensities of selective logging on a low-hill dipterocarp forest in Pasir, East Kalimantan. In *Rainforest Ecosystems of East Kalimantan: El Nino, Drought, Fire and Human Impacts*, ed. E. Guhardja, M. Fatawi, M. Sutisana, T. Mori, and S. Ohta. Tokyo: Springer, pp. 209–17.
- Olsen, C.S., and Helles, F. (2009). Market efficiency and benefit distribution in medicinal plant markets: empirical evidence from South Asia. *International Journal of Biodiversity Science and Management*, 5, 53–62.
- Olson, D.M., and Dinerstein, E. (2002). The Global 200: priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 89, 125–6.
- Onderdonk, D.A., and Chapman, C.A. (2000). Coping with forest fragmentation: the primates of Kibale National Park, Uganda. *International Journal of Primatology*, 21, 587–611.
- Orellana, M.A. (2002). *Mining Certification: A Field of Growing Trade Interest*. Available at: http://www.ciel.org/Publications/BRIDGES_MiningCertif_NOVDEC02.pdf Accessed December 12, 2012.
- Paciulli, L.M. (2004). The effects of logging, hunting, and vegetation on the densities of the Pagai, Mentawai Island primates. Anthropology, Stony Brook University. PhD.
- Pact (2010). *PROMINES Study: Artisanal Mining in the Democratic Republic of Congo. DFID, World Bank, and PROMINES*. Washington DC: Pact Inc.
- Pallisco and CIFM (2013). Plan Strategique de Protection de la Faune. Cameroon: Sociétés Pallisco and CIFM.
- Palombit, R.A. (1992). Pair bonds and monogamy in wild siamang (*Hylobates syndactylus*) and white-handed gibbons (*Hylobates lar*) in Northern Sumatra. PhD thesis, University of California, California.
- Palombit, R.A. (1994). Dynamic pair bonds in hylobatids: implications regarding monogamous social systems. *Behaviour*, 128, 65–101.
- Palombit, R.A. (1995). Longitudinal patterns of reproduction in wild female siamang (*Hylobates syndactylus*) and white-handed gibbons (*Hylobates lar*). *International Journal of Primatology*, 16, 739–60.
- Parnell, R.J. (2002). The social structure and behaviour of western lowland gorillas (*Gorilla gorilla gorilla*) at Mbeli Bai, Republic of Congo. PhD thesis, University of Stirling, UK.
- PASA (2011). *PASA Moves Chimpanzees Amid Sudanese Unrest*. Pan African Sanctuary Alliance (PASA). Available at: <http://pasaprimates.org/pasa-moves-chimpanzees-amid-sudanese-unrest/>. Accessed March 3, 2013.
- Pearce, F. (2012). *Land Grabbing: The New Tragedy of the Commons*. Available at: <http://www.justconservation.org/land-grabbing-the-new-tragedy-of-the-commons>. Accessed December 11, 2012.

- Pedler, R., ed. (2010). *Best Management Practices for Orangutan Conservation: Natural Forest Concessions*. Jakarta, Indonesia: Orangutan Conservation Services Program (OCSP)/United States Agency for International Development (USAID).
- Pérez, M.R., de Blas, D.E., Nasi, R., et al. (2005). Logging in the Congo Basin: a multi-country characterization of timber companies. *Forest Ecology and Management*, 214, 221–36.
- Peters, S.L., Malcolm, J.R., and Zimmerman, B.L. (2006). Effects of selective logging on bat communities in the south-eastern Amazon. *Conservation Biology*, 20, 1410–21.
- Phoonjampa, R., Koenig, A., Brockelman, W.Y., et al. (2011). Pileated gibbon density in relation to habitat characteristics and post-logging forest recovery. *Biotropica*, 43, 619–27.
- Plumptre, A., Amsini, F., Shamavu, P., and Kujirakwinj, D. (2009). Survey in Itombwe. *Gorilla Journal*, 39, 4–5.
- Plumptre, A.J. and Grieser Johns, A. (2001). Changes in primate communities following logging disturbance. In *The Cutting Edge: Conserving Wildlife in Logged Tropical Forest*, ed. R.A. Fimbel, A. Grajal, and J.G. Robinson. New York, NY: Columbia University Press, pp. 71–92.
- Plumptre, A.J. and Reynolds, V. (1994). The effect of selective logging on the primate populations in the Budongo Forest Reserve, Uganda. *Journal of Applied Ecology*, 31, 631–41.
- Plumptre, A. and Reynolds, V. (1996). Censusing chimpanzees in the Budongo Forest, Uganda. *International Journal of Primatology*, 17, 85–99.
- Plumptre, A.J., Rose, R., Nangendo, G., et al. (2010). *Eastern Chimpanzee (Pan troglodytes schweinfurthii): Status Survey and Conservation Action Plan 2010–2020*. Gland, Switzerland: IUCN.
- Pollard, E.H.B., Clements, T., Hor, N.M., Ko, S., and Rawson, B.M. (2007). *Status and Conservation of Globally Threatened Primates in the Seima Biodiversity Conservation Area*. Phnom Penh, Cambodia: Forestry Administration and Wildlife Conservation Society.
- Population Reference Bureau (2011). *2011 World Population Data Sheet*. Washington DC: Population Reference Bureau.
- Porter-Bolland, L., Ellis, E.A., Guariguata, M.R., et al. (2011). Community managed forests and forest protected areas: an assessment of their conservation effectiveness across the tropics. *Forest Ecology and Management*. Available at: <http://www.cifor.org/nc/online-library/browse/view/publication/publication/3461.html>. Accessed January 31, 2013.
- Potts, K.B. (2011). The long-term impact of timber-harvesting on the resource base of chimpanzees in the Kibale National Park, Uganda. *Biotropica*, 43, 256–64.
- Poulsen, J. and Clark, C.J. (2012). *Tropical Forest Conservation and Industry Partnership. An Experience from the Congo Basin*. New York, NY: The Wildlife Conservation Society and Wiley and Sons.
- Poulsen, J.R., Clark, C.J., and Bolker, B.M. (2011). Decoupling the effects of logging and hunting on an Afrotropical animal community. *Ecological Applications*, 21, 1819–36.
- Poulsen, J.R., Clark, C.J., Mavah, G., and Elkan, P.W. (2009). Bushmeat supply and consumption in a tropical logging concession in northern Congo. *Conservation Biology*, 23, 1597–608.
- Powers, W. and Wong, A. (2011). *Fairly Trading the World's Timber: Lessons on Global Forest Governance and Trade from Europe and Liberia*. New York, NY: World Policy Institute and Demos.
- Prasetyo, D., Ancrenaz, M., Morrogh-Bernard, H.C., et al. (2009). Nest building in orangutans. In *Orangutans: Geographic Variation in Behavioral Ecology and Conservation*, ed. S.A. Wich, S. Utami Atmoko, T. Mitra Setia, and C.P. van Schaik. Oxford: Oxford University Press, pp. 269–77.
- President of the Republic of Indonesia (2012). Peraturan Presiden Republik Indonesia, Nomor 3 Tahun 2012, Tentang, Rencana Tata Ruang Pulau Kalimantan.
- Presidential Regulation (September 20, 2011). Presidential Regulation of the Republic of Indonesia. No. 61/2011 on the National Action Plan for Greenhouse Gas (RAN-GRK).
- Preuschoft, S., and Nente, C. (2012). *Last Step to Release: A Quarantined Forest High School*. Technical report. Wien: Veir Pfofen.
- Prime Minister's Department of Malaysia (2010). *Economic Transformation Programme: A Roadmap for Malaysia*. Performance Management and Delivery Unit (PEMANDU). Available at: http://etp.pemandu.gov.my/download_centre.aspx. Accessed September 15, 2013.
- Pruetz, J.D. and Bertolani, P. (2009). Chimpanzee (*Pan troglodytes verus*) behavioral responses to stresses associated with living in a savanna-mosaic environment: implications for hominin adaptations to open habitats. *Paleoanthropology*, 2009, 252–62.
- PT Newmont Horas Nauli (2003). *Baseline Terrestrial Ecology Survey of the Martabe Project Area, North Sumatra Province, Indonesia*. Bogor, Indonesia: PT Newmont Horas Nauli, PT Hatfindo Prima, and LIPI.
- Putz, F.E., Blate, G.E., Redford, K.H., Fimbel, R., and Robinson, J. (2001). Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. *Conservation Biology*, 15, 7–20.
- Putz, F.E., Dykstra, D.P., and Heinrich, R. (2000). Why poor logging practices persist in the tropics. *Conservation Biology*, 14, 951–6.
- Putz, F.E., Zuidema, P.A., Pinard, M.A., et al. (2008). Improved tropical forest management for carbon retention. *PLoS Biol*, 6, e166.
- Putz, F.E., Zuidema, P.A., Synnott, T., et al. (2012). Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conservation Letters*, 5, 296–303.
- Quiatt, D., Reynolds, V., and Stokes, E.J. (2002). Snare injuries to chimpanzees (*Pan troglodytes*) at 10 study sites in east and west Africa. *African Journal of Ecology*, 40, 303–5.
- Rabanal, L.I., Kuehl, H.S., Mundry, R., Robbins, M.M., and Boesch, C. (2010). Oil prospecting and its impact on large rainforest mammals in Loango National Park, Gabon. *Biological Conservation*, 143, 1017–24.
- Raemaekers, J. (1978). Changes through the day in the food choices of wild gibbons. *Folia Primatologica*, 30, 194–205.
- Raemaekers, J. (1980). Causes of variation between months in the distance traveled daily by gibbons. *Folia Primatologica*, 34, 46–60.
- Rainforest Foundation (2012). *Seeds of Destruction, Expansion of Industrial Oil Palm in the Congo Basin: Potential Impacts on Forests And people*. London: The Rainforest Foundation.
- Randeria, S. (2003). Cunning states and unaccountable international institutions: legal plurality, social movements and rights of local communities to common property resources. *European Journal of Sociology*, 44, 27–60.
- Randers, J. (2012). *2052. A Global Forecast for the Next Forty Years*. London: Chelsea Green.
- Rao, M. and van Schaik, C.P. (1997). The behavioral ecology of Sumatran orangutans in logged and unlogged forest. *Tropical Biodiversity*, 4, 173–85.
- Ravat, A. and Ufer, A. (2010). *Toward Strengthened EITI Reporting: Summary Report and Recommendations. Extractive Industries and Development Series, No. 14*. Washington DC: The World Bank. Available at: <http://documents.worldbank.org/curated/en/2010/01/12166142/toward-strengthened-eiti-reporting-summary-report-recommendations>.
- Rawson, B.M. (2012). *Impact Assessment of Habitat Restoration Activities on The eastern Black Crested Gibbon (Nomascus nasutus) in the Cao Vit Gibbon Conservation Area and Best Practice Guidelines*. Hanoi, Viet Nam: People, Resources and Conservation Foundation.
- Rawson, B.M., Insua-Cao, P., Nguyen Manh Ha, et al. (2011). *The Conservation Status of Gibbons in Vietnam*. Hanoi, Viet Nam: Fauna and Flora International and Conservation International.
- REDD Desk (2011). *REDD Countries: A Database of REDD Activities on the Ground: Malaysia*. Available at: http://www.theredddesk.org/countries/malaysia/readiness_overview. Accessed September 2013.
- Redford, K.H. (1992). The empty forest. *BioScience*, 42, 414–22.
- Redmond, I. (2001). *Coltan Boom, Gorilla Bust: The Impact of Coltan Mining on Gorillas and other Wildlife in Eastern DR Congo*. Horsham, UK: Dian Fossey Gorilla Fund and Born Free Foundation.
- Reichard, U. (1995). Extra-pair copulations in a monogamous gibbon (*Hylobates lar*). *Ethology*, 100, 99–112.
- Reichard, U. and Barelli, C. (2008). Life history and reproductive strategies of Khao Yai *Hylobates lar*: implications for social evolution in apes. *International Journal of Primatology*, 29, 823–44.
- Reimers, M., Schwarzenberger, F., and Preuschoft, S. (2007). Rehabilitation of research chimpanzees: stress and coping after long-term isolation. *Hormones and Behavior*, 51, 428–35.
- Reinartz, G.E., Ingmanson, E.J., and Vervaecke, H. (2013). *Pan paniscus gracile* chimpanzee. In *Mammals of Africa. Volume II. Primates*, ed. T.M. Butynski, J. Kingdon, and J. Kalina. London: Bloomsbury Publishing, pp. 64–9.
- Remis, M.J. (2000). Preliminary assessment of the impacts of human activities on gorillas *Gorilla gorilla gorilla* and other wildlife at Dzanga-Sangha Reserve, Central African Republic. *Oryx*, 34, 56–65.
- Republic of Gabon (2013). *Emerging Policy, Le Gabon.org, Official Portal of the Gabonese Republic*. Republic of Gabon. Available at: <http://www.en.legabon.org/emerging-gabon/emerging-policy>. Accessed July 19, 2013.
- République du Cameroun (1994). LOI No 94/01 du 20 janvier 1994 portant régime des forêts, de la fauna et de la pêche.
- RESOLVE (2010). *Tracing a Path Forward: A Study of the Challenges of the Supply Chain for Target Metals used in Electronics*. Washington DC: RESOLVE Inc.
- Rijksen, H.D. (1978). *A Field Study on Sumatran Orang Utans (Pongo pygmaeus abelii Lesson 1827): Ecology, Behaviour and Conservation*. Wageningen, the Netherlands: H. Veenman and Zonen B. V.
- Rijksen, H.D. and Meijaard, E. (1999). *Our Vanishing Relative. The Status of Wild Orang-utans at the Close of the Twentieth Century*. Dordrecht, the Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
- Robbins, A.M., Stoinski, T., Fawcett, K., and Robbins, M.M. (2011a). Lifetime reproductive success of female mountain gorillas. *American Journal of Physical Anthropology*, 146, 582–93.
- Robbins, M.M., Bermejo, M., Cipolletta, C., et al. (2004). Social structure and life-history patterns in western gorillas (*Gorilla gorilla gorilla*). *American Journal of Primatology*, 64, 145–59.

- Robbins, M.M., Gray, M., Fawcett, K.A., et al. (2011b). Extreme conservation leads to recovery of the Virunga mountain gorillas. *PLoS One*, 6, e19788.
- Robertson, J.M.Y., and van Schaik, C.P. (2001). Causal factors underlying the dramatic decline of the Sumatran orangutan. *Oryx*, 35, 26–38.
- Robinson, J.G., and Bennett, E. (2000). Carrying capacity limits to sustainable hunting in tropical forests in evaluating the sustainability of hunting in tropical forests. In *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*, ed. J.G. Robinson and E. Bennett. New York, NY: Columbia University Press, pp. 13–30.
- Rogers, M.E., Abernethy, K., Bermejo, M., et al. (2004). Western gorilla diet: a synthesis from six sites. *American Journal of Primatology*, 64, 173–92.
- Rogers, M.E., Tutin, C.E.G., Williamson, E.A., et al. (1994). Seasonal feeding on bark by gorillas: an unexpected keystone food? In *Current Primatology. Volume 1. Ecology and Evolution*, ed. B. Thierry, J.R. Anderson, J.J. Roeder, and N. Herrenschmidt. Strasbourg: Université Louis Pasteur, pp. 37–43.
- Rogowitz, G.L. (1996). Trade-offs in energy allocation during lactation. *American Zoologist*, 36, 197–204.
- Ros-Tonen, M.A.F. (1999). Introduction: NTFP research in the Tropenbos program. In *Seminar Proceedings. NTFP Research in the Tropenbos Program: Results and Perspectives*, ed. M.A.F. Ros-Tonen. Wageningen, the Netherlands: Tropenbos Foundation, pp. 15–32.
- Rosati, A.G., Herrmann, E., Kaminski, J., et al. (2012). Assessing the psychological health of captive and wild apes: a response to Ferdowsian et al. (2011). *Journal of Comparative Psychology*, DOI: 10.1037/a0029144.
- Ross, S.R., Lukas, K.E., Lonsdorf, E.V., et al. (2008). Inappropriate use and portrayal of chimpanzees. *Science*, 319, 1487.
- Rouquet, P., Froment, J.-M., Bermejo, M., et al. (2005). Wild animal mortality monitoring and human Ebola outbreaks, Gabon and Republic of Congo. *Emerging Infectious Diseases*, 11, 283–90.
- Rubin, J. (2012). *The End of Growth*. Toronto: Random House Canada.
- Ruesto, L.A., Sheeran, L.K., Meatheson, M.D., Li, J.H., and Wagner, S. (2010). Tourist behavior and decibel levels correlate with threat frequency in Tibetan macaques (*Macaca thibetana*) at Mt Huangshan, China. *Primate Conservation*, 25, 99–104.
- Ruggiero, R. (1998). The Nouabale-Ndoki Project: development of a practical conservation model in Central Africa. In *Resource Use in the Trinational Sangha River Region of Equatorial Africa: Histories, Knowledge Forms, and Institutions. Number 102*, ed. H. Eves, R. Hardin, and S. Rupp. New Haven, CT: Yale University Press, pp. 176–88.
- Russon, A.E., Wich, S.A., Ancrenaz, M., et al. (2009). Geographic variation in orangutan diets. In *Orangutans: Geographic Variation in Behavioral Ecology and Conservation*, ed. S.A. Wich, S. Utami Atmoko, T. Mitra Setia, and C.P. van Schaik. Oxford: Oxford University Press, pp. 135–56.
- Ryan, S.J. and Walsh, P.D. (2011). Consequences of non-intervention for infectious disease in African great apes. *PLoS One*, 6, e29030.
- Sandker, M., Bokoto-de Semboli, B., Roth, P., et al. (2011). Logging or conservation concession: exploring conservation and development outcomes in Dzanga-Sangha, Central African Republic. *Conservation and Society*, 9, 299–310.
- Sanz M.J., (2007). *Reducing Emissions from Deforestation in Developing Countries (REDD)*. Presentation at COM+ Media Training in Vienna, 29 August, 2007. UNFCCC Secretariat.
- Savage-Rumbaugh, S., Wamba, K., Wamba, P., and Wamba, N. (2007). Welfare of apes in captive environments: comments on, and by, a specific group of apes. *Journal of Applied Animal Welfare Science: JAAWS*, 10, 7–19.
- Schroepfer, K.K., Rosati, A.G., Chartrand, T., and Hare, B. (2011). Use of “entertainment” chimpanzees in commercials distorts public perception regarding their conservation status. *PLoS One*, 6, e26048.
- Schultz, A.H. (1939). Notes on the diseases and healed fractures of wild apes. *Bulletin of the History of Medicine*, 7, 571–82.
- Securities and Exchange Commission (2012). *Disclosure of Resource Extraction Issuers. Federal Register Release No. 34–67717*. Washington DC: Securities and Exchange Commission. Available at: <http://www.sec.gov/rules/final/2012/34–67717.pdf>. Accessed September 2013.
- Seneca Creek Associates, L., and Wood Resources International, L. (2004). *“Illegal” Logging and the Global Wood Markets: The Competitive Impacts on the US Wood Products Industry. Paper prepared for American Forest and Paper Association, November 2004*. Poolesville, MD, and University Place, WA: Seneca Creek Associates, LLC, and Wood Resources International, LLC
- Shearman, P., Bryan, J., and Laurance, W.F. (2012). Are we approaching “peak timber” in the tropics? *Biological Conservation*, 151, 17–21.
- Sheeran, L.K. (1995). Behavior of wild black gibbons (*Hylobates concolor jingdongensis*). In *Chinese Primate Research and Conservation*, ed. W. Xia and Y. Zhang. Beijing, China: China Forestry Publishing House, pp. 221–225.
- Sheil, D., Putz, F.E., and Zagt, R.J. (2010). *Biodiversity Conservation in Certified Forests*. Wageningen, the Netherlands: Tropenbos International.
- Sicotte, P. (1993). Inter-group encounters and female transfer in mountain gorillas: influence of group composition on male behavior. *American Journal of Primatology*, 30, 21–36.
- Simorangkir, D. and Sardjono, A.M. (2006). *Implication of Forest Utilization, Conversion Policy, and Tenure Dynamics on Resource Management and Poverty Reduction*. Rome: Food and Agriculture Organization (FAO).
- Simorangkir, D. and Sumantri (2002). *A Review of Legal, Regulatory and Institutional Aspects of Forest and Land Fires in Indonesia*. Jakarta, Indonesia: IUCN/WWF International Project FireFight South East Asia.
- Simula, M. (2006). *Public Procurement Policies for Forest Products and their Impacts*. Rome: FAO, Forest Products and Economics Division.
- Singleton, I., Knott, C.D., Morrogh-Bernard, H.C., Wich, S.A., and van Schaik, C.P. (2009). Ranging behavior of orangutan females and social organization. In *Orangutans: Geographic Variation in Behavioral Ecology and Conservation*, ed. S.A. Wich, S. Utami Atmoko, T. Mitra Setia, and C.P. van Schaik. Oxford: Oxford University Press, pp. 205–13.
- Singleton, I. and van Schaik, C.P. (2001). Orangutan home range size and its determinants in a Sumatran swamp forest. *International Journal of Primatology*, 22, 877–911.
- Singleton, I., Wich, S., Husson, S., et al. (2004). *Orangutan Population and Habitat Viability Assessment: Final Report*. Apple Valley, MN: IUCN/SSC Conservation Breeding Specialist Group.
- Skorupa, J.P. (1988). The effect of selective timber harvesting on rain-forest primates in Kibale Forest, Uganda. PhD thesis, University of California Davis, California.
- Small, R. and Villegas, C.M. (2012). *Liberia Case Study Report*. Cambridge, UK: ASM-PACE Programme.
- Smith, A.D. (1990). Towards a global culture? *Theory, Culture and Society*, 7, 171–91.
- Smith, W. (2004). Undercutting sustainability: the global problem of illegal logging and trade. In *Illegal Logging in the Tropics: Strategies for Cutting Crime*, ed. R. Ravenel, I. Granoff, and C. Magee. New York, NY: Haworth Press, pp. 7–30.
- SNL (2012). *SNL Metals Economics Group MineSearch Database*. SNL. Available at: <http://www.metalseconomics.com>. Accessed December 2012.
- SOS (2013). *Orangutan Rescue 1st April 2013*. Sumatran Orangutan Society (SOS). Available at: <https://www.facebook.com/media/set/?set=a.10151512762289519.1073741825.352804059518&type=3>. Accessed April 3, 2013.
- Soulsbury, C.D., Iossa, G., Kennell, S., and Harris, S. (2009). The welfare and suitability of primates kept as pets. *Journal of Applied Animal Welfare Science (JAAWS)*, 12, 1–20.
- Sousa, R., Veiga, M., van Zyl, D., et al. (2011). Policies and regulations for Brazil’s artisanal gold mining sector: analysis and recommendations. *Journal of Cleaner Production*, 19, 742–50.
- Southwick, C.H. and Cadigan, F.C. (1972). Population studies of Malaysian primates. *Primates*, 13, 1–18.
- Spittaels, S. (2010). *The Complexity of Resource Governance in a Context of State Fragility: An Analysis of the Mining Sector in the Kivu Hinterlands*. London: International Alert.
- Ssekika, E. (2012). FAO, partners move to curb deforestation. *The Observer*, February 29, 2012. Available at: http://www.observer.ug/index.php?option=com_contentandview=articleandid=17416:fao-partners-move-to-curb-deforestationandcatid=34:newsandItemid=114. Accessed January 31, 2013.
- Stanford, C.B. (2006). The behavioral ecology of sympatric African apes: implications for understanding fossil hominoid ecology. *Primates*, 47, 91–101.
- Steinhauer-Burkatt, B., Muhlenberg, M., and Stowik, J. (1995). *Kahuzi-Biega National Park. A Guide Book*. IZCN/GTZ-Project Integrated Nature Conservation in East-Zaire.
- Stewart, F.A., and Pruetz, J.D. (2013). Do chimpanzee nests serve an anti-predatory function? *American Journal of Primatology*, 75, 593–604.
- Stewart, K.J. (1988). Suckling and lactational anoestrus in wild gorillas (*Gorilla gorilla*). *Journal of Reproduction and Fertility*, 83, 627–34.
- Stickler, C.M. (2004). The effects of logging on primate-habitat interactions: a case study of redbellied monkeys (*Cercopithecus ascanius*) in Kibale National Park, Uganda. MSc thesis, University of Florida, Florida.
- Stiles, D., Redmond, I., Cress, D., Nellemann, C., and Formo, R.K. (2013). *Stolen Apes: The Illicit Trade in Chimpanzees, Gorillas, Bonobos and Orangutans. A Rapid Response Assessment*. United Nations Environment Programme. Available at: <http://www.un-grasp.org/news/121-download>.
- Stokes, E.J., Strindberg, S., Bakabana, P.C., et al. (2010). Monitoring great ape and elephant abundance at large spatial scales: measuring effectiveness of a conservation landscape. *PLoS One*, 5, e10294.
- Strassburg, B.B.N., Rodrigues, A.S.L., Gusti, M., et al. (2012). Impacts of incentives to reduce emissions from deforestation on global species extinctions. *Nature Climate Change*, 2, 350–5.

- Sugiyama, Y. and Fujita, S. (2011). The demography and reproductive parameters of Bossou chimpanzees. In *The Chimpanzees of Bossou and Nimba*, ed. T. Matsuzawa, T. Humle, and Y. Sugiyama. New York, NY: Springer, pp. 23–34.
- Summerville, K.S., and Crist, T.O. (2001). The species richness of Lepidoptera in a fragmented landscape: a supplement to the checklist of moths of Butler Co., Ohio. *Great Lakes Entomology*, 34, 93–110.
- Susila, W.R. (1998). *Development and Prospects of the Main Plantation Commodity*. Bogor, Indonesia: Center of Economic Study, Agriculture Research and Development.
- Tanna, A. (2012). Chinese prosperity's hidden threat to African apes. *Channel 4 News*. Available at: <http://www.channel4.com/news/chinese-prosperity-hidden-threat-to-african-apes>. Accessed January 12, 2013.
- TBC (2012). *Indirect Impacts on Biodiversity from Industry. Industry Briefing Note*. Cambridge, UK: The Biodiversity Consultancy.
- Teleki, G. (2001). Sanctuaries for ape refugees. In *Great Apes and Humans, the Ethics of Coexistence*, ed. B. Beck, T. Stoinski, M. Hutchins, et al. Washington DC: Smithsonian Press, pp. 133–49.
- Terborgh, J. (1999). *Requiem for Nature*. Washington DC: Island Press.
- Thinh, V.N., Rawson, B., Hallam, C., et al. (2010). Phylogeny and distribution of crested gibbons (genus *Nomascus*) based on mitochondrial cytochrome b gene sequence data. *American Journal of Primatology*, 72, 1047–54.
- Thorpe, S.K.S. and Crompton, R.H. (2009). Orangutan positional behavior: interspecific variation and ecological correlates. In *Orangutans: Geographic Variation in Behavioral Ecology and Conservation*, ed. S.A. Wich, S. Utami Atmoko, T. Mitra Setia, and C.P. van Schaik. Oxford: Oxford University Press, pp. 33–47.
- Tieguhong, J.C., Ingram, V., and Schure, J. (2009). *Impacts of Artisanal Gold and Diamond Mining on Livelihoods and the Environment in the Sangha Tri-National Park Landscape*. Bogor, Indonesia: CIFOR.
- Tomasello, M., Call, J., and Hare, B. (2003). Chimpanzees understand psychological states: the question is which ones and to what extent. *Trends in Cognitive Sciences*, 7, 153–6.
- Townsend, W.R. (2000). The sustainability of subsistence hunting by the Siriono Indians of Bolivia. In *Hunting for Sustainability in Tropical Forests*, ed. J.G. Robinson, and E.L. Bennett. New York, NY: Columbia University Press, pp. 267–81.
- TRAFFIC (2010). TRAFFIC Recommendations on Selected Agenda Items for the 15th Meeting of the Conference of the Parties to CITES. TRAFFIC. Available at: <http://www.traffic.org/cites-cop-papers/TRAFFIC%20Recommendations%20on%20agenda%20documents.pdf>. Accessed January 3, 2013.
- Tranquilli, S., Abedi-Lartey, M., Amsini, F., et al. (2012). Lack of conservation effort rapidly increases African great ape extinction risk. *Conservation Letters*, 5, 48–55.
- Tschakert, P. (2009). Recognizing and nurturing artisanal mining as a viable livelihood. *Resources Policy*, 34, 24–31.
- Turner, S.D. (2012). *World Heritage Sites and the Extractive Industries. Consulting Report*. Gland, Switzerland: IUCN/World Heritage Center.
- Tutin, C.E.G. (1999). Fragmented living: behavioural ecology of primates in a forest fragment in the Lopé Reserve, Gabon. *Primates*, 40, 249–65.
- Tutin, C.E.G., and Fernandez, M. (1984). Nationwide census of gorilla and chimpanzee populations in Gabon. *American Journal of Primatology*, 6, 313–36.
- Tutin, C.E.G., Parnell, R.J., White, L.J.T., and Fernandez, M. (1995). Nest building by lowland gorillas in the Lopé Reserve, Gabon: environmental influences and implications for censusing. *International Journal of Primatology*, 16, 53–76.
- Tutin, C.E.G., Stokes, E., Boesch, C., et al. (2005). *Regional Action Plan for the Conservation of Chimpanzees and Gorillas in Western Equatorial Africa*. Washington DC: Conservation International.
- Tutin, C.E.G., White, L.J.T., and Mackanga-Missandzou, A. (1997). The use by rain forest mammals of natural forest fragments in an equatorial African savanna. *Conservation Biology*, 11, 1190–203.
- Tutin, C.E.G., Williamson, E.A., Rogers, M.E., and Fernandez, M. (1991). Gorilla dispersal of *Cola lizae* in the Lopé Reserve, Gabon. *Journal of Tropical Ecology*, 7, 181–99.
- UN (2008). *Resolutions: 62nd Session of the UN General Assembly. Non-legally binding instrument on all types of forests: A/RES/62/98*. Blue Ridge Summit, PA: United Nations (UN).
- UN (2011). *World Population Prospects: The 2011 Revision*. New York, NY: Population Division of the Department of Economic and Social Affairs of the United Nations (UN) Secerteriat.
- UNDP (2011). *Human Development Report 2011*. New York, NY: United Nations Development Programme (UNDP).
- UNDP (2012). *Human Development Indicators*. New York, NY: United Nations Development Programme (UNDP). Available at: <http://hdrstats.undp.org/en/countries/profiles/CAF.html>. Accessed October 2012.
- UNDP (2013). *Human Development Indicators: Guinea*. New York, NY: United Nations Development Programme (UNDP). Available at: <http://hdrstats.undp.org/en/countries/profiles/GIN.html>. Accessed April 17, 2013.
- UNEP (2011a). *Decoupling Natural Resource Use and Environmental Impacts From Economic Growth*. Nairobi: United Nations Environment Programme (UNEP), International Resource Panel.
- UNEP (2011b). *The Democratic Republic of the Congo: Post-Conflict Environmental Assessment Synthesis for Policy Makers*. Nairobi: United Nations Environment Programme (UNEP).
- UNEP and McGinley, M. (2009). *Kahuzi-Biéga National Park, Democratic Republic of Congo, October 15, 2009*. Available at: http://www.seoearth.org/article/Kahuzi-Bi%C3%A9ga_National_Park,_Democratic_Republic_of_Congo. Accessed September 27, 2012.
- UNEP-WCMC (2011). Kahuzi-Biega National Park Democratic Republic of the Congo. Report for UNEP, WCMC, IUCN and UNESCO. UNEP-WCMC. Available at: <http://www.unep-wcmc.org/medialibrary/2011/06/24/39c633b6/Kahuzi%20Biega.pdf>. Accessed October 15, 2011.
- UNEP-WCMC (2012). Apes conservation and welfare status report: spatial overlap between mining operations and ape occurrence. United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre.
- USAID (2010). *Best Management Practices for Orangutan Conservation in Mining Concessions*. Jakarta, Indonesia: USAID.
- USDA (2012). *Animal Care Information System (ACIS) Search Tool*. Animal Plant Health Inspection Service, United States Department of Agriculture (USDA). Available at: <http://acissearch.aphis.usda.gov/LPASearch/faces/CustomSearch.jspx#> Accessed March 15, 2013.
- USFWS (2013). *US Fish and Wildlife Service Proposes Protection for all Chimpanzee – Captive and Wild – as Endangered*. Arlington, VA: US Fish and Wildlife Service (USFWS). Available at: <http://www.fws.gov/home/newsroom/chimpanzeecovery0610013.html>. Accessed June 24, 2013.
- van den Berg, S. (2006). Retirement home for ex-laboratory chimpanzees. *COSMOS Magazine*. Available at: <http://www.cosmosmagazine.com/news/retirement-home-ex-laboratory-chimpanzees/>. Accessed March 13, 2013.
- van Kreveld, A. and Roerhorst, I. (2009). *Great Apes and Logging*. Zeist, the Netherlands: World Wide Fund for Nature.
- van Kreveld, A., and Roerhorst, I. (2010). Impacts of certified logging on great apes. In *Biodiversity Conservation in Certified Forests*, ed. D. Sheil, F.E. Putz, and R.J. Zagt. Wageningen, the Netherlands: Tropenbos International, pp. 120–5.
- van Noordwijk, M.A., Sauren, S.E.B., Nuzuar, et al. (2009). Development of independence: Sumatran and Bornean orangutans compared. In *Orangutans: Geographic Variation in Behavioral Ecology and Conservation*, ed. S.A. Wich, S. Utami Atmoko, T. Mitra Setia, and C.P. van Schaik. Oxford: Oxford University Press, pp. 189–203.
- van Noordwijk, M.A., and van Schaik, C.P. (2005). Development of ecological competence in Sumatran orangutans. *American Journal of Physical Anthropology*, 127, 79–94.
- van Paddenburg, A., Bassi, A., Buter, E., Cosslett, C., and Dean, A. (2012). *Heart of Borneo: Investing in Nature for a Green Economy*. Jakarta, Indonesia: WWF Heart of Borneo Global Initiative.
- van Schaik, C.P. (2004). *Among Orangutans: Red Apes and the Rise of Human Culture*. Cambridge, MA: Harvard University Press.
- van Vliet, N., Nasi, R., Abernethy, K., et al. (2012). The role of wildlife for food security in Central Africa: a threat to biodiversity? In *The Forests of the Congo Basin: State of the Forest 2010*, ed. C. de Wasseige, P. de Marcken, N. Bayol, et al. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- van Vliet, N., Nasi, R., and Taber, A. (2011). From the forest to the stomach: bushmeat consumption from rural to urban settings in Central Africa. In *Non-Timber Forest Products in the Global Context. Tropical Forestry 7*, ed. S. Shackleton, et al. Berlin: Springer-Verlag, pp. 129–45.
- Vidal, J. (2013a). Indonesia's forest fire smoke blows deeper into Malaysia. *The Guardian*, Monday June 24, 2013. Available at: <http://www.guardian.co.uk/environment/2013/jun/24/indonesia-forest-fire-malaysia-singapore>. Accessed July 2013.
- Vidal, J. (2013b). The Sumatran rainforest will mostly disappear within 20 years. *The Guardian*, May 25, 2013. Available at: <http://www.guardian.co.uk/world/2013/may/26/sumatra-borneo-deforestation-tigers-palm-oil>. Accessed June 27 2013.
- Villegas, C., Weinberg, R., Levin, E., and Hund, K. (2012). *Artisanal and Small-Scale Mining in Protected Areas and Critical Ecosystems: Global Scoping and Solutions*. Cambridge, UK: ASM-PACE Programme, Estelle Levin Ltd and World Wild Fund for Nature. Available at: <http://www.asm-pace.org/projects/global-solutions-study.html>.
- Virah-Sawmy, M. and Ebeling, J. (2010). The difficult road toward real-world engagement: conservation science and mining in southern Madagascar. *Conservation Letters*, 3, 288–9.
- Voorhar, R. and Myllyvirta, L. (2013). *Point of No Return: The Massive Climate Threats We Must Avoid*. Amsterdam: Greenpeace. Available at: <http://www.greenpeace.org/international/Global/international/publications/climate/2013/PointOfNoReturn.pdf>. Accessed January 2013.
- Waldrop, C.S., Rawson, B.M., Henry, J., and Crowther, M. (2011). Using population viability analysis to assess threats and predict the potential for long-term survival of the northern white-cheeked crested gibbon (*Nomascus leucogenys*) in Vietnam. MSc thesis, University of Sydney, Australia.

- Wales Ape and Monkey Sanctuary (n.d.). *Wales Ape and Monkey Sanctuary*. Available at: <http://www.ape-monkey-rescue.org.uk/chimps.html>. Accessed September 9, 2013.
- Walker Painemilla, K., Rylands, A.B., Wooffter, A., and Hughes, C. (2010). *Indigenous Peoples and Conservation: From Rights to Resource Management*. Arlington, VA: Conservation International.
- Wall Street Journal (2011). UK miner challenges Indonesia. *Wall Street Journal*, December 2, 2011.
- Waller, J.C. and Reynolds, V. (2001). Limb injuries resulting from snares and traps in chimpanzees (*Pan troglodytes schweinfurthii*) at the Budongo Forest, Uganda. *Primates*, 42, 135–9.
- Walsh, P.D. (2006). Ebola and commercial hunting: dim prospects for African apes. In *Emerging Threats to Tropical Forests*, ed. W.F. Laurance and C.A. Peres. Chicago, IL: University of Chicago Press, pp. 175–97.
- Walsh, P.D., Abernethy, K.A., Bermejo, M., et al. (2003). Catastrophic ape decline in western equatorial Africa. *Nature*, 422, 611–4.
- Walsh, S., Bramblett, C.A., and Alford, P.L. (1982). A vocabulary of abnormal behaviors in restrictively reared chimpanzees. *American Journal of Primatology*, 3, 315–9.
- Ward, K. (2011). *The World in 2050. Quantifying the Shift in the Global Economy. HSBC Global Economics, January*. London: HSBC Global Research.
- Ward, K. (2012). *The World in 2050. From the Top 30 to the Top 100. HSBC Global Economics, January*. London: HSBC Global Research.
- Watts, D.P. (1984). Composition and variability of mountain gorilla diets in the central Virungas. *American Journal of Primatology*, 7, 325–56.
- Watts, D.P. (1989). Infanticide in mountain gorillas: new cases and a reconsideration of the evidence. *Ethology*, 81, 1–18.
- WAZA (n.d.). *Conservation Breeding Programmes. United for Conservation*. World Association of Zoos and Aquariums (WAZA). Available at: <http://www.waza.org/en/site/conservation/conservation-breeding-programmes> Accessed March 13, 2013.
- WCD (2000). *Dams and Development: A New Framework for Decision-Making. The Report of the World Commission on Dams*. London and Sterling, VA: Earthscan Publications Ltd.
- WCS (2012). *Congo: Where We Work*. Wildlife Conservation Society (WCS). Available at: <http://www.wcs.org/where-we-work/africa/congo.aspx>. Accessed December 12, 2012.
- WCS/CIESIN (2005). Last of the wild data version 2: global human influence index (HII). Available at: <http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/wildareas-v2-human-influence-index-geographic>.
- Weinberg, R., Chishugi, A., Levin, E., and Beynon, G. (2012). *Artisanal and Small-scale Mining in the Protected Areas and Critical Ecosystems of the Democratic Republic of Congo*. Cambridge, UK: Artisanal and Small-Scale Mining in Protected Areas and Critical Ecosystems (ASM-PACE).
- Weinberg, R., Chishugi, A., Levin, E., and Beynon, G. (2013). *Exploitation minière artisanale dans la Réserve Naturelle d'Itombwe, République Démocratique du Congo: Rapport d'activité et recommandations mises à jour- Projet de rapport*. Geneva: ASM-PACE and WWF. Available at: www.asm-pace.org.
- Weisenseel, K.A., Chapman, C.A., and Chapman, L.J. (1993). Nocturnal primates of Kibale forest: effects of selective logging on prosimian densities. *Primates*, 34, 445–50.
- Weiss, A., Inoue-Murayama, M., King, J.E., Adams, M.J., and Matsuzawa, T. (2012). All too human? Chimpanzee and orang-utan personalities are not anthropomorphic projections. *Animal Behaviour*, 83, 1355–65.
- Weiss, A., King, J.E., and Enns, R.M. (2002). Subjective well-being is heritable and genetically correlated with dominance in chimpanzees (*Pan troglodytes*). *Journal of Personality and Social Psychology*, 83, 1141.
- Weiss, A., King, J.E., and Perkins, L. (2006). Personality and subjective well-being in orangutans (*Pongo pygmaeus* and *Pongo abelii*). *Journal of Personality and Social Psychology*, 90, 501.
- Weitzner, V. (2011). *Tipping the Power Balance – Making Free, Prior and Informed Consent Work: Lessons and Policy Directions from 10 Years of Action Research on Extractives with Indigenous and Afro-Descendent Peoples in the Americas*. Ottawa: The North–South Institute.
- Wells, P., Neil, F., and Paoli, G. (2011). *Preliminary Observations on the Indonesian Ministry of Forestry Decree SK.7416/Menhut-VII/IPSDH/2011: The First Revision of the Indicative Maps Concerning the Suspension of New Licenses for Forest and Peatland Utilisation. Daemeter Briefs on the Indonesian Moratorium No. 3*. Daemeter. Available at: <http://www.daemeter.org>.
- Werdenich, D., Dupain, J., Arnheim, E., et al. (2003). Reactions of chimpanzees and gorillas to human observers in a non-protected area in south-eastern Cameroon. *Folia Primatologica*, 74, 97–100.
- White, L.J.T. (1992). Vegetation history and logging disturbance: effects on rain forest in the Lopé Reserve, Gabon (with special emphasis on elephants and apes). PhD thesis, University of Edinburgh, UK.
- White, L.J.T. and Tutin, C.E.G. (2001). Why chimpanzees and gorillas respond differently to logging: a cautionary tale from Gabon. In *African Rain Forest Ecology and Conservation: An Interdisciplinary Perspective*, ed. W. Weber, L.J.T. White, A. Vedder, and L. Naughton-Treves. New Haven, CT: Yale University Press, pp. 449–62.
- Whitten, A.J. (1982). Diet and feeding behaviour of Kloss gibbons on Siberut Island, Indonesia. *Folia Primatologica*, 37, 177–208.
- Wicander, S. and Coad, L. (2013). *Learning our Lessons: A Review of Alternative Livelihood Projects in Central Africa*. IUCN, CARPE, and Oxford University.
- Wich, S.A., de Vries, H., Ancrenaz, M., et al. (2009a). Orangutan life history variation. In *Orangutans: Geographic Variation in Behavioral Ecology and Conservation*, ed. S.A. Wich, S. Utami Atmoko, T. Mitra Setia, and C.P. van Schaik. Oxford: Oxford University Press, pp. 65–75.
- Wich, S.A., Fredriksson, G.M., Usher, G., et al. (2012a). Hunting of Sumatran orang-utans and its importance in determining distribution and density. *Biological Conservation*, 146, 163–9.
- Wich, S.A., Gaveau, D., Abram, N., et al. (2012b). Understanding the impacts of land-use policies on a threatened species: is there a future for the Bornean orang-utan? *PLoS One*, 7, e49142.
- Wich, S.A., Geurts, M.L., Mitra Setia, T., and Utami-Atmoko, S.S. (2006). Influence of fruit availability on Sumatran orangutan sociality and reproduction. In *Feeding Ecology in Apes and Other Primates: Ecological, Physical and Behavioral Aspects*, ed. G. Hohmann, M.M. Robbins, and C. Boesch. New York, NY: Cambridge University Press, pp. 337–58.
- Wich, S., Koh, L.P., and Noordwijk, M.V. (2011a). The Indonesian deforestation moratorium: the devil is in the details. *Jakarta Post*, Monday February 21, 2011. Available at: <http://www.thejakartapost.com/news/2011/02/21/the-indonesian-deforestation-moratorium-the-devil-details.html>. Accessed July 2013
- Wich, S.A., Meijaard, E., Marshall, A.J., et al. (2008). Distribution and conservation status of the orang-utan (*Pongo* spp.) on Borneo and Sumatra: how many remain? *Oryx*, 42, 329–39.
- Wich, S.A., Riswan, J., Refish, J., and Nelleman, C. (2011b). *Orangutans and the Economics of Sustainable Forest Management in Sumatra*. Birkeland Trykkeri AS Norway: UNEP/GRASP/PanEco/YEL/ICRAF/GRID-Arendal. Available at: <http://www.grida.no/graphicslib/collection/orangutans-and-the-economics-of-sustainable-forest-management-in-sumatra>. Accessed October 11, 2012.
- Wich, S.A., Usher, G., Peters, H.H., et al. (2013). Preliminary data on the highland Sumatran orangutans (*Pongo abelii*) of Batang Toru. In *High Altitude Primates*, ed. N.B. Grow, S. Gursky-Doyen, and A. Krzton. Berlin: Springer.
- Wich, S.A., Utami-Atmoko, S.S., Mitra Setia, T., et al. (2004). Life history of wild Sumatran orangutans (*Pongo abelii*). *Journal of Human Evolution*, 47, 385–98.
- Wich, S.A., Utami-Atmoko, S., Mitra Setia, T., van Schaik, C.P., eds (2009b). *Orangutans: Geographic Variation in Behavioral Ecology and Conservation*. Oxford: Oxford University Press.
- Wich, S.A., Vogel, E.R., Larsen, M.D., et al. (2011c). Forest fruit production is higher on Sumatra than on Borneo. *PLoS One*, 6, e21278.
- Wikelski, M. and Cooke, S.J. (2006). Conservation physiology. *Trends in Ecology and Evolution*, 21, 38–46.
- Wikramanayake, E.D., Dinerstein, E., Loucks, C.J., et al. (2002). *Terrestrial Ecoregions of the Indo-Pacific: A Conservation Assessment*. Washington DC: Island Press.
- Wilkie, D.S. (2001). Bushmeat trade in the Congo Basin. In *Great Apes and Humans: The Ethics of Coexistence*, ed. B.B. Beck, T.S. Stoinski, M. Hutchins, et al. Washington DC: Smithsonian Institution, pp. 86–109.
- Wilkie, D.S., Sidle, J.G., Boundzanga, G.C., Auzel, P., and Blake, S. (2001). Defaunation, not deforestation: commercial logging and market hunting in northern Congo. In *The Cutting Edge: Conserving Wildlife in Logged Tropical Forests*, ed. R. Fimbel, A. Grajal, and J.G. Robinson. New York, NY: Columbia University Press, pp. 375–99.
- Williams, J.M., Lonsdorf, E.V., Wilson, M.L., et al. (2008). Causes of death in the Kasekela chimpanzees of Gombe National Park, Tanzania. *American Journal of Primatology*, 70, 766–77.
- Williams, M. (2002). *Deforesting the Earth: From Prehistory to Global Crisis*. Chicago, IL: University of Chicago Press.
- Williamson, E.A. (in press). Mountain gorillas: a shifting demographic landscape. In *Primates and Cetaceans: Field Research and Conservation of Complex Mammalian Societies*, ed. J. Yamagiwa and L. Karczmarsk. Tokyo, Japan: Springer. DOI: 10.1007/978-4-431-54523-1_14.
- Williamson, E.A., and Butynski, T.M. (2013a). *Gorilla beringei* eastern gorilla. In *Mammals of Africa. Volume II. Primates*, ed. T.M. Butynski, J. Kingdon, and J. Kalina. London: Bloomsbury Publishing, pp. 45–53.
- Williamson, E.A., and Butynski, T.M. (2013b). *Gorilla gorilla* western gorilla. In *Mammals of Africa. Volume II. Primates*, ed. T.M. Butynski, J. Kingdon, and J. Kalina. London: Bloomsbury Publishing, pp. 39–45.

- Williamson, E.A. and Feistner, A.T.C. (2011). Habituating primates: processes, techniques, variables and ethics. In *Field and Laboratory Methods in Primatology: A Practical Guide*, 2nd edn, ed. J.M. Setchell and D.J. Curtis. Cambridge, UK: Cambridge University Press, pp. 33–49.
- Williamson, E.A., Maisels, F.G., and Groves, C.P. (2013). Hominidae. In *Handbook of the Mammals of the World. Volume 3. Primates*, ed. R.A. Mittermeier, A.B. Rylands, and D.E. Wilson. Barcelona: Lynx Edicions, pp. 792–843.
- Williamson, E.A., Tutin, C.E.G., and Fernandez, M. (1988). Western lowland gorillas feeding in streams and on savannas. *Primate Report*, 19, 29–34.
- Wilson, C.C., and Wilson, W.L. (1975). The influence of selective logging on primates and some other animals in East Kalimantan. *Folia Primatologica*, 23, 245–74.
- Wilson, D. and Dragusanu, R. (2008). *The Expanding Middle: The Exploding Middle Class and Falling Global Inequality. Global Economics Paper 170*. New York, NY: Goldman Sachs.
- Wilson, W.L. and Johns, A.D. (1982). Diversity and abundance of selected animal species in undisturbed forest, selectively logged forest and plantations East Kalimantan, Indonesia. *Biological Conservation*, 24, 205–18.
- Wilson, M.L., Kahlenberg, S.M., Wells, M., and Wrangham, R.W. (2012). Ecological and social factors affect the occurrence and outcomes of intergroup encounters in chimpanzees. *Animal Behaviour*, 83, 277–91.
- Wobber, V. and Hare, B. (2011). Psychological health of orphan bonobos and chimpanzees in African sanctuaries. *PLoS One*, 6, e17147.
- Wolf, C. (2009). *Rescuing Apes from Conflict Requires more Flexibility in CITES Bushmeat Crisis Task Force*. Available at: <http://www.bushmeat.org/node/86>. Accessed January 9, 2013.
- Woodcock, P., Edwards, D.P., Fayle, T.M., et al. (2011). The conservation value of South East Asia's highly degraded forests: evidence from leaf-litter ants. *Philosophical Transactions of the Royal Society Series B*, 366, 3256–64.
- Woodford, M.H., Butynski, T.M., and Karesh, W.B. (2002). Habituating the great apes: the disease risks. *Oryx*, 36, 153–60.
- World Bank (2008). *Assessment of the Central African Republic Mining Sector*. Newcastle-under-Lyme, UK: Wardell Armstrong LLP.
- World Bank (2010). *Central African Republic Country Environmental Analysis: Environmental Management for Sustainable Growth. Volume I. Main Report*. Washington DC: World Bank.
- World Bank (2011a). *OPCS Working Paper: Implementation of the World Bank's Indigenous Peoples' Policy: A Learning Review (FY2006–2009)*. Washington DC: World Bank.
- World Bank (2011b). *World Development Report 2011: Conflict, Security and Development*. Washington DC: World Bank.
- World Bank Group (2011). *The Inspection Panel: Panel Resolution and Mandate*. Available at: <http://web.worldbank.org/WBSITE/EXTERNAL/EXTINSPECTIONPANEL/0,,contentMDK:20173262~menuPK:64129254~pagePK:64129751~piPK:64128378~theSitePK:380794,00.html>. Accessed October 2013.
- World Rainforest Movement (1998). *Underlying Causes of Deforestation and Forest Degradation. Summary of Indonesian Case Study*. Indonesian Working Group on Underlying Causes of Deforestation and Forest Degradation. Available at: <http://www.wrm.org.uy/deforestation/Asia/Indonesia.html>. Accessed September 20, 2013.
- Wrangham, R.W. (1986). Ecology and social relationships in two species of chimpanzee. In *Ecological Aspects of Social Evolution: Birds and Mammals*, ed. D.I. Rubenstein and R.W. Wrangham. Princeton, NJ: Princeton University Press, pp. 352–78.
- Wrege, P.H., Rowland, E.D., Thompson, B.G., and Batruch, N. (2010). Use of acoustic tools to reveal otherwise cryptic responses of forest elephants to oil exploration. *Conservation Biology*, 24, 1578–85.
- WRI (2012). *Global Forest Watch/Forest Atlas of Cameroon*. Washington DC: World Resources Institute (WRI). Available at: <http://www.globalforestwatch.org/english/interactive.maps/index.htm>.
- Wright J.S. (2010). The future of tropical forests. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1195, 1–27.
- Wunder, S. (2003). *Oil Wealth and the Fate of the Forest. A Comparative Study of Eight Tropical Countries*. London: Routledge.
- WWF (2011). *Living Forest Report*. Gland, Switzerland: World Wide Fund for Nature (WWF).
- WWF (2013). *Bornean Orangutan Pongo pygmaeus pygmaeus*. Available at: http://www.wwf.or.id/en/about_wwf/whatwedo/forest_species/species/bornean_orangutan/. Accessed September 2013.
- WWF International (2008). *Indigenous Peoples and Conservation: WWF Statement of Principles*. Gland, Switzerland: WWF International. Available at: <http://www.worldwildlife.org/what/communityaction/people/partnering-with/guidelines.html>.
- Yamagiwa, J. (2003). Bushmeat poaching and the conservation crisis in Kahuzi Biega National Park, Democratic Republic of Congo. *Journal of Sustainable Forestry*, 16, 115–35.
- Yanuar, A. and Chivers, D.J. (2010). Impact of forest fragmentation on ranging and home range of siamang (*Symphalangus syndactylus*) and agile gibbons (*Hylobates agilis*). In *Indonesian Primates. Developments in Primatology: Progress and Prospects*, ed. S. Gursky-Doyen and J. Supriatna. New York, Heidelberg and London: Springer Science, pp. 97–119.
- Yerkes, R.M. (1943). *Chimpanzees; A Laboratory Colony*. New Haven, CT: Yale University Press.
- Zhou, J., Wei, F., Li, M., et al. (2008). Reproductive characters and mating behaviour of wild *Nomascus hainanus*. *International Journal of Primatology*, 29, 1037–46.
- Zimmerer, K.S. (2006). *Globalization and New Geographies of Conservation*. Chicago and London: University of Chicago Press.
- Zimmerman, B.L. and Kormos, C.F. (2012). Prospects for sustainable logging in tropical forests. *BioScience*, 62, 479–87.