

野生动物狩猎、贸易和狩猎持续性研究进展

李义明

(中国科学院动物研究所, 北京 100080)

摘要: 过度狩猎和过度贸易是当前生物多样性保护面临的重大挑战。虎骨和犀牛角贸易、东南亚一带的活野生动物非法狩猎和贸易、俄国远东地区及中俄边境野生动物产品非法贸易、热带地区的野生动物狩猎和丛林肉食贸易以及喜马拉雅区域的野生动物非法贸易正严重威胁着全球的野生动物资源。提倡狩猎持续性是解决过度贸易和过度捕杀的途径之一。在众多的狩猎持续性模型中,“狩猎动物避难所模型”和“空间控制模型”提倡在狩猎区建保护区,有广泛的应用前景。了解偷猎动态和特征及其对濒危动物种群的影响,协调传统医药和野生动物保护间的关系,控制边境地区的野生动物非法狩猎和贸易,以及在保护实践中运用狩猎持续性模型是未来保护关注的焦点。野生动物非法狩猎和非法贸易严重威胁着我国的生物多样性保护和持续利用,但相关的研究却比较少。建议建立野生动物捕杀和贸易的监测机构,加强相关的立法、执法和保护区管理,开展野生动物捕杀和贸易研究。

关键词: 狩猎, 野生动物贸易, 狩猎持续性

中图分类号: Q16 S863

文献标识码: B

文章编号: 1005-0094(2001)04-0414-08

Advances in game hunting, wildlife trade and hunting sustainability

LI Yi-Ming

Institute of Zoology, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100080

Abstract: Over-hunting and over-trade in wildlife and its products are big challenges to biodiversity conservation throughout the world. Globally, the trade in tiger bone and rhinoceros horn, illegal trade in live wildlife in Southeast Asia, trade in wildlife products in Russian Far East and across Sino-Russia border, tropical bush meat hunting and trade, and illegal trade in wildlife products in Himalayan region, are increasingly threatening wildlife resources in the world. Advocating hunting sustainability is one of the approaches to resolving the problems of over-hunting and over-trade. In models for hunting sustainability, “the model of game refugia” and “the spatial control approach” which suggest to set aside reserves in hunted areas, will have good prospects in conservation practice. The future directions in conservation related to game hunting and wildlife trade include: to understand poaching dynamics and characteristic and its effects on populations of endangered animals, to harmonize relationship between traditional medicine and wildlife conservation, to control illegal hunting and illegal trade in wildlife and its products across border between countries and to apply hunting sustainability models in conservation practice. The over-hunting and over-trade in wildlife and its products have seriously threatened China's biodiversity and its sustainable use, but little information related is available. It is needed for establishing the working agency for monitoring wildlife hunting and wildlife trade, and improving legislation and its enforcement for conservation related and management of nature reserves, and strengthening research on wildlife hunting and wildlife trade in China.

Key words: hunting, wildlife trade, hunting sustainability

1 引言

野生动物狩猎和贸易是野生动物利用的重要组

成部分(Eltringham, 1984)。人类狩猎野生动物的历史可以追溯到几十万年前的早期人类社会。当时,

狩猎是人类获得动物蛋白质的主要方式。现代的热带丛林部落仍然保留着这个传统(Robinson & Bodmer, 1999 ;Novano et al. , 2000)。尽管传统的狩猎方式有时会导致局部的野生动物绝迹,但大多数地方的野生动物资源长期处于可持续利用状态。野生动物贸易是狩猎的主要动力之一,猎人通过到市场上交换猎物以获得经济来源。远离野生动物分布区的人们通过市场间接地获得野生动物及相关的产品作为食物、药物、宠物等。随着人口的增加和经济的全球化,野生动物及其产品贸易日益国际化,野生动物的需求量急剧增加,再加上现代狩猎工具的使用(Noss, 1998),提高了捕杀野生动物的效率,使野生动物的生存受到严重威胁。过度狩猎和过度贸易,结合栖息地破坏、外来种入侵和次级绝灭,已成为导致全球生物多样性下降的主要因素(McNeely et al. , 1990)。

由于野生动物狩猎和贸易涉及到复杂的政治、经济、社会和环境问题(Caughley, 1977 ;Eltringham, 1984 ;Guo et al. , 1997 ;Li & Li, 1998 ;WWF, 1990 ;Mclean et al. , 1999 ;Robinson & Bodmer, 1999 ;Li et al. , 2000),防止其过度利用受到了国际上的广泛关注。主要的控制手段有两种:一是通过法律手段控制市场上非法贸易和濒危动物的非法捕杀,从宏观上寻找持续贸易和狩猎的途径;另一种是考虑当地居民的利益,寻找持续狩猎的方法。本文主要回顾野生动物狩猎和贸易方面的研究进展,探讨我国在该领域的发展方向。

2 野生动物狩猎和贸易现状

为了野生动物贸易能够持续发展,各国制定了相应的野生动物保护法规,禁止濒危动物的捕杀和贸易,对一些受到绝灭威胁的物种限制其贸易量,以防止因狩猎和贸易对野生动植物生存和持续利用造成威胁。国际上于 1975 年签署了《濒危野生动植物种国际贸易公约(CITES)》,CITES 公约的目的是通过国际贸易措施来控制野生动植物过度利用,从而保护生物多样性。该公约有 3 个附录: I、II、III。列入附录 I 的物种是严格禁止贸易的,列入附录 II 和附录 III 的物种能进行有限额和条件的国际贸易。我国于 1981 年加入该公约。尽管许多国家加入了该公约,野生动物非法狩猎和野生动物走私在世界各地仍非常猖獗,继续威胁着野生动植物的生存。

2.1 虎骨和犀牛角贸易

虎骨和犀牛角及其他产品的贸易和走私已严重威胁到老虎和犀牛的生存(Mulliken & Haywood, 1994)。老虎和犀牛于 1978 年和 1987 年分别被列入 CITES 附录 I。目前中国大约有 20 只野生东北虎和 30 ~ 80 只野生华南虎(马逸清, 1998 ;Tilson et al. , 1997)。虎种群下降的主要原因是日本、韩国、新加坡等国以及中国大陆、中国台湾、香港和澳门等地区传统医药对虎骨和虎的其他器官的利用。另一个原因是我国 20 世纪 50 ~ 70 年代许多地方把老虎作为害兽加以捕杀。例如,从 1950 ~ 1979 年,黑龙江省有 96 只东北虎被捕杀(Li et al. , 2000), 1967 年 ~ 1978 年吉林省有 24 只东北虎被狩猎。仅 1956 年全国收购虎皮 1750 张(马逸清, 1998),在 1977 年以前的 30 年中共有 3000 余只虎被捕杀。犀牛因过度捕杀,在我国已绝迹。为有效地执行公约,我国人民代表大会于 1993 年 12 月 1 日发出通告,全面禁止虎骨和犀牛角及其产品的贸易。近几年,虎骨、犀牛角及产品的贸易已停止(Guo et al. , 1997 ;Mills 1997 ;Li & Li, 1998)。杜绝虎骨、犀牛角及产品的贸易消除了非法捕杀犀牛和老虎的市场动力,非法狩猎减少了,犀牛种群和老虎种群在部分国家和地区得到一定程度的恢复,但老虎的非法偷猎仍没有明显下降(Johnson & Johnson, 2000),继续威胁着野生老虎的生存。

2.2 东南亚一带的活野生动物非法狩猎和贸易

这是目前国际上关注的焦点(Nash, 1993 ;Li & Li, 1996 ;Li & Li, 1997a, b ;Li & Li, 1998 ;Compton, 2000 ;Martin & Phipps, 1996 ;Martin, 1997 ;Altherr & Freyer, 2000 ;杨清等, 2000)。

东南亚一带的野生动物非法贸易的特点是活体贸易,贸易的野生动物主要作为食用和药用(Li & Li, 1998)。1989 年以后,东南亚地区的野生动物非法贸易开始活跃起来(Li & Li, 1998)。除了本国消费外,缅甸、柬埔寨、老挝和越南的野生动物经中越边境进入我国的广西和云南(Li & Li, 1996 ;Li & Li, 1997a, b ;Li & Li, 1998),然后流入十几个省份,甚至北京和上海市场上也有来自越南非法贸易的野生动物,但大部分流入经济发达的广东省以及香港和澳门。一个国际性的野生动物非法贸易网络已经形成。根据不完全统计(Li & Li, 1998),贸易的物种有 55 种,许多是 CITES 附录 I 和附录 II 的物种。

每天有 2~30 t 的野生动物活体运入我国,其中龟鳖类占总贸易量的 60% 以上(Li & Li, 1998),爬行动物约占总贸易量的 88%。中老边境野生动植物非法贸易量也很大(杨清等, 2000)。野生动物非法贸易已导致许多野生动物资源的过度利用,东南亚一带超过半数的淡水龟处于濒危状态。目前,南美一些国家的野生淡水龟类也走私到我国南部省份(Atherr & Freyer, 2000)。我国政府和越南政府为控制野生动物走私做了大量的工作,已举办了两次双边控制会议,取得了一些成绩。但因该贸易涉及到复杂的社会、政治、经济和法律体制问题,完全的控制仍需要很大努力。

2.3 俄国远东地区及中俄边境野生动物产品非法贸易

远东及中俄边境的野生动物产品非法贸易始于苏联解体后,政治动乱、经济衰退和野生动物产品需求增加,再加上国际关系的改变和边境控制变弱(TRAFFIC international, 1994),促使这一地区的野生动物非法贸易活跃起来。主要特征是俄国的野生动物产品大量的非法走私到中国、日本、韩国、马来西亚、泰国、越南及其他亚洲国家(Chan, 1995a)。主要贸易种类有赛加羚羊角、虎骨和虎皮、熊胆、麝香、鹿尾、鹿茸、鹿角和海豹鞭(TRAFFIC international, 1994)。根据作者调查,海豹皮的贸易量也比较大(未发表资料)。其中赛加羚羊(*Saiga tatarica*)角的贸易受到极大关注(Chan, 1995a, b; Maksimuk & Zhirnov, 1995; Nash, 1995)。赛加羚羊角在中药中广泛使用,有清热祛火的作用。赛加羚羊的非法狩猎已导致该物种种群的快速下降,促使 CITES 公约国大会于 1994 年把该物种从附录 III 提升至附录 II。同时麝香、虎骨、鹿茸和熊胆的贸易正威胁着远东地区许多濒危动物的生存。作者于 1995 年 10 月~11 月对中俄边境市场的调查显示(未发表资料),羚羊角及其他濒危动物产品的贸易仍存在。中俄政府为控制该非法贸易已举行了一次双边会议。

2.4 热带地区的野生动物狩猎和肉食贸易

热带丛林部落的主要肉类蛋白质来源于狩猎野生动物,甚至在当地的许多较大城市,很多人仍喜食来自热带森林的野生动物(Robinson & Bodmer, 1999)。野生动物狩猎广泛地发生在非洲的肯尼亚(Fitzgibbon et al., 1995)、赤道几内亚(Fa et al., 1995)、喀麦隆(Muchaal & Gandjui, 1999)、中非

(Noss, 1998)以及南美洲巴西的亚马逊地区(Peres, 1990)和巴拉圭(Hill et al., 1997)等热带国家。在这些国家,原始的狩猎方式持续了数万年。人口增加和狩猎工具的改进使许多地区的狩猎变得不可持续(Robinson & Bodmer, 1999)。许多灵长类动物和有蹄类动物在狩猎区的密度已大大低于保护区内,甚至绝迹。许多森林已变成了“空森林(empty forest)”。在菲律宾和西非的热带森林狩猎更严重(Robinson & Bodmer, 1999)。在印度尼西亚和马来西亚,狩猎仍在进行。狩猎的种类和数量都是巨大的。大于 1 kg 重的动物均遭到狩猎,有时小于 1 kg 重的动物亦被捕杀。Peres(1999)估计,巴西整个亚马逊森林一年消费 960 万~2350 万只哺乳动物、鸟类和爬行动物,相当于 6700 万~1 亿 6400 万公斤野生动物肉食。在中非的刚果平原,每年丛林野生动物消费量超过 10 亿公斤(Robinson & Bodmer, 1999)。

2.5 喜马拉雅区域野生动物产品的非法贸易

喜马拉雅区域是世界上生物多样性最丰富的地区之一,我国的许多特有动物分布在这一区域。当地人以传统的方式利用野生动物资源。但最近 20 年,随着我国的改革开放和经济发展,野生动物非法贸易开始猖獗起来(Wang & Li, 1998)。这一地区野生动物非法贸易的主要特点是我国的资源被走私出国。20 世纪 80 年代中期,国宝大熊猫(*Ailuropoda melanoleuca*)的皮张走私到香港和台湾,然后到西方国家(Li et al., 2000)。我国政府严厉打击偷猎和非法贸易,估计每年平均有超过 4 张大熊猫皮被没收,数以百计的非法偷猎者和皮张倒卖者被绳之以法。从 90 代开始,阿拉伯国家的一些不法商人在甘肃、新疆和青海等地非法捕杀国家二类保护动物猎隼(*Falco cherrug*),走私到中东地区。该走私活动已造成我国猎隼种群密度急剧下降,在有些地区已绝迹。我国政府已没收非法商人贩运的猎隼 1000 余只(Li et al., 2000)。藏羚羊(*Pantholops hodgsoni*)毛的非法贸易更是令人触目惊心。藏羚羊是国家一类保护动物。藏羚羊毛是“羊毛之王”,在西方国家是高档消费品。据国家林业局估计,自 1990 年开始,每年捕杀的藏羚羊约 20 000 只(China Bureau of Forestry, 1999)。藏羚羊毛经尼泊尔走私到印度,然后到西方国家。藏羚羊毛的非法贸易已造成其种群严重下降(杨奇森,冯祚建, 1998)。

3 持续狩猎模型

除了用公约和法律手段保证野生动物贸易和狩猎的持续性外,结合当地人的利益寻找狩猎持续性的途径,正受到越来越多的关注。国际上已提出两类持续狩猎模型:一类是经典的以种群增长模型为基础的最大持续产量模型。这类方法主要发展于1980年以前,适合于参数比较齐全的种群。方法是通过种群数量 N , 环境容纳量 K 和内禀增长率 R_m 来估计最大持续产量 MSY (maximum sustainable yield) (Caughley, 1977)。其缺点是需要较多的种群参数,而准确地估计 N 和 K 是非常困难的,因此这类模型在实践中很难使用。另一类适合于其生态学不太被了解的种群。20世纪80年代末以来,国际上对热带地区丛林狩猎方式进行了大量研究,发展了一些评估狩猎能否持续的模型。这类模型所用的种群参数很少,因而比较实用。

3.1 经典的持续产量模型

估计未狩猎种群的 MSY 的方法是:在数年内每年捕杀一定数量的个体 C (小于 MSY) (Eltringham, 1984), 在第一次捕杀前和每次捕杀后需要统计种群数量 N , 计算

$$\log_e(N_{t+1}) / (N_t - C)$$

这里 N_t 是 t_0 年的数量。该公式的值与 N_t 作图, 在 y 轴上的截距就是 R_m 。最大持续产量为:

$$MSY = R_m K / 4 \quad (1)$$

已捕杀种群的 MSY 有许多估计方法 (Eltringham, 1984)。可以从以前的捕杀量 H , 捕杀时的种群大小 N 和环境容纳量 K 估计出 R_m :

$$R_m = KH / (K - N) \quad (2)$$

然后用式(1)估计出 MSY 。该方法的缺点是每年的 H 是不同的, 因而 MSY 亦经常变化。也可以通过 Leslie 矩阵模型估计出与 MSY 接近的收获量 H :

$$H = 100\% (\lambda - 1) / \lambda \quad (3)$$

λ 是主特征值 (dominant eigenvalue)。该方法的缺点是很难精确地估计年龄结构 (Eltringham, 1984)。另外还有从相互作用模型 (interactive models)、产量和捕杀努力 (effort) 间的关系以及逻辑斯谛曲线等多种方法估计 MSY (Eltringham, 1984)。

3.2 现代的最大持续产量模型

3.2.1 生产量模型 (production model) Robinson & Redford (1991) 提出在种群密度、种群结构

和狩猎对种群结构影响等信息缺乏的情况下物种的收获持续性模型。具体方法是:先计算一个种群的最大可能产量, 然后把它与实际的收获量比较, 就能知道该收获量是否是可持续的。该模型假定生产量是密度依赖的, 当种群密度达到 $0.6K$ 时生产量达到最大。 K 是未狩猎情况下种群的密度。假定种群结构稳定, 最大生产量:

$$P_{\max} = (\lambda_{\max} - 1) 0.6K \quad (4)$$

这里 λ_{\max} 是最大周限增长率 (maximum finite rate of increase), 是自然内禀增长率 (e^{λ}) 的指数。内禀增长率可以通过 Cole's 方程估计 (Robinson & Redford, 1991):

$$1 = e^{-\lambda_{\max}} + e^{-\lambda_{\max}(a)} - be^{-\lambda_{\max}(w+1)} \quad (5)$$

这里 a 和 w 是第一次繁殖和最后一次繁殖的年龄, b 是雌性个体繁殖新生个体的年繁殖率。大多数森林狩猎动物的繁殖参数可以从圈养动物中得到。公式(5)假定成体没有死亡率。为估计能收获的比例, Robinson & Redford (1991) 建议用一个物种的平均寿命作为未狩猎情况下个体死亡数量的指标。他们提出对极短寿命物种 (最大繁殖年龄小于5年) 收获可以取生产量的0.6, 对短寿命物种 (最大繁殖年龄5~10年) 为0.4, 长寿命物种 (最大繁殖年龄大于10年) 为0.2。 λ_{\max} 因素 f_{RR} (0.6, 0.4 和 0.2) 而改变种群的有效增长率 λ_{RR} 为:

$$\lambda_{RR} = 1 + (\lambda_{\max} - 1) f_{RR} \quad (6)$$

狩猎者最大可能的生产量为:

$$P_{RR} = (\lambda_{RR} - 1) 0.6K \quad (7)$$

f_{RR} 是特定的。Slade et al. (1998) 提出根据更真实的成年存活率数据估计 λ_{RR} 的方法。种群每年可持续收获的最大比例可直接由种群增长率估计出:

$$\text{种群每年可持续收获的最大比例} = (\lambda_{RR} - 1) \times 100 \quad (8)$$

该方法已用于估计热带森林哺乳动物的最大可能收获量 (Fa et al., 1995; Fitzgibbon et al., 1995; Noss, 1998; Alvard et al., 1997)。Robinson & Bodmer (1999) 计算出29种非洲热带森林哺乳动物每年可持续收获的最大比例。他们发现, 同一类群内不同物种的每年可持续收获的最大比例相差很大。两种食虫类的最大比例为34%~70%, 4种啮齿类为13%~55%, 9种灵长类动物最低, 比例在1%~4%之间, 14种有蹄类为5%~25%。对比目前已发表的实际收获比例, 他们发现8种灵长类动物和13

种有蹄类动物已过度利用。

3.2.2 收获量模型 (harvest model) 对于出生率已知和种群有关参数已知的物种, Bodmer (1994)、Robinson & Bodmer (1999) 用直接收获模型评估狩猎的持续性。每年的生产量(个体数/km²):

$$P = (0.5D) \times (Y \times g) \quad (9)$$

这里 Y 是每个雌体产生年幼个体的数量, g 是每年平均世代数, D 是种群密度。种群是否过度收获可以通过比较实际的收获量和生产量来确定。可持续收获的生产量比例用上述生产量模型相同的标准, 即极短寿命为 60%, 短寿命为 40%, 而长寿命为 20%。Bodmer (1994) 用该模型估计南美洲秘鲁獾 (*Tapirus terrestris*) 种群的捕杀情况, 认为该物种已过度捕杀。

生产量模型和收获量模型有两个基本假设: 1) 种群增长率、生产量和潜在收获量是密度依赖的; 2) 种群是封闭的, 个体不能从相邻区域迁入。

3.2.3 狩猎动物庇护所模型 (model of game refugia) 周围未狩猎区的个体扩散可能对狩猎区物种的狩猎持续性产生重要影响。上述模型因没有考虑扩散效应而可能会导致错误的预测 (Novaro et al., 2000)。以南美新热带区的獾种群为例, 应用 Robinson & Redford (1991) 和 Bodmer (1994) 的模型估计獾的狩猎量已超过了最大持续量。在这个狩猎量下, 獾种群在当地几年内就会绝迹, 但事实上獾种群在许多地点仍然存在 (Novaro et al., 2000), 主要原因是个体从周围未狩猎地区迁入了狩猎区。因此, 如何考虑个体迁入及狩猎区和未狩猎区的空间设置和配比, 将会影响到持续狩猎量的制定。避难所模型的基本思路是在狩猎区建立保护区, 被保护的区域是狩猎动物的源种群 (source population), 而狩猎区的种群经常处于下降状态, 是汇种群 (sink population)。不过狩猎区经常会有源种群的个体迁入, 以补充狩猎区下降的种群。所以, 该模型也称狩猎动物源模型 (model of game source) (Novaro et al., 2000)。

Joshi & Gadgil (1991) 提出一个模型来估计某一物种狩猎区需要建立保护区的最小比例 (α):

$$\alpha = 1/\lambda_{\max} \quad (10)$$

λ_{\max} 是最大离散增长率。在狩猎区所有个体均被捕杀情况下, 保护 α 比例的保护区能防止该物种种群下降。该模型假定保护区和狩猎区完全混合。

Joshi & Gadgil (1991) 的模型是确定性模型。Novaro et al. (2000) 修改了该模型, 考虑了环境随机性和统计随机性的影响。新热带区许多狩猎动物的增长率 λ_{\max} 缺乏时间序列数据, 只能用小样本估计 λ_{\max} 的值。 λ_{\max} 的标准差可以作为 λ_{\max} 随机变异的初步测度。假定 λ_{\max} 符合正态分布, 则在狩猎区建立保护区, 确保 95% 概率的最小比例为:

$$\alpha = 1/(\lambda_{\max} \pm 1.96SD) \quad (11)$$

在完全混合情况下, 最大收获的比例为 $\alpha = 2/(\lambda_{\max} \pm 1.96SD)$ 。但大多数物种的保护区与狩猎区不完全混合, 持续产量应该低于最大产量。建立许多小保护区比建立一个保护区能允许个体更好地扩散和混合。但这需要考虑每个小保护区面积。如果每个小保护区的面积太小, 小保护区内种群就不能长期存活, 这反过来会影响到最大收获比例。

Novaro et al. (2000) 用该公式估计了秘鲁亚马逊地区防止 16 种主要狩猎哺乳类种群下降所需保护区的最小比例。两种西貪最小比例为 22% ~ 61%, 两种南美小鹿为 47% ~ 95%, 獾为 63% ~ 100%; 黑刺豚鼠 (*Dasyprocta pratti*) 为 26% ~ 47%, 长尾刺豚鼠 (*Myoprocta pratti*) 18% ~ 34%, 9 种猴类为 61% ~ 100%, 其中低地獾、绒毛猴 (*Lagothrix lagothrix*)、卷尾猴 (*Cebus apella*)、白额卷尾猴 (*Cebus albifrons*)、红脸蛛猴 (*Ateles paniscus*) 和 2 种松鼠猴 (*Saimiri sciureus* 和 *S. boliviensis*) 等 7 种兽已过度狩猎。

3.2.4 空间控制法 (spatial control) McCullough (1996) 提出用空间控制的方法求最大持续产量。该方法假定种群在空间上是连续分布的。可以把种群在空间上分成一系列栅格状的小方块, 每一方块是一个可存活的种群。少数栅格先对狩猎开放, 而其他的栅格却被保护。猎人可以捕杀开放栅格内的部分或全部狩猎动物。如果开放栅格内所有的个体均被捕杀, 以后的狩猎将主要依靠从相邻的被保护的栅格迁入的个体。如果部分个体被狩猎, 以后的收获主要由狩猎栅格繁殖的个体和从相邻的被保护栅格迁入的个体组成。几年以后, 年收获量趋于稳定。一旦收获量稳定, 更多的栅格可以对狩猎开放, 而其余的仍被保护。如果开放的栅格很少, 收获量会增加, 过一段时间后, 收获量会再次趋于稳定。重复这个过程, 逐步增加开放栅格的比例, 降低被保护栅格的比例。当收获量下降时可以减少开放的栅格

数量,以恢复收获量。最终通过调整对狩猎开放的栅格数,可以获得最高的稳定收获量,即最大持续产量。

McCullough(1996)的空间控制法避免了种群因过度利用而对种群的危害,同时该方法与上述的几种方法不同,它不需要种群的动态参数。该方法与异质种群(metapopulation)收获法亦不同,异质种群的收获对绝灭后再定居的扩散有负面影响。

4 展望和建议

4.1 展望

目前国际上对濒危动物的偷猎过程研究还很少。由于偷猎是违法的,直接调查偷猎是非常困难和危险的。目前偷猎研究主要有2个数据来源:一是根据没收的数据,二是市场调查。因为这2种数据都是间接的,严重低估了实际的偷猎数量,很难判断猎物的来源。最近DNA分子生物学技术为确定猎物的来源提供了准确的方法。已有人把该技术用于确定捕杀鲸鱼的来源(Baker & Palumbi, 1994; Phipps, 1998)。另外还可以把传感器置于动物体内,通过卫星接受信号,确定濒危动物的贸易路线和市场,为科学地控制非法贸易提供信息。

了解偷猎特征有助于准确地理解偷猎对种群影响的真实过程。偷猎对濒危动物生存有重要影响。濒危动物通常是小种群,偷猎很少的个体就可能影响到种群存活。已有人用种群生存力分析(PVA)模型估计偷猎对虎和大熊猫的生存力的影响(Kennedy et al., 1995; Zhou & Pan, 1997)。但这些模型隐含了一个基本假设,即偷猎是确定性过程。在某些情况下,该假设可能反映了真实的偷猎过程,但该假设还没有得到验证。偷猎很可能是随机过程,原因是非法市场在很大程度上对其起重要影响。另外,偷猎者在偷猎过程中无法控制能偷猎多少猎物、猎物的年龄和性别。

如何协调传统医药和野生动物保护的关系是生物多样性持续利用面临的重大挑战。传统医药对野生动物的利用关系到人类的持续健康,同时也关系到生态环境和资源保护以及传统医药文化的保护。在发达国家超过50%的人,在发展中国家有超过80%甚至更高比例的人依靠传统医药维持其健康(WWF, 1990)。而有关研究则比较少。我们对传统医药利用野生动物的数量,传统医药对野生动物

生存的影响以及持续利用的模式仍不清楚。我国是传统医药发达的国家,但这方面的持续利用研究尚少(李义明,李典谟,1997;Guo et al., 1997)。已知传统医药对虎骨的利用是导致老虎濒危的主要原因(Mills, 1997),麝香和鹿茸的非法贸易是鹿科动物和麝类种群下降和濒危的主要因素(盛和林,1998;胡锦涛,1998)。

许多国家的边境地区往往是不发达地区,再加上相邻国家政治、经济和野生动物保护法的差异,促使边境地区的野生动物非法狩猎和贸易特别猖獗,控制非法狩猎和贸易也特别困难。中越边境、中俄边境以及中国与喜马拉雅地区其他国家的野生动物非法贸易就是这种情况。控制这种非法贸易不但需要获得有效的非法狩猎和贸易信息,而且需要两国和多国的协商和共同努力。

解决非法捕杀和贸易的一个有效途径是提倡持续狩猎。收获量模型和生产量模型在保护应用中有2个基本困难:其一,需要的种群参数仍太多(McCullough, 1996; Novaro et al., 2000)。获得种群的参数需要许多时间,获得准确的种群参数尤为困难,而种群参数不准确可能会影响到模型的准确性。其二,狩猎动物对过度狩猎十分敏感,稍一过度利用就会造成种群的快速下降,这就是为什么最大持续利用模型即使在野生动物管理很好的发达国家也很难使用的原因(McCullough, 1996)。狩猎持续性的避难所模型和空间控制模型提倡在狩猎区建立保护区,让狩猎者参与到保护中去(McCullough, 1996; Novaro et al., 2000),让他们理解建立避难所和狩猎动物持续利用是为了他们狩猎能维持最大持续产量,因而有广泛的应用前景。同时这两种模型需要的参数很少,便于在保护实践中应用。这2个模型为建立狩猎保护区提供了科学依据。

4.2 建议

我国在野生动物狩猎、贸易和持续利用方面研究十分薄弱(李义明,李典谟,1995;章克家,王小明,2000;Guo et al., 1997)。有关狩猎的种类、数量和市场信息很缺乏,因而无法检验与此相关的保护法是否达到了保护效果?一些濒危物种是否受到偷猎的威胁?常见物种是否利用过度?而对狩猎在生物多样性保护中的作用和持续狩猎问题更缺乏研究。根据不完全的信息来看,我国野生动物的非法狩猎和贸易十分严重,绝大多数物种狩猎过度(Li et

al., 2000) 并且过度狩猎已影响到局部地区的经济发展。因此,如何持续地利用野生动物资源是我国当前和今后的一项重要研究课题。

1) 建立野生动物捕杀和贸易的监测机构。监测是了解野生动物捕杀和贸易的有效途径。为有效地实施 CITES 公约, CITES 成员国组织建立了 TRAFFIC (Trade Records Analysis of Flora and Fauna in Commerce) 机构, 以监测国家间野生动物贸易的动态和 CITES 公约的执行情况, 发布野生动物持续利用的信息。TRAFFIC 分支机构遍布世界许多国家和地区。我国的台湾和香港有分支机构, 我国周边国家俄国、日本和马来西亚也有相应的分支机构。虽然我国大陆面积广大, 野生动物捕杀十分严重, 野生动物贸易十分普遍, 然而政府和民间均没有设立相应的专门机构。建立野生动物贸易调查和监测机构的目的是监测我国重点保护动植物的贸易情况以及我国与其他国家 CITES 附录物种的贸易情况, 调查非法捕杀和非法贸易及走私状况, 收集常见物种的野生动物贸易信息, 向国家有关部门提供准确和科学的信息和保护建议, 开展野生动物保护宣传和教育工作。

2) 加强立法、执法和管理工作。我国野生动物非法贸易比较猖獗的原因之一是相应的保护立法有待完善。对许多涉及国家重点保护动物的非法贸易缺乏有效的法律约束。部分执法部门间仍存在权限不明确的现象。执法部门没有有效的监督机制, 因而无法判断执法的效果和力度。许多保护区的设施和管理也不完善, 有待进一步加强。

3) 开展捕杀和野生动物贸易研究。研究重点包括: 开展捕杀和贸易历史和效应研究, 寻找物种受威胁的原因; 研究捕杀和贸易与当地居民传统文化、宗教、经济和生活的关系, 探索持续发展和狩猎持续性的途径; 研究相关的保护法的保护效果, 保护法在执法过程中存在的问题以及国内保护法与国际有关公约的差异, 以完善控制非法捕杀和非法贸易的法律体系。同时要加强传统医药的持续利用研究。

参考文献

胡锦涛, 1998. 马鹿. 见: 汪松(主编), 中国濒危动物红皮书: 兽类. 北京: 科学出版社, 257 ~ 260
李义明, 李典谟, 1997. 广西野生动物贸易初步研究. 见: 中国环境与发展国际合作委员会(编), 保护中国的生物多样性. 北京: 中国环境科学出版社, 112 ~ 158

李义明, 李典谟, 1995. 舟山群岛四种兽人为捕杀活动的初步研究. 生物多样性, 3(2): 79 ~ 83
马逸清, 1998. 虎. 见: 汪松(主编), 中国濒危动物红皮书: 兽类. 北京: 科学出版社, 119 ~ 125
盛和林, 1998. 原麝. 见: 汪松(主编), 中国濒危动物红皮书: 兽类. 北京: 科学出版社, 231 ~ 249
杨奇森, 冯祚建, 1998. 藏羚. 见: 汪松(主编), 中国濒危动物红皮书: 兽类... 北京: 科学出版社, 341 ~ 344
杨清, 陈进, 白志林, 邓晓保, 刘志秋, 2000. 中国、老挝野生动物边境贸易现状及加强管理的建议. 生物多样性, 8(3): 284 ~ 296
章克家, 王小明, 2000. 四川藏族地区藏传佛教与野生动物保护的关系初探. 生物多样性, 8(3): 314 ~ 316
Alvard M, Robinson J, Redford K H and Kaplan H, 1997. The sustainability of subsistence hunting in Neotropics. *Conservation Biology*, 11: 977 ~ 982
Atherr S and Freyer D, 2000. The decline of Asian turtles. *Prowildlife* 2000
Baker C S and Palumbi S R, 1994. Which whales are hunted? a molecular genetic approach to monitoring whaling. *Science*, 265: 1538 ~ 1539
Bodmer R E, 1994. Managing wildlife with local communities in the Peruvian Amazon: the case of the Reserva Comunal Tamshiyacutahuayo. In: Western D, Wright M and Strum S (eds.), *Natural Connections: Perspectives in Community-based Conservation*. Washington D C: Island Press, 113 ~ 133
Caughley G, 1977. *Analysis of Vertebrate Population*. Wiley, Chichester
Chan S, 1995a. A survey of markets for Saiga horns in East and Southeast Asia. In: S V Nash (ed.), *From Steppe To Store: The Trade in Saiga Antelope Horn (TRAFFIC NETWORK)*. Cambridge: TRAFFIC International, 32 ~ 41
Chan S, 1995b. The use of Saiga antelope horn in Chinese medicine. In: Nash S V, (ed.), *From Steppe To Store: The Trade in Saiga Antelope Horn (TRAFFIC NETWORK)*. Cambridge: TRAFFIC International, 3 ~ 16
China Bureau of Forestry, 1999. Status of Tibetan antelope. *Chinese Wildlife*, (2): 2 ~ 3
Compton J, 2000. TRAFFIC analyses wildlife trade dynamics in Vietnam. *TRAFFIC Dispatches*, 14: 12 ~ 13
Eltringham S K, 1984. *Wildlife Resources and Economic Development*. Chichester: John Wiley & Sons
Fa J E, Juste J, Val J P and Castroviejo A, 1995. Impact of market poaching on mammal species in Equatorial Guinea. *Conservation Biology*, 9(5): 1107 ~ 1115
Fitzgibbon C D, Mogaka H and Fanshawe J H, 1995. Subsistence poaching in Arabuko-Sokoke forest, Kenya and its effects on mammal populations. *Conservation Biology*, 9(5): 1116 ~ 1126
Guo Y F, Zou X Y, Chen Y, Wang D and Wang S, 1997. Sustainability of wildlife use in traditional Chinese medicine. In: Mackinnon J and Wang S (eds.), *Conserving China's Biodiversity: Reports of the Biodiversity Working Group (BWG)*, China Council for International Cooperation on Environment and Development (CCICED) (1992 ~ 1996). Beijing: China Environment Science Press, 190 ~ 220
Hill K, J Padwe, C Bejyvgi, A Bepurangi, F Jakugi, R

- Tykuarangi and T Tykuarangi, 1997. Impacts of poaching on large vertebrates in the Mbaracayu reserve, Paraguay. *Conservation Biology*, **11**(6): 1339 ~ 1353
- Johnson and Johnson, 2000. Far from a cure: tiger trade revised. *TRAFFIC Dispatches*, **14**: 2
- Joshi N V and Gadgil M, 1991. On the role of refugia in promoting prudent use of biological resources. *Theoretical Population*, **40**: 211 ~ 229
- Kenney J S, Smith J L D, Starfeied A M and Mcdougal C W, 1995. The long-term effects of tiger poaching on population viability. *Conservation Biology*, **9**(5): 1127 ~ 1133
- Li Y M and Li D M, 1996. A preliminary investigation on the status of the wildlife trade in Guangxi. *Chinese Biodiversity*, **4**(supplement): 57 ~ 63
- Li Y M and Li D M, 1997a. The investigation on live wildlife trade across Guangxi borders between China and Vietnam. In: Mackinnon J and Wang S (eds.), *Conserving China's Biodiversity: Reports of the Biodiversity Working Group* (BWG), China Council for International Cooperation on Environment and Development (CCICED) (1992 ~ 1996). Beijing: China Environment Science Press, 118 ~ 127 (in Chinese)
- Li Y M and Li D M, 1997b. Status and strategies for control of live wildlife trade across the Sino-Vietnam border. In: Mackinnon J and Wang S (eds.), *Conserving China's Biodiversity: Reports of the Biodiversity Working Group* (BWG), China Council for International Cooperation on Environment and Development (CCICED) (1992 ~ 1996). Beijing: China Environment Science Press, 128 ~ 140 (in Chinese)
- Li Y M and Li D M, 1998. The dynamics of trade in live wildlife across the Guangxi border between China and Vietnam during 1993 ~ 1996 and its control strategies. *Biodiversity and Conservation*, **7**: 895 ~ 914
- Li Y M, Z X Gao, Li X H, S Wang and Niemel J, 2000. The illegal wildlife trade in Himalayan region of China. *Biodiversity and Conservation*, **9**: 1 ~ 18
- Makswimuk A V and Zhirnov L V, 1995. Status and commercial harvesting of Saiga Antelope in Central Asia. In: Nash (ed.), *From Steppe To Store: The Trade in Saiga Antelope Horn* (TRAFFIC NETWORK). Cambridge: TRAFFIC International, 17 ~ 31
- Martin E B, 1997. Wildlife products for sale in Myanmar. *TRAFFIC Bulletin*, **17**: 33 ~ 44
- Martin E B and Phipps M, 1996. A review of the wild animal trade in Cambodia. *TRAFFIC Bulletin*, **16**(2): 45 ~ 60
- McCullough D R, 1996. Spatially structured populations and harvest theory. *Journal of Wildlife Management*, **60**(1): 1 ~ 9
- Mclean I F G, Wight A D, Williams G, 1999. The role of legislation in conserving Europe's threatened species. *Conservation Biology*, **13**: 966 ~ 969
- McNeely J A, Miller K R, Reid W V, Mittermeier R A and Werner T B. 1990. Conserving the world's biological diversity. IUCN, Gland, Switzerland
- Mills J A, 1997. Rhinoceros horn and tiger bone in China. *TRAFFIC International*
- Muchaal P K and Gandjui G N, 1999. Impact of village poaching on wildlife populations in the western Dja Reserve, Cameroon. *Conservation Biology*, **13**(2): 385 ~ 396
- Mulliken T and Haywood H, 1994. Recent data on trade in Rhino and tiger products. *TRAFFIC Bulletin*, **14**(3): 99 ~ 106
- Nash S V, 1993. Sold for a song: the trade in southeast Asian non-CITES birds. TRAFFIC SOUTHEAST ASIA. WWF.
- Nash S V, 1995. Conclusions and recommendation. In: S V Nash (ed.), *From Steppe to Store: The Trade in Saiga Antelope Horn* (TRAFFIC NETWORK). TRAFFIC International, Cambridge, 24 ~ 42
- Noss A J, 1998. The impacts of cable snare poaching on wildlife populations in the forests of Central African Republic. *Conservation Biology*, **12**(2): 390 ~ 398
- Novaro A J, Redford K H and Bodmer R E, 2000. Effect of hunting in source-sink systems in the Neotropics. *Conservation Biology*, **14**(3): 713 ~ 721
- Peres C A, 1990. Effects of hunting on Western Amazonian primate communities. *Biological Conservation*, **54**: 47 ~ 59
- Phipps M, Ishihara A, Kanda N and Suzuki H, 1998. A preliminary report on DNA sequence analysis of whale meat and whale meat products collected in Japan. *TRAFFIC Bulletin*, **17**(2): 91 ~ 94
- Robinson J G and Bodmer R E, 1999. Towards wildlife management in tropical forests. *Journal of Wildlife Management*, **63**(1): 1 ~ 13
- Robinson J G and K H Redford, 1991. Sustainable harvest of neotropical forest mammals. In: Robinson J G and Redford K H, (eds.), *Neotropical Wildlife Use and Conservation*. Chicago: University of Chicago Press, Illinois, USA, 415 ~ 429
- Slade N A, Gomulkiewicz R and Alexander H M, 1998. Alternatives to Robinson and Redford's method of assessing overharvested from incomplete demographic data. *Conservation Biology*, **12**(1): 148 ~ 155
- Tilson R, K Traylor-Holzer and M J Qiu, 1997. The decline and impending extinction of the South China tiger. *Oryx*, **31**(4): 243 ~ 252
- TRAFFIC International, 1994. Analysis of the market for tigers, bears and musk deer in Russian Far East. *TRAFFIC Bulletin*, **15**(1): 23 ~ 30
- Wang S and Li Y M, 1998. Illegal trade in the Himalayas. In: UNDP (ed.), *Report on the International Meeting on Himalaya Eco-regional Co-operation*. UNDP, New York, 163 ~ 182
- W W F, 1990. Importance of Biodiversity. W W F
- Williamson M, 1995. Biological Invasions. London: Chapman and Hall
- Zhou Z and Pan W, 1997. Analysis of the viability of a giant panda population. *Journal of Applied Ecology*, **34**: 363 ~ 374