论 文

用物种分布模型和距离抽样估计三江源藏野驴、藏原羚和藏羚羊的数量

李欣海^{1,2*}, 郜二虎³, 李百度⁴, 詹祥江^{1,2*}

1. 中国科学院动物研究所动物生态与保护生物学院重点实验室, 北京 100101;

2. 中国科学院大学, 北京 100049;

3. 国家林业和草原局调查规划设计院, 北京 100714;

4. 中国人民大学附属中学, 北京 100030

* 联系人, E-mail: lixh@ioz.ac.cn; zhanxj@ioz.ac.cn

收稿日期: 2018-08-22; 接受日期: 2018-10-30; 网络版发表日期: 2019-01-14

中国科学院科技服务网络(STS)计划重点项目(批准号: KFJ-STZ-ZDTP-013)、UNDP-GEF青海三江源生物多样性保护项目和国家自然科学基金面上项目(批准号: 31772479, 31572287)资助

摘要 三江源国家公园成立后, 人们需要了解该区域关键有蹄类物种如藏野驴(*Equus kiang*)、藏原羚(*Procapra picticaudata*)和藏羚羊(*Pantholops hodgsonii*)等物种的分布和数量, 以便制定相应的保护规划. 我们于2014~2017年夏季在三江源 $53.8 \times 10^4 \text{ km}^2$ 的范围内进行了样线调查, 考察行程总计14597.8 km, 记录到藏野驴3711头, 藏原羚1187只, 藏羚羊423只. 为了准确估计有蹄类的数量, 我们用随机森林模型量化了物种分布与22个环境变量的关系, 预测了三大有蹄类在整个区域的分布和数量, 并通过样线调查的数据进行校正, 得到藏野驴、藏原羚和藏羚羊在三江源研究区域的总数分别为44240头、13162只和2390只. 四年来三大有蹄类数量稳定. 我们应用距离抽样的探测函数、随机森林模型中环境变量对物种数量的解释程度以及调查结果和模型结果的匹配程度进行不确定性分析, 计算了动物估计数量的置信区间. 我们建立了新的动物数量估计方法, 适合于动物分布与环境变量关系密切并有样线调查结果的情况.

关键词 三江源国家公园, 野生动物数量估计, 物种分布模型, 距离抽样, 有蹄类

三江源地区具有丰富而独特的物种资源和重要的生态系统服务功能^[1-3], 然而人们对其关键物种的分布和数量了解得还很不够. 三江源国家公园成立后, 人们迫切需要了解关键物种的分布和数量, 以便制定国家公园的详细规划, 达到长期保护的目的. 藏野驴(*Equus kiang*)、藏原羚(*Procapra picticaudata*)和藏羚

羊(*Pantholops hodgsonii*)是青藏高原的特有物种, 也是三江源的优势物种和关键物种. 为了掌握这些物种的分布、数量和动态, 我们在2014~2017年进行了调查并估计了藏野驴、藏原羚和藏羚羊的分布和数量. 这些数据将为三江源国家公园的建设和生物多样性保护提供决策支持.

引用格式: 李欣海, 郜二虎, 李百度, 等. 用物种分布模型和距离抽样估计三江源藏野驴、藏原羚和藏羚羊的数量. 中国科学: 生命科学, 2019, 49: 151–162
Li X H, Gao E H, Li B D, et al. Estimating abundance of Tibetan wild ass, Tibetan gazelle and Tibetan antelope using species distribution models and distance sampling (in Chinese). Sci Sin Vitae, 2019, 49: 151–162, doi: 10.1360/N052018-00171

一个多世纪以来, 人们在野生动物调查方法方面, 进行了全面而深入的研究, 建立了多种调查方法和规范^[4]. 对于一个具体的调查工作, 调查方法的选择取决于调查对象和调查区域的具体情况. 三江源是长江、黄河和澜沧江的发源地, 位于青藏高原腹地, 地理位置为31°39′~36°12′N, 89°45′~102°23′E. 地貌以山地和高原为主, 海拔为3335~6564 m, 平均海拔为4400 m左右^[1,5]. 三江源面积广阔, 应用样线调查方法, 可以了解样线覆盖区域动物的密度^[6,7]. 如果应用样线调查的密度外推到整个区域, 得到的动物数量是不可靠的, 因为野生动物的分布都是不均匀的^[8]. 标志重捕法能够准确估计野生动物数量的方法, 但是该方法假定每个个体有相等的捕获概率, 不适合较大的研究区域^[4], 也不适合难以捕获的物种. 应用物种分布模型, 可以通过物种分布和环境变量的关系估计物种在整个区域的生境适宜度(habitat suitability index)和物种存在的概率^[9]. 然而, 这些指数与动物的数量一般有很大的差距, 只有在物种是完全按照环境资源分布或者是达到环境容纳量时, 物种分布模型的结果才与物种的真实种群大小相吻合^[10].

目前, 根据局部调查(比如样线调查、样方调查)和物种分布模型估计一个区域野生动物种群大小的可靠方法并不存在^[10]. 为了准确估计一个物种的数量, 我们假定物种的分布依赖于特定的植被覆盖、地形地貌和水热条件等因素, 可以通过上述环境变量进行预测. 虽然预测的结果与物种的真实密度存在差距, 这个差距可以通过实地调查进行矫正.

我们应用R语言^[11]设计了一套算法, 用于评估物种分布模型的准确性, 以便验证物种分布是否能够被环境变量解释; 进而利用样线调查的结果矫正物种分布模型的预测, 得到较为准确的动物在整个区域的总数量, 并计算出这个数量的置信区间. 我们应用该方法计算了三江源区域藏野驴、藏原羚和藏羚羊的种群大小, 并用每年的调查结果进行验证.

1 方法

1.1 研究区域

研究区域为三江源国家公园, 包括黄河源区、澜沧江源区的全部和长江源区的大部分区域(不包括可可西里), 经纬度范围是: 92°~102°E, 32°~37°N; 面积为

960 km×560 km(图1). 研究区域没有包含三江源国家公园中109国道西部的可可西里, 是因为我们的调查样线没有涵盖该区域.

1.2 调查方法

我们应用距离抽样(distance sampling)^[12]进行野生动物调查, 记录调查样线上发现的动物的数量和距观测者的垂直距离, 以及观测者所在位点的经纬度; 应用R语言的Distance包计算探测函数(detection function), 即发现动物的概率与人与动物距离的关系. 调查在2014~2017年7~8月进行, 在白天沿公路、砂土路和小路(图1)以15~30 km/h的速度行进. 对所有记录的动物都拍照存档.

1.3 预测物种分布

为了准确估计野生动物的数量, 我们建立了研究地点的环境因子地理信息系统数据库. 目前的数据库包括WORLDCLIM数据中关于温湿度的19个变量^[13]、美国地质调查局的高程数据^[14]、人类足迹指数^[15]和生态区类型^[16]. 所有变量的空间精度都是1 km². 数据格式是支持R语言的多层栅格文件(.grd文件).

我们用物种生境模型量化目标物种与环境因素的关系. 物种生境模型的类型有很多, 有经典的逻辑斯蒂回归、广义可加模型等, 还有最大熵模型Maxent、随机森林(random forest)等机器学习模型^[17]. 我们比较了不同模型的准确度, 选择适合该区域目标物种的最优模型. 其中泊松回归(Poisson regression)和随机森林最适合我们的调查数据. 泊松回归是简单的模型, 可以清楚地解释环境变量与物种分布的关系, 是非常成熟的模型^[18]. 随机森林是基于分类与回归树(classification and regression tree)的算法^[19]. 这个算法需要模拟和迭代, 所以被归类为机器学习模型, 其精确度一般比泊松回归高. 经典的机器学习模型是神经网络^[20], 有半个多世纪的历史了. 神经网络一般预测精确, 但是计算量很大. 20世纪80年代Breiman等人^[21]发明了分类与回归树(classification and regression tree, CART)的算法, 通过反复二分数据进行分类或回归, 计算量大大降低. 2001年Breiman^[19]借鉴贝尔实验室的Ho^[22,23]所提出的随机决策森林(random decision forests)的方法, 把分类树组合成随机森林, 即在变量(列)的使用和观测

图 1 进行藏野驴、藏原羚和藏羚羊数量估计的区域(红色方框). 绿色曲线为调查样线. 阴影部分黄线内为三江源国家公园的范围. 蓝色线条显示长江、黄河和澜沧江的流域边界, 灰色线条为省界

Figure 1 The study area for estimating abundances of Tibetan wild ass, Tibetan gazelle, and Tibetan antelope. The green lines are survey routes. The shaded area is the Three-River-Source National Park. The blue lines enclose watersheds of Yangtze River, Lancang-Mekong River, and Yellow River. The grey lines are provincial borders

值(行)的使用上进行随机化,生成很多分类树,再汇总分类树的结果。后来Breiman在*Machine Learning*杂志上发表了他和Cutler设计的随机森林的算法^[19]。这篇文章被大量引用(根据Web of Science引文系统,该文章至2018年8月被引用19000多次),成为机器学习领域的一个里程碑^[24]。

物种分布模型可预测研究区域内每个1 km²的栅格内动物的数量。我们根据模型的确定性系数 R^2 ,即物种分布点的环境变量对动物数量变异解释的百分率,选择最好的模型。

1.4 矫正物种分布模型

为了比较物种分布模型预测结果和实际调查结果的差距,我们提取了调查样线对应的所有栅格内动物的预测数量,与实际调查数量进行对比,计算出矫正系数,然后矫正整个区域动物的总数。为了更清晰地显示矫正过程,我们选择了一个区域(308省道多秀村路段)进行了详细的比较。

R语言操作如下:通过raster包的raster函数,我们提取了物种分布模型预测的在整个研究区域(图1)内每个栅格的动物数量。应用cellStats函数计算研究区域的动物总数,得到模型预测值。应用maptools包的readShapeSpatial函数,读取包含调查样线信息的shape文件(GIS通用格式文件),然后应用sp包的coordinates函数提取样线的经纬度信息,最后应用extract函数根据经纬度提取样线对应栅格的动物数量估计值。

1.5 评估动物数量估计的不确定性

应用本文的方法对一个区域动物种群大小进行估计,其主要误差来自样线调查的误差和物种分布模型的误差,以及调查结果和模型结果匹配关系的空间异质性。我们把3种不确定性累加在一起,计算了种群大小估计值的置信区间。

2 结果

2.1 调查结果

2014年至2017年夏季,我们在青海省三江源区域进行了5次调查(2014年进行了两次调查),考察行程总计14597.8 km,记录到藏野驴3711头,藏原羚1187只,藏羚羊423只。

2.2 预测结果

我们应用两种物种分布模型计算每年藏野驴、藏原羚和藏羚羊的分布和数量。我们发现随机森林的预测结果与调查数据最为接近, R^2 值最高,22个环境变量对有蹄类调查数据的解释度为18%~48%(表1)。泊松回归的准确度要差很多。为了得到最准确的估计值,我们把2014~2017年的数据汇总,用来估计有蹄类在这4年的平均数量(图2)。每年藏野驴和藏原羚的观测数量、调查样线和用随机森林估计的空间分布见网络版图1~8。每年藏羚羊的调查记录见网络版图9。随机森林同时给出了所有环境变量对物种分布影响程度的排序(以藏原羚为例)(网络版图10)和物种密度同环境变量的关系(以藏原羚为例)(网络版图11)。

2.3 矫正物种分布模型的结果

我们应用物种生境模型计算了藏野驴、藏原羚和藏羚羊在三江源的种群密度(图2)。该结果较好地反映了动物分布的空间异质性,但是并不能准确给出藏野驴和藏原羚在该区域的总数。我们需要对比预测值和实际调查值,得到两者的关系。我们选择308省道多秀村路段(图3),样线(图中白线)长度71 km。2016年调查发现这里有藏野驴63群共234头。该区域部分地区地势平坦,有31 km的道路两侧的有效监测距离为1200 m;东部有32 km的路段南面是山坡,监测距离为300 m左右;南部有8 km道路两侧都是山坡,监测距离为300 m左右(图3)。因此该区域有效监测面积为沿路的带状区域,面积为 $31 \times 2.4 + 32 \times 1.5 + 8 \times 0.6 = 127.2 \text{ km}^2$;在该区域内物种生境模型预测了每个方格(面积1 km²)的藏野驴数量,总数为798头。这里物种生境模型的估计数量是真实观测数量的3.4倍。我们选择其他路段重复这种比较,得到藏野驴的估计数是观测数的 2.11 ± 0.52 倍。

同样,我们汇总了藏原羚在308省道多秀村路段的数量,为35群共102只。藏原羚个体比藏野驴小,其有效监测距离在平原上为1000 m。在山坡上受限于地形,监测距离依旧为300 m。因此在该路段有效监测面积为 $31 \times 2 + 32 \times 1.3 + 8 \times 0.6 = 108.4 \text{ km}^2$;在该区域内物种生境模型预测的藏原羚数量为367只。这里物种生境模型的估计数量是真实观测数量的3.6倍。在我们的研究区域(图1)藏原羚的估计数是观测数的 3.25 ± 0.81 倍。

经过矫正,藏野驴、藏原羚和藏羚羊在三江源研

Figure 2 The distributions of Tibetan wild ass, Tibetan gazelle, and Tibetan antelope in the Three-River-Source Region. The purple circles shows the occurrences of the species, their sizes represent the group size; the back lines are survey routes; the background color shows the loglog transformed predicted population density (individual/km²)

算其每年的分布和数量, 只计算了数据汇总后的平均数量.

表 1 藏野驴、藏原羚和藏羚羊在调查区域(92°~102°E, 32°~37°N)历年的估计数量

Table 1 Estimated abundances of Tibetan wild ass, Tibetan gazelle, and Tibetan antelope in the study area (92°–102°E, 32°–37°N) from 2014 to 2017

物种	年	模型估计的种群大小	环境变量对动物数量的解释程度 R^2	调查样线的长度(km)	调查样线上动物数量的估计值	观测到的个体数	校正后动物的种群大小
藏野驴	2014	40521	0.2907	4496.7	1173	963	33260
	2015	43390	0.1785	2522.6	856	982	49774
	2016	43494	0.1908	4667.2	1324	727	23885
	2017	49563	0.4361	2911.3	866	1039	59495
	2014~2017	93175	0.4562	14597.8	7816	3711	44240
藏原羚	2014	23371	0.1768	4496.7	642	393	14313
	2015	16264	0.4664	2522.6	415	364	14258
	2016	12829	0.2529	4667.2	481	230	6131
	2017	10882	0.3848	2911.3	217	200	10029
	2014~2017	42780	0.4856	14597.8	3858	1187	13162
藏羚羊	2014~2017	11987	0.3706	14597.8	2121	423	2390

量的关系后,我们校正了物种分布模型的结果,得到研究区域准确的种群大小。我们在长江源头曲麻莱县和治多县的调查强度较高,结果最可靠(表2)。

2.4 对野生动物数量估计准确性的评估

我们估计的野生动物总数的准确性主要受到三方面的影响: (1) 样线调查的误差; (2) 物种分布模型的误差; (3) 利用样线调查结果对物种分布模型校正的误差。距离抽样的方法通过探测函数量化动物存在却没有看到动物的概率。对于3种有蹄类,我们发现半正态(half normal)探测函数比均匀分布(uniform)和危险率(hazard rate)函数的拟合效果好。在1000 m的范围内,对藏野驴的探测率高于对藏羚羊的探测率;对藏原羚的探测率最低(图4)。如果动物均匀分布,我们可能错过了一半以上的藏原羚。

我们用物种分布模型预测动物在整个区域的分布,预测的准确性取决于动物对环境因子的依赖程度。模型结果显示22个环境变量对3种有蹄类每年分布和数量的解释度为18%~48%(表1),其他因素如动物的集群性、对狼的回避、对牲畜的回避等也可能影响动物的分布。

我们通过调查样线的不同路段上实测的动物数量与预测的动物数量进行对比,得到校正系数。校正系数的空间异质性对动物的数量估计有影响。在我们记录的样线文件(KML和GPX文件)中,路段的确定是自动

的,与调查时的记录状态有关,比如GPS暂停(如停车休息)会产生新的路段。2014~2017年每年的调查线路由30~162个路段组成。校正系数在不同路段数值不同;藏野驴、藏原羚和藏羚羊的校正系数的平均值分别为2.11, 3.25和5.02,标准差分别为0.52, 0.81和1.38。

为了综合3种误差对动物总数估计的影响,我们模拟了动物数量在3种随机波动下的分布: $Pop = Pop.mean \times Survey \times SDM \times Match$, 其中Pop为模拟的研究区域内的动物种群大小, Pop.mean为我们估计的动物种群大小(表1), Survey, SDM和Match分别代表样线调查、物种分布模型和二者匹配关系的不确定性,符合正态分布,均值都是1。Survey的标准差是1-探测函数的积分; SDM的标准差是 $1-R^2$ (表1); Match的标准差就是校正系数的变异系数(coefficient of variance, CV)。藏野驴、藏原羚和藏羚羊的CV值分别为0.52/2.11, 0.81/3.25和1.38/5.02。模拟重复次数为10000次,得到3种有蹄类的种群大小的置信区间如图5所示。

3 讨论

3.1 应用物种分布模型估计野生动物种群大小

对野生动物的种群大小进行精确估计,一直是生态学家们努力的方向。直接计数、痕迹调查和标记重捕可以准确估计小范围的动物种群^[4]。对于一个较大区域,人们一般利用样线调查的结果,基于动物均匀

图 3 308省道多秀村路段记录的数量和预测的数量. A: 藏野驴的观测数量(红色圆圈)和预测数量(方格); B: 藏原羚的观测数量(紫色圆圈)和预测的藏原羚数量(方格); C: 岔路南部的路段为多秀村到措池村间砂土路

Figure 3 The occurrences of Tibetan wild ass (A, red circles) and Tibetan gazelle (B, purple circles) along provincial road 308 at Duoxiu village, and predicted population density (A and B, quadrats). The source part of the road is unpaved, from Duoxiu village to Cuochi village (C)

分布的假设进行推测. 我们应用物种分布模型结合样线调查的结果进行计算, 极大地提高了对野生动物种群大小估计的准确性. 我们给出的估计数的置信区间较宽(图5), 是因为我们对样线调查的误差、物种分布模型的误差和对两者匹配关系矫正的误差都进行了量化, 并按照误差的最大值进行模拟. 实际估计误差要小于图5给出的置信区间.

对野生动物种群大小估计的准确程度有影响的因素有: (1) 对动物调查的充分程度; (2) 动物对环境变量

依赖的程度; (3) 调查数据与物种分布模型的匹配程度; (4) 对环境变量的掌握程度; (5) 动物分布的规律性; 等等. 对动物的调查, 不是要尽可能地追求更大的调查强度, 而是要调查比较大的环境梯度(比如从低海拔到高海拔), 比较全面地掌握动物与环境的关系. 有些动物只生存于特定的环境中, 这种环境可以用一定的植被、地形地貌或温湿度条件来概括, 那么这些物种的分布很好预测. 有些物种可以生存于林灌草等各种生境, 有很宽的生态位, 那么几乎没有什么模型可

表 2 三江源长江和黄河源头曲麻莱县、治多县和玛多县各乡镇藏野驴和藏原羚的总数

Table 2 The abundance of Tibetan wild ass and Tibetan gazelle within each township in the head water of Yangtze River and Yellow River

县	乡镇	面积 (km ²)	种群大小(只)	
			藏野驴	藏原羚
曲麻莱县	曲麻河乡	28909	11483	5444
	巴干乡	2460	28	13
	秋智乡	7623	176	108
	麻多乡	13760	350	116
	叶格乡	2608	199	131
治多县	索加乡	23257	17572	3755
	多彩乡	9551	164	98
	扎河乡	10223	1596	590
	治渠乡	1032	43	26
玛多县	花石峡镇	8804	2016	411
	扎陵湖乡	6137	1855	383
	玛查里镇	5112	1768	182
	黄河乡	5200	797	101

图 4 在三江源地区应用距离抽样调查藏野驴(A)、藏原羚(B)和藏羚羊(C)时的探测率. 三个物种的最优探测函数均半正态 (half normal), 矫正函数均为余弦

Figure 4 Detection functions of distance sampling for surveying Tibetan wild ass (A), Tibetan gazelle (B), and Tibetan antelope (C) at the Three-River-Source Region. The best detection function for the three species is half normal, and the adjust function is cosine

图 5 综合评估调查误差、模型误差和调查-模型匹配误差后对三江源藏野驴、藏原羚和藏羚羊种群大小的估计及90%的置信区间(图中竖线)

Figure 5 The 90% confident intervals (between vertical lines) for the estimated population abundances of Tibetan wild ass, Tibetan gazelle, and Tibetan antelope based on combined errors from survey, modelling, and matching (between model and survey)

以准确预测其分布. 用于分析的环境变量, 一般是以栅格图层和矢量图层的形式存在, 其误差不可避免. 目前常用的WORLDCLIM数据集的19个温湿度变量, 是经过插值的精度为 1 km^2 的栅格数据^[13], 对于较大尺度(几千平方千米以上)的研究是比较适合的. 一些比较旧的(20世纪的)土地利用数据或植被数据, 其准确程度较差, 不建议使用. 动物的空间利用行为对种群大小的估计也有很大影响. 比如鸟类在繁殖期、迁徙期和越冬期的集群性有很大差异, 需要用不同的模型进行数量估计.

本文的研究区域占三江源国家公园面积的87% (图1). 可可西里地区由于没有调查数据, 没有在本文的研究区域内. 我们应用的数据是每年夏天的调查数据, 预测的是夏季藏野驴、藏原羚和藏羚羊的分布和数量. 每年夏季动物的分布和数量均有不同(网络版图

1~8). 图中动物记录点最小值为1头, 最大值为197头(2017年藏野驴在治多县索加乡的一群). 在2015年藏野驴的数量稍微偏高, 在2014年8~9月以及2015年的调查中藏原羚的数量稍微偏高. 2016年藏野驴和藏原羚的数量偏低, 原因是调查者自己驾车, 影响了对动物的观测. 2017年藏原羚的遇见率偏低, 原因是调查区域覆盖了较大的藏原羚密度很低的区域. 总之, 有蹄类数量的变化不显著, 可以认为在2014~2017年间野生有蹄类数量稳定.

3.2 应用物种分布模型和距离抽样估计野生动物数量的准确性

本文应用距离抽样, 量化了动物的探测率随距观测者距离的增加而下降的现象, 提高了样线调查的准确率^[12]. 我们引入了物种分布模型, 量化了物种分布

的空间异质性, 克服了估计动物总数对物种均匀分布的依赖. 我们通过地面调查的数据, 矫正了物种分布模型的偏差, 给出了动物在任何地点的预测数量(图2), 并汇总了藏野驴和藏原羚在各乡镇的总数(表2).

本文的预测结果, 与邵全琴等人^[25]应用无人机的调查结果相比, 要低很多. 我们估计在玛多县藏野驴有6436头, 藏原羚有1077只(表2). 邵全琴等人^[25]的估计值是藏野驴17109头, 藏原羚15961只^[25], 差距为2.7~14.8倍. 我们的估计值可能偏低, 主要是因为随机森林算法比较保守, 预测的动物数量在非调查区域是偏低的^[24]. 我们估计的数量, 是基于调查数据的非常有把握的数量, 弱化了非调查区权重. 邵全琴等人^[25]用326 km²调查面积的结果, 估计玛多25300 km²区域的有蹄类数量, 是假定动物均匀分布的. 这个假定与实际情况差别较大. 而且邵全琴等人^[25]的结果没有通过多年的重复调查进行验证, 在时间尺度和空间尺度上都有很大的不确定性. 本课题组在2014~2017年, 每年进行独立的调查和种群数量估计, 并详细展示了每年的数量差异(表1)和空间分布的差异(网络版图1~8), 验证了我们方法的稳健性. 邵全琴等人^[25]仅仅用了2017年4月的调查数据, 种群的年际变化尚不可知.

3.3 藏野驴和藏原羚的生态位分化

藏野驴和藏原羚同域分布, 与藏羚羊有显著差别(图2). 藏原羚的分布比藏野驴零散, 经常出现在山坡上. 在较大的空间尺度(几千米)上藏原羚分布密集区与藏野驴非常接近, 反映了它们对威胁(狼、人类)的回避方面和对生境的偏好方面类似. 然而在小的空间尺度(几十到几百米)上它们很少在一起觅食, 反映了它们之间存在对食物的竞争关系. 藏野驴在竞争中处于优势, 一般占据地势较低草况较好的区域. 图3显示藏野驴的最优生境在山谷洼地, 而藏原羚的最优生境在山坡上.

3.4 调查样线的选择

本文的调查沿公路、砂土路和草原上的小路进

行, 调查所覆盖的区域地形平缓. 对于分布于高寒草甸和高寒草原的藏野驴、藏原羚和藏羚羊, 该方法是合适的. 对于分布于山区的物种, 比如岩羊和白唇鹿, 本文的估计结果将会偏低.

2014~2015年调查的主要问题是道路施工对沿路分布的野生动物造成干扰, 从而影响调查的准确性. 2014年夏季调查时, 本课题组在曲麻河乡避开了施工道路(如308国道), 经小路调查了昂多村、勒池村和措池村, 这部分调查结果不受道路施工的影响. 2016~2017年研究区域道路施工不多, 对调查结果影响不大.

3.5 牲畜对藏野驴和藏原羚分布的影响

野生动物与人类的关系是经久不衰的科学问题^[26]. 一般而言, 全球范围的野生动物衰退主要是人类活动导致的^[27], 控制人类的影响可以有效地保护野生动物. 然而, 在三江源地区, 藏民已经世代代生存了千百年的时间. 他们环境友好型的游牧方式对野生动物的影响不大. 目前关于野生动物的分布与牧民及其家畜的关系的研究还比较缺乏^[28,29].

为了保护三江源地区的生态环境, 并改善藏民的医疗和教育条件, 中国政府组织了大规模的移民工程. 移民工程有可能显著影响三江源地区的生物多样性. 为了了解野生动物的分布与家畜的关系, 我们对两者的分布进行了调查和比较. 2014~2017年, 我们在三江源进行了野生动物调查, 同时记录了沿路家畜(牦牛、马和羊)的分布和数量. 例如2015年沿路有羊88群共33032只, 牦牛609群共52663头, 马120群共567匹. 因为有些牲畜没有看到, 所以这些调查结果是不完全的, 会与政府报告中的数字有所差别. 然而这是在同样条件下对野生动物和家畜同时进行的计数, 两者的分布可以直接比较. 我们发现牲畜与野生动物的分布很少重叠(网络版图12), 有强烈的负相关. 同时, 我们也多次记录到藏野驴和藏原羚在牧民的牦牛群旁边觅食的场景. 野生有蹄类和家畜没有直接的冲突, 然而他们竞争有限的牧草资源, 导致它们不易共存.

致谢 感谢野外调查参与人员王玉山、周巴、骆倩倩、王博一、朱筱佳、权擎、黄冲、杜广明和王国庆.

参考文献

- 1 Dong S C, Zhou C J, Wang H Y. Ecological crisis and countermeasures of the Three Rivers' Headstream Regions (in Chinese). *J Nat Resour*, 2002, 17: 713–720 [董锁成, 周长进, 王海英. “三江源”地区主要生态环境问题与对策. *自然资源学报*, 2002, 17: 713–720]
- 2 Qian S, Mao L X, Hou Y Y, et al. Livestock carrying capacity and balance between carrying capacity of grassland with added forage and actual livestock in the Qinghai-Tibet Plateau (in Chinese). *J Nat Resour*, 2007, 22: 389–397, 498 [钱拴, 毛留喜, 侯英雨, 等. 青藏高原载畜能力及草畜平衡状况研究. *自然资源学报*, 2007, 22: 389–397, 498]
- 3 Shao Q Q, Zhao Z P, Liu J Y, et al. The characteristics of land cover and macroscopical ecology changes in the source region of three rivers on Qinghai-Tibet Plateau during last 30 years (in Chinese). *Geogr Res*, 2010, 29: 1439–1451 [邵全琴, 赵志平, 刘纪远, 等. 近30年来三江源地区土地覆被与宏观生态变化特征. *地理研究*, 2010, 29: 1439–1451]
- 4 Krebs C J. *Ecological Methodology*. Menlo Park, California: Addison Wesley, 1999
- 5 Xu X L, Liu J Y, Shao Q Q, et al. The dynamic changes of ecosystem spatial pattern and structure in the Three-River Headwaters region in Qinghai Province during recent 30 years (in Chinese). *Geogr Res*, 2008, 27: 829–838, 974 [徐新良, 刘纪远, 邵全琴, 等. 30年来青海三江源生态系统格局和空间结构动态变化. *地理研究*, 2008, 27: 829–838, 974]
- 6 Sollmann R, Gardner B, Williams K A, et al. A hierarchical distance sampling model to estimate abundance and covariate associations of species and communities. *Meth Ecol Evol*, 2016, 7: 529–537
- 7 Fragoso J M V, Levi T, Oliveira L F B, et al. Line transect surveys underdetect terrestrial mammals: implications for the sustainability of subsistence hunting. *PLoS One*, 2016, 11: e0152659
- 8 Hothorn T, Müller J, Schröder B, et al. Decomposing environmental, spatial, and spatiotemporal components of species distributions. *Ecol Monogr*, 2011, 81: 329–347
- 9 Guisan A, Thuiller W. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecol Lett*, 2005, 8: 993–1009
- 10 Boyce M S, Johnson C J, Merrill E H, et al. REVIEW: Can habitat selection predict abundance? *J Anim Ecol*, 2016, 85: 11–20
- 11 R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2018
- 12 Buckland S T, Anderson D R, Burnham K P, et al. *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. London: Chapman and Hall, 1993
- 13 Hijmans R J, Cameron S E, Parra J L, et al. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int J Climatol*, 2005, 25: 1965–1978
- 14 Harding D J, Gesch D B, Carabajal C C, et al. Application of the shuttle laser altimeter in an accuracy assessment of GTOPO30, a global 1-kilometer digital elevation model. *Inter Arch Photogr Remote Sens*, 1999, 32: 81–85
- 15 Sanderson E W, Jaiteh M, Levy M A, et al. The human footprint and the last of the wild. *Bioscience*, 2002, 52: 891–904
- 16 Olson D M, Dinerstein E, Wikramanayake E D, et al. Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on earth. *Bioscience*, 2001, 51: 933–938
- 17 Li X, Wang Y. Applying various algorithms for species distribution modelling. *Integrat Zool*, 2013, 8: 124–135
- 18 McCullagh P, Nelder J A. *Generalized Linear Models*. London: Chapman and Hall, 1989
- 19 Breiman L. Random forests. *Mach Learn*, 2001, 45: 5–32
- 20 Hopfield J J. Neural networks and physical systems with emergent collective computational abilities. *Proc Natl Acad Sci USA*, 1982, 79: 2554–2558
- 21 Breiman L, Friedman J H, Olshen R A, et al. *Classification and Regression Trees*. New York: Chapman and Hall, 1984
- 22 Ho T K. Random decision forest. In: *Proceedings of 3rd International Conference on Document Analysis and Recognition*. Montreal, 1995. 278–282
- 23 Ho T K. The random subspace method for constructing decision forests. *IEEE Trans Pattern Anal Machine Intell*, 1998, 20: 832–844
- 24 Li X H. Using “random forest” for classification and regression (in Chinese). *Chin J Appl Entomol*, 2013, 50: 1190–1197 [李欣海. 随机森林模型在分类与回归分析中的应用. *应用昆虫学报*, 2013, 50: 1190–1197]
- 25 Shao Q Q, Guo X J, Li Y Z, et al. Using UAV remote sensing to analyze the population and distribution of large wild herbivores (in Chinese). *J Remote Sens*, 2018, 22: 497–507 [邵全琴, 郭兴健, 李愈哲, 等. 无人机遥感的大型野生食草动物种群数量及分布规律研究. *遥感学报*, 2018, 22: 497–507]

- 26 Fischer J, Brosi B, Daily G C, et al. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Front Ecol Environ*, 2008, 6: 380–385
- 27 Li X, Jiang G, Tian H, et al. Human impact and climate cooling caused range contraction of large mammals in China over the past two millennia. *Ecography*, 2015, 38: 74–82
- 28 Tang Z M. Coexistence and conflict between wildlife and human—Travelling at the wilderness area in the North Tibet (in Chinese). *Chin Tibet*, 2010, 6: 16–21 [唐召明. 人与动物的共处与冲突——藏北“无人区”纪行. 中国西藏, 2010, 6: 16–21]
- 29 Nepal S K, Weber K E, Tian X W. Can wildlife and local farmers coexist (in Chinese). *AMBIO*, 1995, 4: 237–244 [Nepal S K, Weber K E, 田学文. 野生生物与当地农民能否共存. *AMBIO-人类环境杂志*, 1995, 4: 237–244]

Estimating abundance of Tibetan wild ass, Tibetan gazelle and Tibetan antelope using species distribution model and distance sampling

LI XinHai^{1,2}, GAO ErHu³, LI BaiDu⁴ & ZHAN XiangJiang^{1,2}

¹ Institute of Zoology, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China;

² University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China;

³ Academy of Forest, Inventory, and Planning, National Forestry and Grassland Administration, Beijing 100714, China;

⁴ The High School Affiliated to Renmin University of China, Beijing 100030, China

There is an urgent need of understanding the distribution and abundance of the key species, Tibetan wild ass (*Equus kiang*), Tibetan gazelle (*Procapra picticaudata*) and Tibetan antelope (*Pantholops hodgsonii*) in the Three-River-Source National Park, especially after the first national park in China established there. We carried out field surveys in summers from 2014 to 2017 following the distance sampling protocol in the park, covering an area of 538000 km². The total length of the survey routes is 14597.8 km. We recorded 3711 individuals of Tibetan wild ass, 1187 individuals of Tibetan gazelles, and 423 individuals of Tibetan antelopes. In order to accurately estimate the species abundance, we used species distribution models to quantify the relationship between species occurrences and 22 environmental variables, and predicted the population density in the whole study area. We compared the model prediction and field survey results, and made adjustment accordingly. The estimated abundance of Tibetan wild ass, Tibetan gazelle and Tibetan antelope in the study area is 44240, 13162, and 2390, respectively. To evaluate the potential bias of the estimation, we took into account of survey uncertainties, model uncertainties, and adjustment uncertainties using the detection function based on distance sampling, R^2 of species distribution models, and spatial heterogeneity of model-observation matchness. Our new method for estimating species abundance is suitable for species whose distribution is well correlated with environmental variables, and the results of distance sampling are available.

Three-River-Source National Park, wildlife abundance, species distribution models, distance sampling, ungulate species

doi: [10.1360/N052018-00171](https://doi.org/10.1360/N052018-00171)