DOI: 10.20103/j.stxb.202207282161

郭兴健,邵全琴.基于无人机遥感的三江源国家公园藏野驴种群数量及生境时空变化研究.生态学报,2023,43(19):7886-7895.

Guo X J, Shao Q Q.Population of kiangs and spatio-temporal variation of its habitat in Sanjiangyuan National Park based on unmanned aerial vehicle remote sensing.Acta Ecologica Sinica,2023,43(19):7886-7895.

基于无人机遥感的三江源国家公园藏野驴种群数量及生境时空变化研究

郭兴健[1,2],邵全琴[3,4,*]

1 西北大学 城市与环境学院,西安 710127

2 陕西省地表系统与环境承载力重点实验室,西安 710127

3 中国科学院地理科学与资源研究所 中国科学院陆地表层格局与模拟重点实验室,北京 100101

4 中国科学院大学,北京 101407

摘要:藏野驴(*Asinus kiang*)是青藏高原特有物种,我国一级野生保护动物。三江源国家公园黄河源园区是藏野驴的主要栖息地之一,而生物多样性保护也是国家公园的重要职能,准确了解藏野驴的种群数量及栖息地变化无论是从野生动物保护还是从国家公园建设指导来看均具有重要意义。以三江源国家公园黄河源园区为研究区,利用无人机遥感技术开展藏野驴种群数量调查工作,在此基础上利用选择指数与因子分析揭示藏野驴的生境选择偏好,识别其适宜栖息地范围。并深入探讨近 20 年藏野驴适宜栖息地的时空变化特征,探讨驱动因素。结果表明:(1)无人机可以有效识别藏野驴个体,在调查样带内共发现藏野驴 252 头,经过推算 2017 年春季三江源国家公园黄河源园区内共有藏野驴 20989 头。(2)藏野驴倾向于选择距居民点1 km以外,距道路 1—3 km 范围内,距水源 1 km 以内,且植被覆盖度介于 0.4—0.8 之间的坡度小于 5°的平坦区域做为栖息地。(3)2000—2018 年间,三江源国家公园黄河源园区内的藏野驴适宜生境面积增加了 330.76 km^2,达到 4747.10 km^2,面积占比增加 1.73%,达到了 24.85%。这主要是气候变化与人类活动协同作用下导致的水体扩张与植被覆盖度增加驱动的。此外,虽然道路的扩张仅限制了小面积的适宜栖息地增加,但可能造成栖息地连通性下降等更为严重的后果。本研究证明了无人机遥感技术在青藏高原等开阔区域进行野生动物调查及栖息地研究的可行性与优势,相关技术方法与研究成果可为三江源国家公园生物多样性保护工作提供参考与支撑。

关键词:藏野驴;无人机;遥感调查;种群数量;栖息地选择;适宜生境

Population of kiangs and spatio-temporal variation of its habitat in Sanjiangyuan National Park based on unmanned aerial vehicle remote sensing

GUO Xingjian[1,2], SHAO Quanqin[3,4,*]

1 *College of Urban and Environmental Sciences, Northwest University, Xi'an* 710127, *China*

2 *Shaanxi Key Laboratory of Earth Surface System and Environmental Carrying Capacity, Xi'an* 710127, *China*

3 *Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research, Chinese Academy of Sciences; and Key Laboratory of Land Surface Patterns and Simulation, Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100101, *China*

4 *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing* 101407, *China*

Abstract: The kiangs (*Asinus kiang*) is a unique species on the Qinghai-Tibet Plateau and the first-class protected wild animal in China. The Yellow-River-Resource Park of Sanjiangyuan National Park is one of the main habitats of kiangs, and biodiversity protection is one of its basic function. Thus, it is of great significance to accurately know the population and

基金项目:国家自然科学基金面上项目(42071289)

收稿日期:2022-07-28; **网络出版日期**:2023-05-15

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: shaoqq@igsnrr.ac.cn

habitat change of kiangs not only from the perspective of wildlife protection but also from the guidance of national park construction. In this study, the Yellow-River-Resource National Park was chosen as the study area, and unmanned aerial vehicle (UAV) remote sensing technology was used to carry out the population survey of kiangs. Furthermore, the line transects sampling method which is usually used for ground investigations was carried out in this study for the estimation of kiangs′ population, and the selection index and factor analysis were used to reveal the habitat selection preference of the kiangs and their suitable habitat range was identified. The spatial and temporal variation characteristics of suitable habitat of kiangs in the past 20 years as well as the driving factors were discussed. Results showed that: (1) the individual kiangs could be effectively identified in UAV images with a spatial resolution of 4—7 cm. A total of 252 kiangs were found in the survey transection. It was estimated that there were 20989 kiangs in the Yellow-River-Resource National Park in spring 2017. (2) The kiangs preferred flat areas with slope less than 5° and vegetation coverage between 0.4 and 0.8, which were 1 km away from settlements, 1—3 km away from roads and 1 km within water. (3) From 2000 to 2018, the area of suitable habitat for kiangs in the Yellow-River-Resource Park of Sanjiangyuan National Park increased 330.76 km^2 and reached 4747.10 km^2 in total, the proportion increased from 23.12% to 24.85%. This was mainly driven by the expansion of water body and the increase of vegetation coverage caused by the synergistic effect of climate change and human activities. In addition, although road expansion only limited the increase of suitable habitat in small areas, it might have more serious consequences, such as reduced habitat connectivity. This study proved the feasibility and advantages of UAV remote sensing technology for wildlife investigation and habitat research in open areas such as the Qinghai-Tibet Plateau. The relevant technologies, methods and research results can provide reference and support for biodiversity protection in Sanjiangyuan National Park.

Key Words: kiang; UAV; remote sensing survey; population; habitat selection; habitat variation

生境是指物种或物种群体赖以生活的生态环境,为野生动物提供生存、发育和繁衍所需的各类资源[1],决定着物种的空间分布与族群发展[2]。了解特定野生动物的生境选择偏好,评估和识别适宜栖息地特征,划定栖息地范围是对野生动物进行保护和管理的基础[3—4],是保护区规划与管理的理论依据[5]。

藏野驴(*Asinus kiang*)是青藏高原特有物种,属奇蹄目马科,分布在青海、西藏、甘肃以及新疆等地,在印度与尼泊尔也有少量分布[6]。由于过度放牧导致生存空间减少、偷猎活动加剧和草地退化的强烈干扰[7],我国藏野驴种群数量在 20 世纪 60 至 80 年代锐减[8],直至 1989 年藏野驴被列为国家一级重点保护野生动物情况才有所好转。随着野生动物及其栖息地保护工作的深入和时间的推移,藏野驴在保护区内的种群数量和分布范围有了明显的恢复[9]。李欣海等人利用地面调查与随机森林模型估计三江源藏野驴种群数量,认为截至 2017 年,三江源区内藏野驴数量为 44240 头[10]。

除种群数量以及集群规模的监测外[11—12],栖息地选择与生境分析是藏野驴保护研究的另一重点[1,9,13—14]。当前,国内外野生动物生境研究主要利用 MaxEnt 模型等生态位模型[15],因其在对动物生境进行评价与模拟时只需动物出现点位的数据,在动物未出现点数据无法获取的情况下仍可应用[16—17]。但由于野外调查过程中地形可达性等影响,利用 GPS 记录动物位置时部分点位无法靠近,不能精确记录,影响了结果的准确性[5]。郭兴健等[18]和邵全琴等[19]将无人机遥感技术引入藏野驴、藏原羚及岩羊种群数量调查及栖息地选择偏好研究中,拟补了传统地面调查的不足,利用无人机空中平台受地形影响小、对野生动物干扰弱、可精确识别每个动物个体并与环境因子进行空间叠加分析等优势,对上述野生动物的栖息地选择偏好进行了分析,但该研究未对研究区的适宜生境范围开展进一步的识别与划定。

位于青海的三江源是高原生物多样性最集中的地区[20—21],也是藏野驴的主要分布区域之一。经过国家三江源生态保护和建设一期工程的实施,区内的生态环境与藏野驴等野生动物种群数量较上世纪末有了明显恢复。为进一步保护三江源区的生态环境以及动植物资源,我国于 2016 年建立了第一个国家公园——三江

源国家公园,野生动物保护是其主要目标之一[22]。目前已有针对三江源国家公园内鸟类[23]以及兽类[20]野生动物物种多样性及种群数量的研究,但缺少针对藏野驴的调查研究,适宜生境方面的报道较少,优质生境的识别与时空变化分析研究更是寥寥无几。尤其是土地覆被类型转变[24—26]、公路等基础设施建设[13,27—28]、生态保护工程措施、气候变化已经被证明对藏野驴生境选择有明显影响,在这种气候[29—30]与人类活动作用的双重影响下,国家公园内现有藏野驴的数量是多少?适宜生境的面积和范围如何?过去 20 年适宜生境的时空变化过程是什么?主导栖息地变化的关键因素是什么?这些都是评估三江源国家公园藏野驴保护成效与制定未来规划亟需回答的问题。

基于此,本研究利用无人机遥感调查三江源国家公园黄河源区藏野驴的种群数量,通过与环境因子的空间叠加分析藏野驴的生境选择偏好,进一步识别近 20 年来藏野驴适宜生境的空间范围,分析其变化规律与主要驱动因素。为相关研究提供新的技术途径参考,为三江源国家公园的规划与措施制定提供理论支撑。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

三江源国家公园共有三个园区,分别为长江源园区、黄河源园区以及澜沧江源园区。本研究选取三江源国家公园黄河源园区(后文简称黄河源园区)为研究区,其位于三江源腹地,总面积 1.91 万平方公里,是中华民族母亲河——黄河的源头区域(图 1)。黄河源园区植被类型以高寒草甸为主,高山嵩草、藏嵩草和矮嵩草占可利用草地面积的 71.05%,为优势种群。园区内草地资源、水资源与湿地资源丰富,生物多样性保护功能更是在全球处于重要的战略地位。除种类丰富的植物资源外,园区内栖息着多种珍稀鸟类,以及以藏野驴为典型代表的,包括藏原羚、岩羊、野牦牛以及白唇鹿等在内的大型野生食草动物。

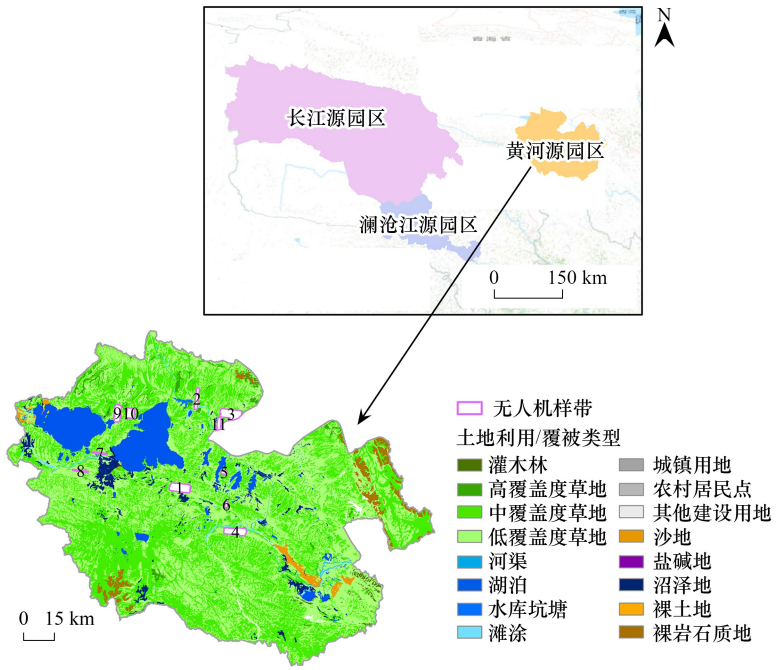

图 1 研究区概况

Fig.1 Study area

1.2 无人机调查及验证

本研究利用无人机遥感技术,通过无人机样带调查估算研究区藏野驴种群数量,获取藏野驴分布位置的空间信息。

样带布设采用随机抽样,实际航拍过程中,虽然无人机飞行不受地形影响,但需驾车前往起飞点附近,因此仍在一定程度上受到道路通达性的影响,实际飞行样带较设计方案略微存在不同。最终无人机航拍样带分布如图 1 中所示。

航拍调查于 2017 年 4 月 9 日—18 日开展,采用成都山地所自主研发的固定翼电动无人机以及深圳飞马机器人科技有限公司无人机 F1000 固定翼电动无人机分别搭载 ILCE-5100 可见光传感器进行数据采集。

为验证无人机调查及解译的精度,本研究在 4 月 9 日无人机航拍(1 号样带)的同时开展地面同步调查(图 2)。在无人机样带范围内步行记录观察路线两侧 500 m 以内的藏野驴个体数量,利用 HCIYET HT-1500A 测距仪和罗盘测量藏野驴集群相对于观测点的距离和方位角,推算其地理坐标。

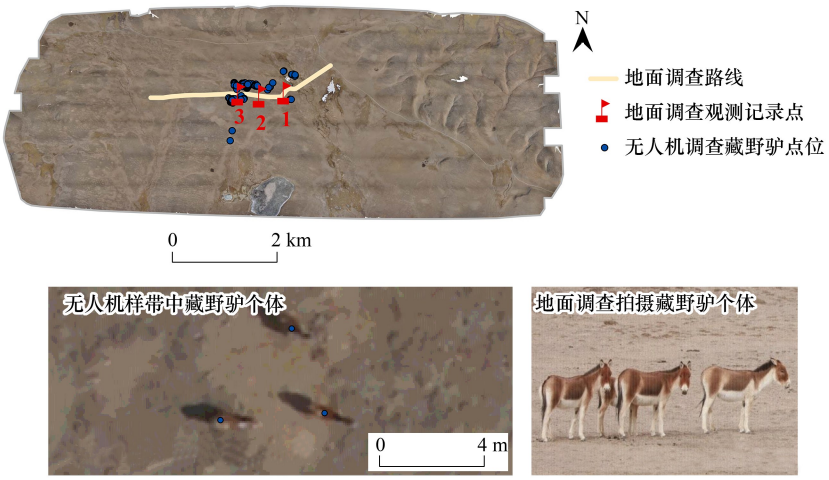

图 2　1 号样带内无人机-地面同步调查示意图

Fig.2　UAV-ground synchronous survey in transect No. 1

无人机调查航拍样带 11 条,最终获取数据有效成图面积 220.14 km^2,各样带成图分辨率 4—7 cm。随后,采取人工目视解译的方法,依据遥感解译七要素,即色调、颜色、纹理、阴影、大小、形状、图案,在 ArcGIS 软件中对藏野驴个体进行识别和计数。

1.3　种群数量估算

距离取样法是大中型野生动物种群数量调查的经典方法之一,其基本原理是利用观测目标与样线的距离(x)来构建该距离下目标个体被观测到的概率函数——观测函数($g(x)$),进而估算样带内的种群密度及调查区域内的种群数量[31]。本研究采用该方法进行藏野驴种群密度及数量的估算,具体公式如下:

$$\hat{D}=\frac{n}{2wL\,\hat{P}_a}$$

式中,$\hat{D}$为估算的黄河源园区内藏野驴种群密度;n 为长度为 L 的样线两侧宽度为 w 的范围内藏野驴的个体数量;$\hat{P}_a$是藏野驴在面积 a 内被观测到的平均概率。$\hat{P}_a$的计算方法如下:

$$\hat{P}_a=\frac{\int_0^w g(x)\,dx}{w}$$

式中,$g(x)$是藏野驴距样线 x 时被发现的概率函数,数值随着距离的增加而降低。目前,地面调查中所采用的 $g(x)$函数包括均匀分布、半正态分布、风险率分布以及负指数分布等。本研究中基于无人机影像解译时,x 对解译精度没有影响,故 $g(x)$取值为 1,地面调查结果估算时 $g(x)$采用半正态分布函数拟合。无需对 $g(x)$进行假设拟合,从而提升估算精度也是无人机遥感调查的优势之一。

进而,研究区内的藏野驴种群数量利用下式估算:

$$P=\hat{D}\times A$$

式中,P 为黄河源园区内藏野驴的种群数量,A 为黄河源园区扣除水域后的国土面积。

1.4 其他数据来源

居民点、水源地数据提取自 2018 年全国土地利用/覆被类型栅格数据,此外在栖息地范围识别中还用到 2000 年土地利用/覆被类型栅格数据,均由中科院地理所邵全琴研究员课题组提供;坡度栅格数据由 ASTER GDEM 数字高程模型在 ArcGIS 软件计算生成;植被覆盖度栅格数据由中国测绘科学研究院提供,上述数据空间分辨率均为 30 m×30 m。草地类型数据来源于中国 1:100 万植被类型数据集,道路数据来源于国家地球系统科学数据中心共享服务平台的青海省基础地理数据集。

1.5 适宜生境划定与分析

采用 Vanderloeg 和 Scavia 选择系数与选择指数[32],分析藏野驴对距居民点距离、距公路距离等人类扰动环境因子,距水源地距离、植被覆盖度与植被类型等食物资源环境因子,以及坡度等地形环境因子的选择与回避偏好。具体公式如下:

$$W_i=\frac{(r_i/p_i)}{\sum(r_i/p_i)}$$

$$E_i=\frac{(W_i-1/n)}{(W_i+1/n)}$$

式中,W_i 为选择系数,E_i 为选择指数。r_i 为藏野驴选择的具有 i 特征的样方数,p_i 指样带中具有 i 特征的总样方数,n 指环境特征 i 的等级数($n=1,2,\cdots n$);E_i 介于 -1 到 1 之间,当 $E_i=1$ 为特别偏好,$E_i=-1$ 为不选择,$E_i<-0.1$ 为回避选择,$E_i>0.1$ 为偏好选择,$0.1\leqslant E_i\leqslant 0.1$ 为随机选择。计算过程中将藏野驴出现的栅格作为 30 m×30 m 的被选择样方,样带内总栅格数量视为总样方数。

依据藏野驴针对每个单一因子的生境选择偏好结果,通过空间叠加分析筛选出在各环境因子均满足条件的区域作为适宜生境,进而分析适宜生境的时空变化。此外,在栅格单元上通过明晰导致适宜生境发生变化的环境因子,探究驱动适宜生境变化的因素。

2 结果

2.1 藏野驴种群数量调查结果

如表 1 所示,无人机调查样带内共发现藏野驴 252 头,其中 1 号样带内最多,为 107 头。此外,在 2 号、3 号、4 号、9 号以及 10 号样带内均发现藏野驴个体。

表 1 无人机样带藏野驴解译结果

Table 1 Interpretation results of kiangs in UAV transects

样带编号 Transect number	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	合计
藏野驴数量/头 Amount of kiangs	107	6	4	2	0	0	0	0	48	85	0	252

UAV:无人机 Unmanned aerial vehicle

与 1 号无人机样带航拍同步开展的地面调查中,在 3 个记录点位上分别发现藏野驴 31 头、51 头和 30 头,总计 112 头;无人机 1 号样带内的解译结果显示有藏野驴 3 群,分别为 28 头、48 头以及 31 头,总计 107 头。通过对比发现,两者对于三群藏野驴计数的绝对偏差值分别为 9.68%、5.88% 和 3.33%,总数绝对偏差为 4.46%。

通过距离取样法模型估算,基于无人机样带调查估算样带内藏野驴种群密度为 2.78 头/km^2,基于地面样带调查数据估算样带内藏野驴种群密度为 2.86 头/km^2,两者绝对偏差为 2.88%。

验证的结果证明无人机遥感调查及解译结果准确可用。实际上,由于地面计数过程中藏野驴存在移动与互相遮挡情况,以及概率函数拟合中的不确定性,可能无人机调查结果更为准确。

经过推算,2017 年春季黄河源园区内共有藏野驴 20989 头。

2.2　藏野驴生境选择偏好

按照栅格数量计数,无人机调查样带共有样方 231267 个,其中发现藏野驴个体样方共 133 个。依据选择指数的初步计算结果来看(表 2),对于人类扰动环境因子,藏野驴回避选择距居民点 1 km 以内的区域活动,不选择距公路 1 km 以内的区域,对于距离 1—3 km 范围内的区域均表现为偏好选择,3 km 以外的局域未表现出明显的倾向性。对于 3 种食物资源环境因子,藏野驴倾向于距水源地 1 km 以内的区域,回避选择距离 1—3 km 范围内的区域,不选择 3 km 以外的区域;藏野驴倾向于选择植被覆盖度介于 0.4—0.8 之间的高山嵩草-杂类草草地型以及高山嵩草-紫花针茅草地型草地,对植被覆盖度小于 0.2 以及大于 0.8 的区域表现为回避选择,并且不选择禾叶风毛菊草地型、藏嵩草-苔草草地型、藏嵩草草地型、高山嵩草草地型以及赖草草地型的草地作为栖息地。此外,藏野驴倾向于选择坡度小于 2°的地形平坦区域,对于坡度介于 2—5°之间的区域表现为随机选择,回避坡度大于 5°以上的陡峭区域。

表 2　藏野驴对环境因子的选择性

Table 2　Selectivity of the kiang to environmental factors

项目 Factors	因子等级 Level	总样方数 Total quadrat number	选择样方数 Selected quadrat number	选择系数 Selection coefficient	选择指数 Selection index	选择性 Selectivity
距居民点距离	≤1	21815	4	0.12	-0.47	NS
Distance from residential	1—3	66347	53	0.53	0.23	PS
area/km	>3	143114	76	0.35	0.03	RS
距公路距离	≤1	6178	0	0.00	-1.00	NOS
Distance from road/km	1—3	27642	27	0.65	0.32	PS
	>3	197456	106	0.35	0.03	RS
距水源距离	≤1	206250	128	0.75	0.39	PS
Distance from water/km	1—3	24744	5	0.25	-0.15	NS
	>3	282	0	0.00	-1.00	NOS
植被覆盖度	0—0.2	42198	2	0.02	-0.84	NS
Fractional vegetation cover	0.2—0.4	128686	78	0.22	0.06	RS
	0.4—0.6	37099	40	0.40	0.33	PS
	0.6—0.8	13950	12	0.32	0.23	PS
	0.8—1	9343	1	0.04	-0.67	NS
草地类型	高山嵩草-杂类草草地型	35662	61	0.33	0.49	PS
Grassland type	高山嵩草-紫花针茅草地型	13013	42	0.62	0.69	PS
	禾叶风毛菊草地型	3949	0	0.00	-1.00	NOS
	紫花针茅-杂类草草地型	107698	28	0.05	-0.38	NS
	藏嵩草-苔草草地型	10754	0	0.00	-1.00	NOS
	藏嵩草草地型	4105	0	0.00	-1.00	NOS
	高山嵩草草地型	3123	0	0.00	-1.00	NOS
	赖草草地型	8189	0	0.00	-1.00	NOS
	紫花针茅草地型	44783	2	0.01	-0.86	NS
坡度 Slope/(°)	≤2	39317	43	0.54	0.24	PS
	2—5	96814	70	0.36	0.03	RS
	>5	95145	20	0.10	-0.53	NS

PS:倾向选择 Positive selection;RS:随机选择 Random selection;NS:回避选择 Negative Selection;NOS:不选择 No Selection

为了剔除各环境因子之间的内在关系对分析结果的干扰,本研究进一步对上述 6 种环境因子进行了因子分析。前 3 个公因子可累计解释变异系数的 83.61%,因此取前 3 个因子进行分析,每个公因子与其中载荷绝

对值大的环境因子关系最为密切。

结果显示,第 1 公因子主要代表距居民点距离以及距公路距离,第 2 公因子主要代表距水源距离与坡度,第 3 公因子主要代表植被覆盖度(表 3)。我们有理由相信上述 5 种环境因子主导着藏野驴的栖息地选择,而研究区内的草地类型影响相对较弱。

表 3 因子载荷矩阵

Table 3 Factor loading matrix

公因子 Common factor	1	2	3
距居民点距离 Distance from residential area	−0.929	−0.010	−0.022
距公路距离 Distance from road	0.911	0.228	0.008
距水源距离 Distance from water	0.078	0.858	−0.269
植被覆盖度 Fractional vegetation cover	0.076	0.025	0.938
草地类型 Grassland type	0.695	−0.370	0.436
坡度 Slope	0.007	0.839	0.235

2.3 适宜生境范围及时空变化规律

根据藏野驴生境选择的分析结果,将其中的倾向选择(PS)以及随机选择(RS)区域定义为藏野驴的适宜生境。通过空间叠加 2000 年及 2018 年各环境因子数据,识别藏野驴适宜生境范围,结果如图 3 所示。

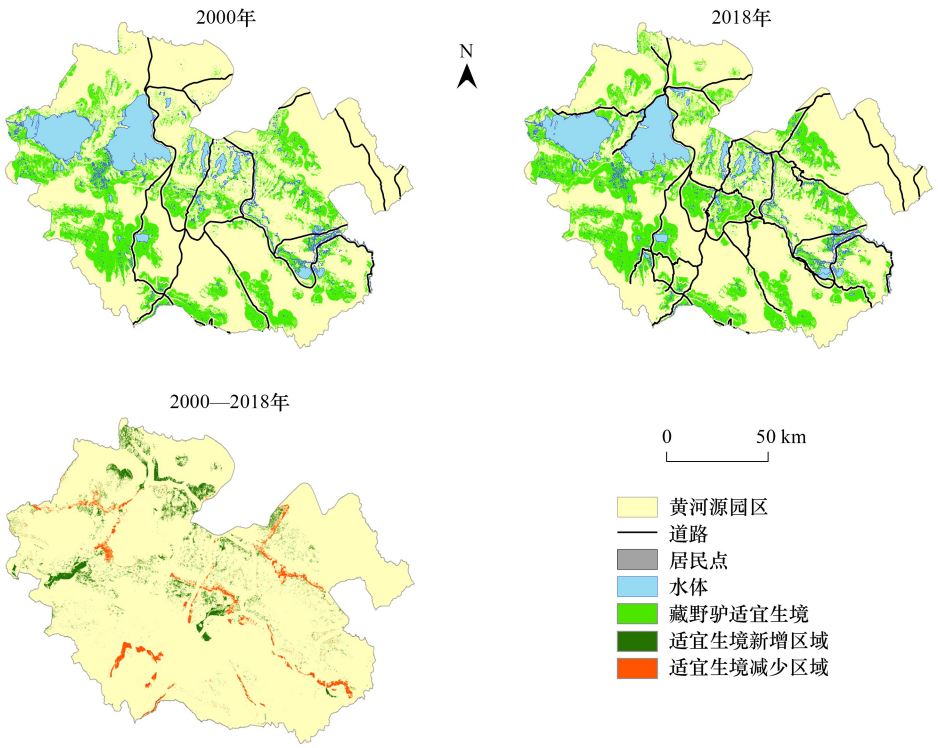

图 3 2000 年及 2018 年黄河源园区藏野驴适宜生境范围及变化区域

Fig.3 Range of suitable habitat of kiangs in 2000 and 2018 and its change area in the Yellow-River-Source National Park

2000 年,三江源国家公园黄河源园区内藏野驴的适宜生境面积为 4416.34 km^2,占全区总面积的 23.12%。藏野驴的适宜生境在除东北部外的全区范围内广泛分布,空间格局与湖泊的分布较为一致(图 3)。2018 年,黄河源园区内的藏野驴适宜生境面积为 4747.10 km^2,占全区总面积的 24.85%,空间分布范围整体上与 2000 年一致(图 3)。

近 20 年间,黄河源园区内藏野驴适宜生境面积增加了 330.76 km^2,面积占比增加 1.73%,整体来看变化

幅度较小。其中,适宜生境新增区域主要位于西北部以及西部,减少范围则为广泛分布在园区内的多条带状区域(图 3)。

为进一步探究藏野驴适宜生境空间范围变化的驱动因素,我们对 2000 年及 2018 年非适宜生境区域的原因进行了梳理分析,具体因素包括坡度陡峭、植被覆盖度低、远离水源、靠近道路和靠近居民点等单一因素,以及他们之间的互相组合。

从图 4 可以看出,新增的适宜栖息地区域在 2000 年时主要是因为远离水源以及植被覆盖度低并未划入适宜栖息地,至 2018 年时水体的扩张以及植被覆盖度的提高消除了上述限制因素。而对照 2000 年,2018 年减少的适宜栖息地区域的限制因素大多为靠近道路,为新增道路两侧的带状区域,即道路的新增导致了部分藏野驴适宜栖息地的减少。

此外,通过对 2000 年与 2018 年(图 4)非适宜栖息地因素的对比可以看出,许多区域由多因素变为了单一因素限制。在西北部,大面积区域的限制因素由“远离水源+植被覆盖度低”变为了“植被覆盖度低”或者“靠近道路”;中北部区域则由“坡度陡峭+远离水源”变为“坡度陡峭”,等。说明近 20 年间,由于水体的扩张以及植被的恢复,受到这两种因素限制的区域不断减少。某些区域,道路的增加成为新的限制因素。

黄河源园区内居民点分布很少,且近 20 年扩张不明显,对于整个区域的影响几乎可以忽略。

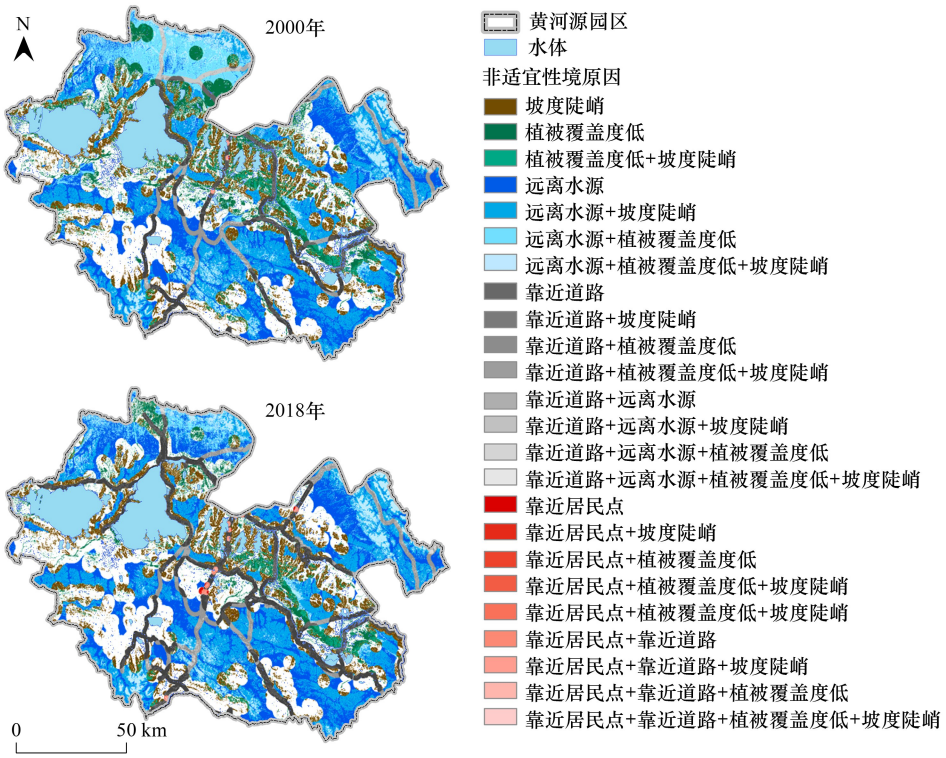

图 4　黄河源园区 2000 年与 2018 年藏野驴非适宜栖息地限制因素

Fig.4　Limiting factors of unsuitable habitat for kiangs in 2000 and 2018 in the Yellow-River-Source National Park

3　讨论

3.1　无人机遥感技术在野生动物调查及生境研究中的应用

本研究利用固定翼无人机搭载可见光传感器在三江源国家公园黄河源园区近 1.91 万 km^2的范围内进行抽样调查,并进行了藏野驴的生境选择偏好分析及适宜生境识别。与传统的地面调查方法相比,无人机遥感调查节省了大量的人力物力,而且准确记录下了每个目标动物的影像信息,除了结果更加准确外,调查数据可

长期保存,方便后续重复实验或开展更加深入的分析研究[33]。但是,无人机的平台视角是自上而下的,适用于平坦开阔的区域,比如我国的青藏高原地区。当与观测目标之间存在遮挡时使用大大受限。比如对生活在森林中的动物进行调查时,地面调查的方法更加合适[34]。本研究中,无人机影像的成图分辨率在 4—7 cm 时可以识别体长 1—2 m 的大型食草动物,若调查对象体型发生变化时,需对应调整无人机飞行参数以达到最佳的作业效率与数据质量。

3.2 藏野驴适宜生境变化

通过对藏野驴适宜生境范围的识别以及变化分析,得到近 20 年虽然适宜生境面积范围增加比例较小,但很多区域由多因素限制变为了单因素限制。这种变化是由于区内的水体扩张以及植被覆盖度增加所主导的,区内暖湿化的气候变化[35]以及生态工程等人为因素[36]均存在贡献。

从适宜生境的限制因素来看,由于道路扩张而减少的适宜生境绝对面积较少。但是其空间延伸范围广,造成负面影响可能不仅仅体现在面积的变化上。藏野驴的适宜生境由于道路的分割连通性降低、破碎化程度加剧可能是更严重的负面影响,导致野生动物活动范围受限,降低其通过迁徙与扩散适应环境变化的能力[37—38]。

3.3 不足与展望

本研究中,藏野驴个体的识别通过人机目视解译完成,耗费人力,未来可结合面向对象的机器学习自动识别算法实现高精度自动解译。或者将可见光传感器更换为多光谱、热红外等可获取更多波段信息的传感器辅助解译工作。

本研究对于藏野驴的生境分析止步于范围识别与时空变化归因分析,未来可结合产草量、藏野驴食性特征等进一步分析研究区的藏野驴生态容量。又或者与其他大型野生食草动物一起开展综合调查,在对生态位的重叠关系、各种野生动物生存资源的竞争关系进行深入剖析的基础上,形成更加综合性的结果。

4 结论

1)无人机调查样带内共发现藏野驴 252 头。经过推算,2017 年春季三江源国家公园黄河源园区内共有藏野驴 20989 头。

2)藏野驴倾向于选择距居民点 1 km 以外,距道路 1—3 km 范围内,距水源 1 km 以内,且植被覆盖度介于 0.4—0.8 之间的坡度小于 5°的平坦区域做为栖息地。

3)近 20 年间,三江源国家公园黄河源园区内的藏野驴适宜生境面积增加了 330.76 km^2,达到 4747.10 km^2,面积占比增加 1.73%,达到了 24.85%。这主要是气候变化与人类活动协同作用下导致的水体扩张与植被覆盖度增加驱动的。此外,道路的扩张限制了适宜栖息地的增加并可能造成栖息地连通性下降等更为严重的后果。

参考文献(References):

[1] 王金亮, 陈姚. 3S 技术在野生动物生境研究中的应用. 地理与地理信息科学, 2004, 20(6): 44-47.

[2] Watling J I, Arroyo-Rodríguez V, Pfeifer M, Baeten L, Banks-Leite C, Cisneros L M, Fang R, Hamel-Leigue A C, Lachat T, Leal I R, Lens L, Possingham H P, Raheem D C, Ribeiro D B, Slade E M, Urbina-Cardona J N, Wood E M, Fahrig L. Support for the habitat amount hypothesis from a global synthesis of species density studies. Ecology Letters, 2020, 23(4): 674-681.

[3] Bangs P D, Krausman P R, Kunkel K E, Parsons Z D. Habitat use by female desert Bighorn sheep in the Fra Cristobal Mountains, New *Mexico*, USA. European Journal of Wildlife Research, 2005, 51(2): 77-83.

[4] Salas E A L, Valdez R, Michel S. Summer and winter habitat suitability of Marco Polo argali in southeastern Tajikistan: a modeling approach. Heliyon, 2017, 3(11): e00445.

[5] 刘振生, 高惠, 滕丽微, 苏云, 王晓勤, 孔芳毅. 基于 MAXENT 模型的贺兰山岩羊生境适宜性评价. 生态学报, 2013, 33(22): 7243-7249.

[6] 高行宜, 谷景和. 马科在中国的分布与现状. 兽类学报, 1989, 9(4): 269-274.

[7] Zhang Y J, Zhao R, Liu Y J, Huang K, Zhu J T. Sustainable wildlife protection on the Qingzang Plateau. Geography and Sustainability, 2021, 2(1): 40-47.

[8] Schaller G B. Wildlife of the Tibetan Steppe//. Chicago: University of Chicago Press, 1998.
[9] 董世魁, 武晓宇, 刘世梁, 苏旭坤, 吴娱, 石建斌, 李晓文, 张翔, 许东华, 翁晋. 阿尔金山自然保护区基于野牦牛、藏野驴、藏羚羊适宜栖息地的生态容量估测. 生态学报, 2015, 35(23): 7598-7607.
[10] 李欣海, 郜二虎, 李百度, 詹祥江. 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(2): 151-162.
[11] 路飞英, 石建斌, 张子慧, 苏旭坤, 吴娱, 董世魁, 李晓文, 张翔, 许东华, 高峰, 翁晋. 阿尔金山自然保护区藏羚羊、藏野驴和野牦牛的数量与分布. 北京师范大学学报: 自然科学版, 2015, 51(4): 374-381.
[12] Shi J B, Li X W, Lu F Y, Zhuge H J, Dong S K. Variation in group sizes of sympatric Wild yak, Tibetan wild ass and Tibetan antelope in Arjin Shan National Nature Reserve of Xinjiang Province, China. Global Ecology and Conservation, 2019, 20: e00749.
[13] 苏旭坤, 董世魁, 刘世梁, 刘颖慧, 石建斌, 吴娱, 张翔, 许东华. 阿尔金山自然保护区土地利用/覆被变化对藏野驴栖息地的影响. 生态学杂志, 2014, 33(1): 141-148.
[14] 吴娱, 董世魁, 张相锋, 刘颖慧, 石建斌, 张翔, 苏旭坤, 王学霞, 李媛媛. 阿尔金山保护区藏野驴和野牦牛夏季生境选择分析. 动物学杂志, 2014, 49(3): 317-327.
[15] Gao H M, Jiang F, Chi X W, Li G Y, Cai Z Y, Qin W, Zhang J J, Wu T, Zhang T Z. The carrying pressure of livestock is higher than that of large wild herbivores in Yellow River source area, China. Ecological Modelling, 2020, 431: 109163.
[16] 齐增湘, 徐卫华, 熊兴耀, 欧阳志云, 郑华, 甘德欣. 基于 MAXENT 模型的秦岭山系黑熊潜在生境评价. 生物多样性, 2011, 19(3): 343-352, 398.
[17] 唐中海, 罗华林, 王建华, 刘家林, 游章强. 基于 GIS 和 Maxent 模型的白唇鹿(*Cervus albirostris*)潜在适宜生境及保护 GAP 分析. 生态学报, 2022, 42(22): 9394-9403.
[18] 郭兴健, 邵全琴, 杨帆, 李愈哲, 汪阳春, 王东亮. 无人机遥感调查黄河源玛多县岩羊数量及分布. 自然资源学报, 2019, 34(5): 1054-1065.
[19] 邵全琴, 郭兴健, 李愈哲, 汪阳春, 王东亮, 刘纪远, 樊江文, 杨帆. 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(3): 497-507.
[20] 蔡振媛, 覃雯, 高红梅, 吴彤, 迟翔文, 杨俊东, 苗紫燕, 张婧捷, 宋鹏飞, 连新明, 苏建平, 张同作. 三江源国家公园兽类物种多样性及区系分析. 兽类学报, 2019, 39(4): 410-420.
[21] 王兆峰, 许静. 土地利用演变对国家公园生态系统服务价值的影响——以三江源国家公园为例. 生态学报, 2022, 42(17): 6948-6958.
[22] 郑德凤, 郝帅, 吕乐婷, 徐文瑾, 王燕燕, 王辉. 三江源国家公园生态系统服务时空变化及权衡-协同关系. 地理研究, 2020, 39(1): 64-78.
[23] 高红梅, 蔡振媛, 覃雯, 黄岩淦, 吴彤, 迟翔文, 张婧捷, 苗紫燕, 宋鹏飞, 连新明, 张同作. 三江源国家公园鸟类物种多样性研究. 生态学报, 2019, 39(22): 8254-8270.
[24] 黄凤, 吴世新, 唐宏. 基于遥感与 GIS 的新疆近 18a 来 LUCC 的生态环境效应分析. 中国沙漠, 2012, 32(5): 1486-1493.
[25] Bueno A S, Peres C A. The role of baseline suitability in assessing the impacts of land-use change on biodiversity. Biological Conservation, 2020, 243(C): 108396.
[26] Zhao G S, Liu J Y, Kuang W H, Ouyang Z Y, Xie Z L. Disturbance impacts of land use change on biodiversity conservation priority areas across China: 1990-2010. Journal of Geographical Sciences, 2015, 25(5): 515-529.
[27] 黄青东智, 陈刘阳, 李尚鹏, 孙章运, 杨明新, 张德喜, 李成先, 毛锐锐, 李泽宇, 张立勋. 道路对三江源国家公园黄河源园区藏野驴和藏原羚种群数量及其栖息地的影响. 兽类学报, 2022, 42(1): 34-48.
[28] 殷宝法, 于智勇, 杨生妹, 淮虎银, 张镱锂, 魏万红. 青藏公路对藏羚羊、藏原羚和藏野驴活动的影响. 生态学杂志, 2007, 26(6): 810-816.
[29] Tao J, Zhang Y J, Zhu J T, Jiang Y B, Zhang X Z, Zhang T, Xi Y. Elevation-dependent temperature change in the Qinghai-Xizang Plateau grassland during the past decade. Theoretical and Applied Climatology, 2014, 117(1): 61-71.
[30] Mantyka-pringle C S, Martin T G, Rhodes J R. Interactions between climate and habitat loss effects on biodiversity: a systematic review and meta-analysis. Global Change Biology, 2012, 18(4): 1239-1252.
[31] 李月辉. 大中型兽类种群数量估算的研究进展. 生物多样性, 2021, 29(12): 1700-1717.
[32] Lechowicz M J. The sampling characteristics of electivity indices. Oecologia, 1982, 52(1): 22-30.
[33] Wang D L, Shao Q Q, Yue H Y. Surveying wild animals from satellites, manned aircraft and unmanned aerial systems (UASs): a review. Remote Sensing, 2019, 11(11): 1308.
[34] 顾佳音. 中国东北虎种群现状、冬季猎物选择及运动特征研究[D]. 哈尔滨: 东北林业大学, 2017.
[35] 李红梅, 颜亮东, 温婷婷, 冯晓莉. 三江源地区气候变化特征及其影响评估. 高原气象, 2022, 41(2): 306-316.
[36] 刘世梁, 孙永秀, 赵海迪, 刘轶轩, 李明琦. 基于多源数据的三江源区生态工程建设前后草地动态变化及驱动因素研究. 生态学报, 2021, 41(10): 3865-3877.
[37] Bennett A F, Crooks K R, Sanjayan M. The future of connectivity conservation. Connectivity Conservation. Cambridge: Cambridge University Press, 2006: 676-694.
[38] 李欣蕊, 赵序茅, 李明. 气候变化和人为干扰对中国三种金丝猴地理分布的未来影响. 兽类学报, 2021, 41(3): 310-320.