
六盘山华北豹的栖息地选择及廊道 研究

完成人

张卓锦

指导小组成员

王放 青年研究员

目 录

摘 要.....	I
Abstract.....	II
一、前言.....	1
1.1 大型食肉动物的生态功能与保护意义.....	1
1.2 生境破碎化对大型食肉动物的负面影响.....	1
1.3 豹的生物学特性与保护现状.....	2
1.4 在六盘山开展保护研究的意义.....	3
二、材料与方法.....	5
2.1 研究区域概况.....	5
2.2 研究对象.....	6
2.3 研究方法.....	6
2.3.1 样点选择.....	6
2.3.2 红外相机布设.....	7
2.3.3 物种识别.....	8
2.3.4 构建华北豹占域模型.....	8
2.3.5 华北豹适宜栖息地预测.....	12
2.3.6 华北豹潜在扩散廊道预测.....	12
三、研究结果.....	15
3.1 华北豹的占域模型.....	15
3.2 华北豹适宜栖息地预测.....	18
3.3 华北豹的生境连通性及潜在扩散廊道.....	19
四、讨 论.....	21
4.1 华北豹在六盘山的生境选择及影响因素.....	21
4.2 基于栖息地与廊道预测对六盘山华北豹的保护建议.....	22
4.3 对六盘山地区人豹冲突预防的建议.....	24
4.4 研究的总结与展望.....	26
参考文献.....	27

摘 要

大型食肉动物在生态系统中有重要功能。然而人类活动给全球大型食肉动物带来了普遍的生存威胁，其中生境破碎化对大型食肉动物造成了严重的负面影响。华北豹 (*Panther pardus japonensis*) 是我国特有的豹亚种，在部分区域的森林生态系统中是仅存的大型食肉动物，对于维持森林生态系统的结构和功能有重要作用，但华北豹也受到了栖息地破碎化、人类活动等负面影响。本研究在华北豹分布边缘区域六盘山开展。使用红外相机对华北豹及其他同域分布物种进行了监测，构建占域模型分析华北豹的栖息地选择，评估了栖息地破碎化格局，构建电流模型和最小成本路径模型分析了华北豹潜在生态廊道。研究发现，华北豹偏好植被发育成熟、地势崎岖、温度较低远离农田和公路的栖息地，对于农田边缘和居民点未出现显著回避。研究识别了两条连接华北豹六盘山东西山脉栖息地的生态廊道。由于六盘山生境高度破碎化、山脉两侧的栖息地受县城分隔，未来华北豹很有可能在扩散过程中进入居民区，引起人兽冲突。为了加强对华北豹的保护，避免人豹冲突，本研究提出应开展对华北豹的跨省保护，并考虑预见性地制定预防人豹冲突的管理办法。本研究填补了宁夏华北豹研究空白，部分研究结果能够为华北豹的保护和管理提供科学支持。

关键词： 大型食肉动物，生境选择，华北豹，生境连通性，廊道

Abstract

Large carnivores serve important functions in ecosystems. However, human activities have brought widespread threats to large carnivores around the world, and habitat fragmentation has caused serious negative effects on large carnivores. North Chinese leopard (*Panther Pardus japonensis*) is an endemic subspecies of leopard in China. It is the only remaining large carnivore in forest ecosystems of some regions and plays an important role in maintaining the structure and function of forest ecosystems. However North Chinese leopard is believed to be negatively affected by habitat fragmentation and human activities. This study was held in Liupanshan Mountains, which is on the edge of North Chinese leopard's distribution. In this study, we used infrared camera to monitor North Chinese leopards and other sympatric species. Occupancy model was used to analyze the leopards' habitat selection. Circuit model and least-cost model were used to evaluate the habitat fragmentation pattern, and to predict leopards' potential habitat corridors. The results showed that leopards preferred habitat patches that are distant from cropland and roads and with mature vegetation, rugged terrain, low temperature. But they did not avoid cropland edges and residential areas. The study identified two habitat corridors linking the leopards' habitat patches in eastern and western regions of Liupanshan Mountains. Due to the habitat patches in Liupanshan Mountains are highly fragmented and separated by lowland towns, it is possible for leopards to enter residential areas during dispersal and cause human-animal conflicts in the future. In order to improve the protection of North Chinese leopards and avoid human-leopard conflicts, we suggested that cross-provincial protection of North Chinese leopards should be applied, and proactive management to prevent human-leopard conflicts should be considered. This study fills in the gaps in the study of North Chinese leopards in Ningxia province, and some of the results can provide scientific supports for the conservation and management of North Chinese leopards.

Key words: large carnivores, habitat selection, North Chinese leopard, habitat

connectivity, corridor

一、前言

1.1 大型食肉动物的生态功能与保护意义

大型食肉动物 (large carnivores) 在生态系统中有着重要的生态功能^{[1], [2]}。在各种生态系统中, 食肉动物不仅直接影响它们的猎物, 也间接对食物链中多个营养级的生物产生影响, 这种现象被称为营养级联反应 (trophic cascades)^{[2]-[4]}。作为生态系统中的顶级捕食者 (apex predator), 大型食肉动物对生态系统的整体性和稳定性有重要的作用^{[5], [6]}, 它们的减少或消失会带来生态系统中总体生物量下降、初级生产力降低、部分生态功能丧失等一系列后果^{[2], [3]}, 而这些损失是无法由其他食肉动物完全补偿的^[8]。

在当下全球的大型食肉动物都普遍受到了土地覆盖变化、生境质量下降、猎物减少、人兽冲突加剧等问题的威胁^[8], 全球有近 60% 的大型食肉动物面临灭绝的风险^[7]。许多研究者都意识到了保护大型食肉动物的重要性和紧迫性。已有研究表明, 对大型食肉动物在内的顶级捕食者的保护能够有效地覆盖生态系统中的其他生物, 从而对生态系统整体的功能和生物多样性起到保护作用^{[9], [10]}。

1.2 生境破碎化对大型食肉动物的负面影响

生境破碎化 (habitat fragmentation) 导致的小种群增加、种群间遗传隔离 (genetic barrier)、边缘效应 (edge effect) 增强等问题是全球生物多样性加速下降的重要原因之一^{[11], [12]}。而在这其中, 大型食肉动物受到的影响尤为严重, 它们需要大面积且连续的家域 (home range) 来提供足够的猎物, 且存在明显的领域行为, 个体或族群间相互排斥^{[13], [14]}。世界各地的大型食肉动物都受到了人类活动导致的生境破碎化的负面影响, 例如南非的豹 (*Panthera pardus pardus*) 受人类影响被分为三个亚种群 (subpopulation), 这些亚种群之间的基因交流受到阻隔, 遗传多样性明显下降^[15]; 例如南加利福尼亚的短尾猫 (*Lynx rufus*) 和郊狼 (*Canis latrans*), 欧洲的欧亚猞猁 (*Lynx lynx*) 的栖息地被城市和公路分隔, 导致它们迁徙扩散时的死亡率上升^{[16]-[18]}。

为了减轻生境破碎化对野生动物的影响，研究与保护工作者常常会考虑为物种建立廊道（corridor）（或称“走廊带”），这通常指将因为生境破碎化而产生的2个或多个斑块（patch）连接起来的通道^[19]。许多研究和实践工作的成果表明，建立廊道能够有效恢复野生生物栖息地之间的连通性（connectivity），减小生境破碎化带来的负面影响，增强种群的生存力^{[20]-[22]}。对大型食肉动物而言，廊道的建立也对促进其种群扩散，防止遗传多样性降低，帮助种群恢复有着积极作用^[23]。

1.3 豹的生物学特性与保护现状

豹（*Panthera pardus*）是豹属的大型猫科动物。基于当前的分子生物学研究成果，豹被划分为9个亚种，我国境内主要有华北豹（*P. p. japonensis*）、远东豹（*P. p. orientalis*）、印支豹（*P. p. delacouri*）和印度豹（*P. p. fusca*）这4个亚种分布^{[24], [25]}。豹是当今世界上分布最广的猫科动物，分布区横跨非洲和亚洲大陆，在IUCN红色名录中的受胁等级为易危（vulnerable, VU）^[26]。豹有强大的环境适应能力，能够适应从热带雨林，到高山荒漠，再到人口稠密的城市等多种生境^[27]。同时，它们的食性在专性食肉动物中也是最广的^[28]。广泛的食性，以及较高的行为可塑性（plasticity）让豹在其他大型食肉动物已局部灭绝的情况下，继续生存在受到人类高强度改造利用的区域^{[27], [29], [30]}。在印度，豹能够以10只/100km²的密度与人类同域分布^[30]，它们在行为和食性上高度可以适应城镇和农田环境，在人口密布的区域表现出更明显的夜行性，并以流浪的家猫、家犬和牲畜为主食^{[29], [31], [32]}。

虽然豹有较强的适应力和较宽的生态位，但在今天它们所受到的威胁依然严峻，分布区域处于快速退缩之中^{[8], [33]}。不同豹亚种的生存状况差异较大，其中阿拉伯豹（*P. p. nimr*），华北豹（*P. p. japonensis*）和远东豹（*P. p. orientalis*）这3个亚种失去了历史上98%的栖息地^[27]。目前现存的每个豹亚种都在不同程度上受到了盗猎、报复性捕杀、生境破碎化等的威胁^{[15], [27], [34]-[36]}。

华北豹是中国特有的豹亚种，在我国为国家一级重点保护野生动物^[36]。华北豹曾经广泛分布在中国东部和中部的广大区域，目前分布区退缩为河北、陕西、山西、河南、宁夏、四川、青海和西藏八个省市自治区^[36]。与历史分布

区相比，华北豹的分布区域减少了约 96-98%^[27]（图 1），现存种群分散在各个小且相互孤立的保护区中。根据 2017 年的研究估计，全国华北豹的现存个体仅有约 174-348 只，每个孤立的小种群的个体数估计不超过 50 只^[36]。生境破碎化、小种群隔离可能导致的近交衰退，潜在栖息地不足，以及人兽冲突等问题威胁着华北豹的长期生存，因此研究人员提出将华北豹的受胁等级单独提升为极危（CR）^[36]。这些现状均表明，对我国各地的华北豹种群开展研究与保护刻不容缓。

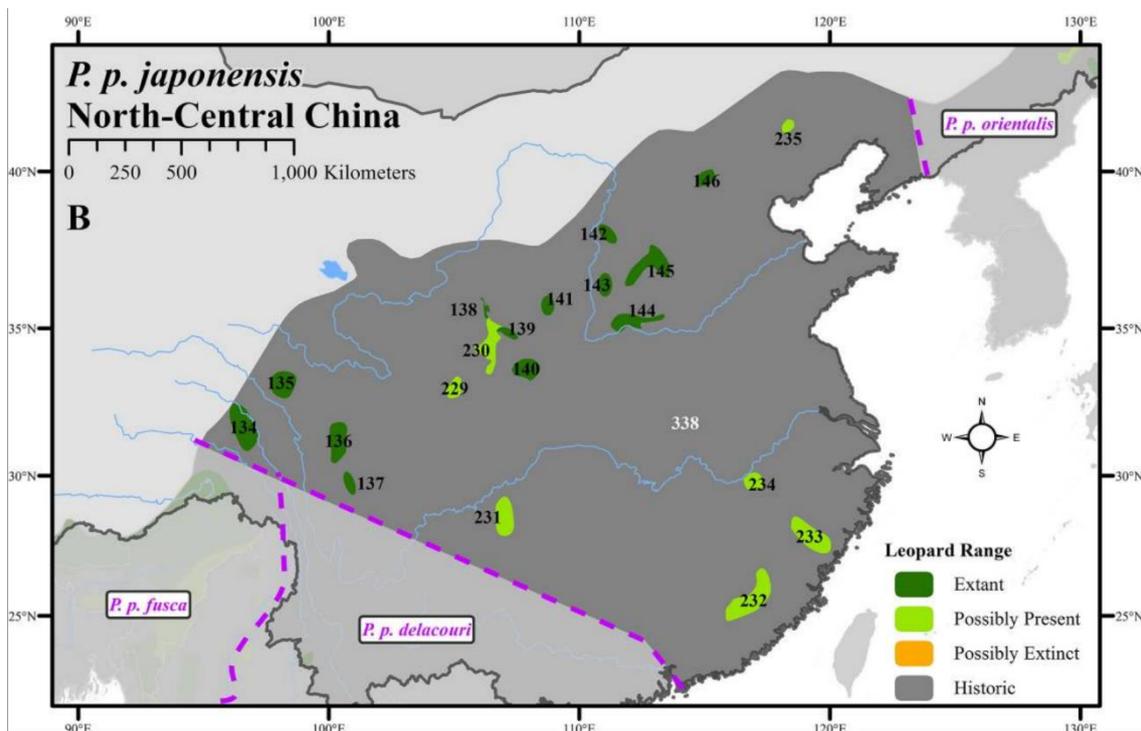


图 1 华北豹历史分布区和现有分布区示意图^[27]

1.4 在六盘山开展保护研究的意义

六盘山位于我国宁夏回族自治区南部与甘肃省交界之处，地处黄土高原中西部，其山麓南端与秦岭西段相接，山体界于 34° 30′ N-36° 30′ N，105° 52′ E-106° 43′ E 之间^[37]。坐落于东亚季风区的边缘，六盘山夏季受东南季风影响，冬季受干冷蒙古高压气流控制，形成冬季寒冷干燥，夏季高温多雨的典型温带大陆性气候^[38]。与西北和黄土高原的广大地区相比，六盘山的气候相对湿润，森林茂盛，是我国西北地区重要的水源涵养地^[37]、^[39]。

六盘山的整体森林覆盖率在 70%以上，有完整的森林生态系统；也是多种植物区系的交汇之处，有多样的生境和丰富的生物多样性资源^[39]。六盘山有 25

目 61 科 128 属共计 226 种脊椎动物，占宁夏脊椎动物种类总数的 54.72%，其中包括 6 目 16 科 33 属，共计 47 种哺乳动物，其中 2 种为国家一级重点保护动物，15 种为国家二级重点保护动物。除此之外，还有 20 目 197 科 1792 种昆虫，以及 110 科 1069 种维管植物^{[38], [40]}。

从地形上看，六盘山的山体主要由东西两列近似平行的山脉组成，两列山脉呈南北走向，山体狭长，西侧为六盘山主脉：大关山，东侧山脉被称为小关山^[34]。两列山脉上的自然保护区被山脉之间宽 5-10km 的低地隔断。而在从 2019 年底开始的红外相机监测调查中，六盘山西侧和东侧均发现了华北豹的分布。

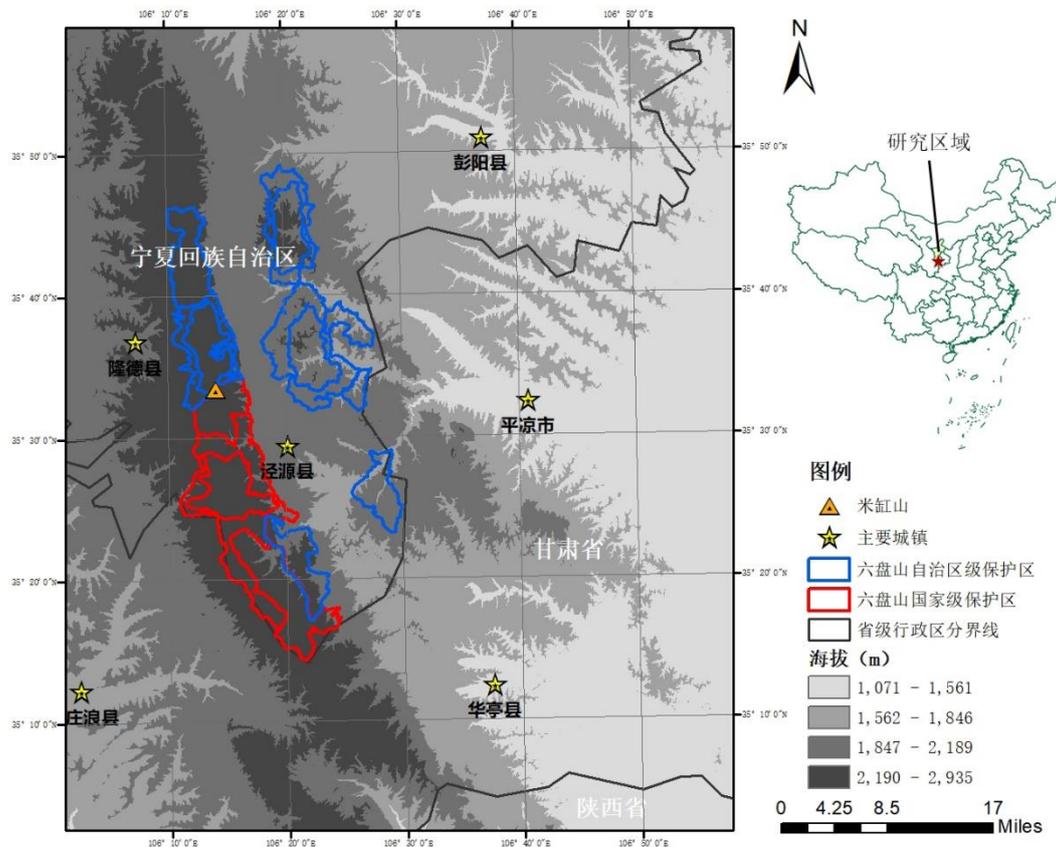
为对于六盘山华北豹进行进一步的深入研究，本研究基于 2019-2021 年的红外相机探测历史数据，使用占域模型筛选影响华北豹占域率的环境变量^[41]。同时为了评估六盘山华北豹栖息地空间分布的格局，预测华北豹的适宜栖息地的空间分布。在这些基础上对华北豹的生境连通性进行评估^{[43], [44]}，并识别潜在的扩散廊道。本研究将填补对六盘山华北豹种群的种群生态学研究空白，为华北豹的保护工作提供科学支持。

二、材料与amp;方法

2.1 研究区域概况

本研究的研究区域位于我国宁夏回族自治区与甘肃省交界处的六盘山自然保护区，所涉及的空间范围在 106.02° -106.98° E， 35.03° -35.99° N 之间。研究区域海拔范围为 1071-2942m，包括六盘山东西两侧的大关山和小关山，以及位于两山之间的泾源县，位于山脉东西侧的隆德县、平凉市等城镇（图 2）。

六盘山处于古北界和东洋界的过渡带，这里的动物物种组成虽以古北界为主，近年也开始出现更多广泛分布于东洋界的物种，例如小鹿 (*Muntiacus reevesi*)、毛冠鹿 (*Elaphodus cephalophus*)、领雀嘴鹀 (*Spizixos semitorques*) 等^[45]。另外，由于受到长期人类干扰，当前六盘山的原始森林已经所剩无几，大部分森林为天然次生林或人工林^[37]；并且区域内人口密度较大，农田、村落与森林镶嵌分布^[34]，人类社会与自然生态系统的关系也在不断变化之中。



2.2 研究对象

本研究的研究对象为六盘山地区的国家一级重点保护动物华北豹。宁夏六盘山位于华北豹分布区的边缘。目前六盘山华北豹的个体数大约在 20-30 只之间，主要出现在大关山南部的保护区核心区和缓冲区，以及六盘山的主峰米缸山附近。这些区域包括保护区中面积最大、保存最好的天然林，且人类活动较少。从豹出现的区域，研究者推测六盘山的华北豹偏好落叶阔叶林以及落叶阔叶灌丛，在阔叶林中又较为偏好桦树林^[34]。然而该研究已经过去 15 年，所得出的结果可能已不具有时效性，今天我们对六盘山的华北豹种群依然缺乏了解，急需开展全面的研究。



图 3 研究对象：华北豹 (*P. p. japonensis*)

2.3 研究方法

2.3.1 样点选择

本研究选择了六盘山自然保护区及周边区域的 15 个林场，在每个林场设置 1-2 个 5km*5km 的随机点网格，共设置了 16 个随机点网格（图 4）。

2.3.2 红外相机布设

每个划定的 5km*5km 随机网格内部被划分为 25 个 1km*1km 的随机取样网格（图 4）。本研究每年开展四次野外工作，每次野外工作前随机从每个随机网格中抽取 6-10 个取样网格，在每个取样网格中心附近布设红外触发相机。需说明的是，由于研究地实际情况不同，红外相机的安装位置有时会与预期位置有所偏差（图 4）。每次野外工作布设的红外相机的调查周期为 60-90 天，在一个调查周期结束时，需及时开始下一次野外工作，回收上一个调查周期中安装的红外相机，更换相机的电池和 SD 存储卡，并将红外相机布设到下一轮调查的随机取样位点 [46]。

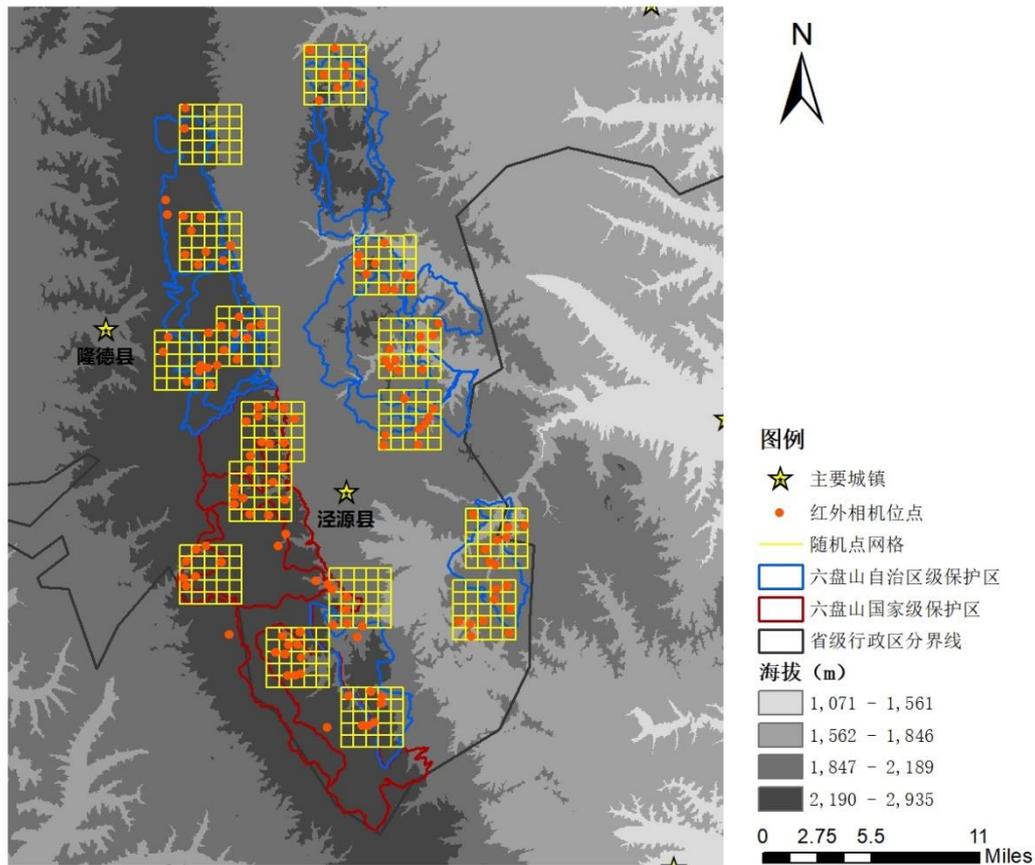


图 4 红外相机取样点分布图

在安装红外相机时，使用两步路 app 记录相机的具体点位，并在生境调查表中记录取样点的编号、调查人、调查日期、经纬度等基本信息，以及海拔、坡度、生境类型、森林起源、乔木层/灌木层/草本层覆盖度等生境信息。本研究中红外相机的工作模式设置为“拍照+视频”，当红外相机被触发，会连续拍摄 3 张照片，

然后录制 10s 的视频。

本项目第一期（2020 年 1 月-3 月）共布设了 95 台红外相机，第二期（2020 年 4 月-8 月）布设了 75 台红外相机，本文的研究就基于这两期共 170 台相机的数据展开。

2.3.3 物种识别

回收红外相机的 SD 储存卡后，使用 biophoto 程序处理每个相机的照片，导出带有每张照片相机编号、拍摄日期、拍摄时间等信息的表格。然后在电脑上查看储存卡中的照片，识别每张照片中的物种，并记录物种的中文名、数量、性别（红腹锦鸡等雌雄异形的鸟类）等重要信息。本研究主要参考了《哺乳动物学》^[47]和《中国鸟类观察手册》^[48]作为物种识别的依据。

2.3.4 构建华北豹占域模型

2.3.4.1 构建探测历史表格

本研究选择使用 MacKenzie 开发的占域模型（occupancy model）对华北豹的占域率与环境变量之间的关系进行分析。在基于物种识别结果构建探测历史表格时，以每 5 天为一个重复探测，5 天内如果拍摄到华北豹，则记该探测单元的探测结果为 1；如 5 天内没有拍摄到华北豹，则记该单元的探测结果为 0。每个探测位点最多进行 10 次重复探测（即连续探测 50 天），如果相机工作天数超过 50 天，则将 50 天之后探测历史数据拆分为一个新的位点^[46]。

本研究一、二期调查共回收了 170 台红外触发相机的数据，但为了减小部分相机故障可能对结果造成的影响，舍去了重复探测次数小于 2（即红外相机工作时长不满 10 天）的红外相机位点。经拆分及舍去相机故障、经纬度坐标缺失的位点后，本研究可用于占域模型构建的红外相机位点共有 256 个。

2.3.4.2 选择环境协变量与探测协变量

在自然界中，物种在一个位点的占域概率（occurrence probability）受到一系列环境因素的影响；而在红外触发相机监测调查过程中，红外相机的探测成功率也受到红外相机型号、安装环境等因素的影响，这两类协变量分别为环境协变量

(ψ) 和探测协变量 (p) [41], [49]。

为了检验华北豹对不同地形生境的选择偏好, 本研究选择了地形崎岖度 (ROU) 为衡量生境地形的变量, 每个网格的崎岖度按照崎岖度等于区域内最高海拔与最低海拔之差, 基于 STRM DEM 30 米分辨率高程数据计算^[50] (表 1)。归一化植被指数 (Normalized difference vegetation index, NDVI) 与地面初级生产力有较强的相关性, 能较好地衡量地面植被群落的分布、生长状况, 并能反映区域为有蹄类 (华北豹的主要猎物^[28]) 提供食物的潜力^[51]。而六盘山地区为典型的温带气候, 冬夏两季物候变化较大^[39], 因此本研究选择了夏季和冬季的 NDVI 作为华北豹的生境变量。NDVI 数据均由来自 MODIS Vegetation Index Products, 时空分辨率为 16 天/250m, 从 Earthdata 检索并下载^[52] (表 1)。

为检验华北豹对不同生物气候因素的相应, 本研究下载了 WorldClim version 2.1 的 19 个生物气候变量^[53], 将在检验变量多重共线性, 及带入模型后的拟合优度从 19 个变量中筛选出最适合的变量 (表 1)。

为检验华北豹对人类活动的响应, 本研究基于 Open Street Map 的 2020 年地表覆盖图层计算了距道路、居民点的距离^[54]; 使用 ESRI 基于 Sentinel-2 数据开发的 2020 年度全球 10 米土地覆盖数据中提取了农田的图层, 并计算了距农田的距离^[55] (表 1)。

为检验不同地表覆盖类型对华北豹生境选择的影响, 本研究基于 ESA CCI 的 300 米分辨率全球地表覆盖地图计算了以每个取样点为中心, 半径 1km 的圆形缓冲区内, 农田、农田-自然植被镶嵌带、草地、草地-灌丛-森林镶嵌带、针叶林、阔叶林, 这几种地表覆盖类型所占面积的比例^[56] (表 1)。

首先在 ArcMap 中将研究区域划分为了 14,480 个 250m*250m 的网格, 然后提取了每个网格的崎岖度 (ROU), 夏季 NDVI (SNV), 冬季 NDVI (WNV), 距道路的距离 (ROA), 距居民点的距离 (RES), 距农田的距离 (CRO), WorldClim version 2.1 数据集的 19 个生物气候变量 (BIO1~19)^[53], 方圆 1km 内农田 (CRP)、农田-自然植被镶嵌带 (CVP)、草地 (GRP)、草地-灌丛-森林镶嵌带 (GSF)、针叶林 (NEP)、阔叶林 (BRP) 所占面积的比例, 作为候选的环境协变量。最后, 本研究选择了季节 (SEA) 作为探测协变量, 检验不同季节对华北豹探测率的影响 (表 1)。

为了避免环境协变量之间的多重共线性 (multi-collinearity) 对于模型构建带来的影响, 首先在 ArcMap 中生成研究区域内各个环境协变量的栅格图层 (分辨率为 250m*250m), 然后基于 R 语言平台的 usdm 包, 使用方差膨胀因子 (variance inflation factor, VIF) 检验协变量之间的相关性^[57]。本研究选择以 VIF=5 为阈值, 逐步舍去 VIF>5 的变量, 直到所有变量 VIF 均小于 3.3^[58], ^[59]。经过筛选, 最终留下的变量有: 崎岖度 (ROU), 夏季 NDVI (SNV), 冬季 NDVI (WNV), 距道路的距离 (ROA), 距居民点的距离 (RES), 距农田的距离 (CRO), 最冷月的最低温 (BIO6, TMI), 最干月降水量 (BIO14, DPR), 方圆 1km 内农田-自然植被镶嵌带 (CVP)、草地 (GRP)、草地-灌丛-森林镶嵌带 (GSF)、针叶林 (NEP)、阔叶林 (BRP) 所占面积的比例。最终共有 13 个环境协变量和 1 个探测协变量被用于构建占域模型 (表 1)。

表 1 华北豹占域模型协变量表

协变量	描述	数据类型	变量类型	方差膨胀因子
生境因素				
崎岖度 (ROU)	取样点所属的 (250m*250m) 网络的崎岖度	连续变量	ψ	1.55
夏季 NDVI (SNV)	取样点夏季 (7 月) 的 16 日平均 NDVI	连续变量	ψ	1.73
冬季 NDVI (WNV)	取样点冬季 (1 月) 的 16 日平均 NDVI	连续变量	ψ	1.72
人类因素				
距道路的距离 (ROA)	取样点距最近道路的距离	连续变量	ψ	1.30
距居民点的距离 (RES)	取样点距最近居民点的距离	连续变量	ψ	1.49
距农田的距离 (CRO)	取样点距最近农田的距离	连续变量	ψ	2.63
生物气候因素				
最冷月最低温 (TMI)	BIO6, 取样点在最冷月的最低温	连续变量	ψ	2.09
最干月降水量 (DPR)	BIO14, 取样点在最干月份的降水量	连续变量	ψ	1.46
地表覆盖因素				
农田-自然植被镶嵌带面积占比 (CVP)	取样点方圆 1km 内, 农田-天然植被镶嵌地表所占面积比	连续变量	ψ	1.50

草地占比 (GRP)	取样点方圆 1km 内, 草地覆盖所占地表面积比	连续变量	ψ	1.60
草地-灌丛-森林镶嵌带占比 (GSF)	取样点方圆 1km 内, 乔木-灌木-草地植被镶嵌地表所占面积比	连续变量	ψ	1.23
针叶林占比 (NEP)	取样点方圆 1km 内, 针叶林所占地表面积比	连续变量	ψ	1.69
阔叶林占比 (BRP)	取样点方圆 1km 内, 阔叶林所占地表面积比	连续变量	ψ	2.46
季节因素				
季节 (SEA)	分为生长季 (5-10 月) 和非生长季 (11-4 月)	类型变量	p	/

注: ψ 代表环境协变量, p 代表探测协变量。

2.3.4.3 华北豹占域模型的构建与模型筛选

本研究在 R 中使用 unmarked 包构建华北豹的占域模型^{[46], [60]}。首先在 ArcMap 中提取每个红外相机取样点的环境协变量, 并根据每次重复探测的季节确定探测协变量, 和探测历史一起构成用于占域模型分析的变量表。在 R 中对变量进行标准化处理 (standardize), 将所有变量放缩到[0.00001~1.00001]的区间。

在用于模型质量检验的统计学参数中, 本研究选择了使用赤池信息指数 (Akaike information criterion, AIC) 对模型进行选择^[59]。完成环境协变量标准化后, 首先使用 AIC 对探测协变量进行选择, 计算占域模型在代入探测协变量和不代入探测协变量时的 AIC, 由于代入探测协变量季节(SEA)的占域模型的 AIC 较小, 故在之后的模型构建中都代入探测协变量季节 (SEA)。

然后使用 AIC 检验环境协变量与占域率的非线性关系。将除夏季和冬季 NDVI 以外的环境协变量做对数变换, 或将这些协变量的二次项和一次项同时代入占域模型中, 与代入原始变量的占域模型进行对比。经检验得出, 与占域率之间有对数关系的协变量为: 距道路的距离 (ROA), 最干月降水量 (DRP), 农田-自然植被镶嵌带面积占比 (CVP), 草地-灌丛-森林镶嵌带面积占比 (GSF), 针叶林面积占比 (NDP) 和阔叶林面积占比 (BRP)。对这些协变量做对数变换。

最后使用 AIC 对环境协变量组合进行选择。将所有环境协变量的组合与探测协变量一起代入构建占域模型, 并计算每一个组合得到的占域模型的 AIC 和

ΔAIC 。所有 $\Delta AIC < 2$ 的模型为等价最优模型 (equivalent optimal model) [59], 将这些模型进行加权平均 (weighted average), 得到华北豹的占域模型。

2.3.5 华北豹适宜栖息地预测

根据华北豹占域模型的协变量组合, 提取研究区域中每个 250m*250m 网格的环境协变量, 对协变量做标准化放缩和对数变换。在 R 中使用 predict 函数, 基于华北豹的占域模型预测华北豹在每个 250m*250m 网格中的占域率。在 ArcMap 中生成华北豹占域率在研究区域内的分布图。

在 ArcMap 中提取每个取样点的华北豹占域率预测值。然后结合取样点实际的华北豹探测情况, 使用全部取样点的数据在 R 中使用 ROCR 包绘制华北豹占域模型的 ROC 曲线[61]。基于 ROC 曲线计算华北豹适宜栖息地的占域率的最低阈值。得到占域率的阈值后, 将取样点的华北豹实际探测情况与根据占域率阈值和占域率预测值判断的占域情况做对比, 进行 Kappa 分析, 检验根据占域率阈值预测的华北豹占域情况与实际探测情况是否相符[62]。

以华北豹占域率阈值为分界线, 在 ArcMap 中对华北豹占域率分布图进行重分类, 将占域率介于 0 与阈值之间的区域分类为非适宜栖息地, 占域率大于阈值的区域分类为适宜栖息地。在 ArcMap 中计算适宜栖息地斑块的大小, 根据适宜栖息地斑块的大小, 将栖息地斑块分类为极小 (1~9 km²), 小 (10~99 km²), 中 (100~999 km²), 大 (1000~9999 km²), 极大 (>10000 km²) [63]。

2.3.6 华北豹潜在扩散廊道预测

本研究选择使用 Brad McRae 等基于电流理论 (Circuit Theory) 开发的程序 Circuitscape 3.5.8 构建电流模型, 对华北豹在六盘山区域的生境连通性以及在不同栖息地斑块间扩散的可能通路进行分析。然后在 ArcMap 中使用基于最小成本路径 (least cost path, LCP) 原理开发的 Linkage Mapper 3.0 工具绘制华北豹在六盘山潜在适宜栖息地之间的最优扩散廊道。

McRae 等的电流模型参考了物理学中的电路模型, 将研究区域根据地表覆盖类型等景观要素对动物迁徙扩散的阻力赋予相应的阻力值, 然后将动物的生境斑块作为电流的源 (source) 和汇 (sink), 将在区域中迁徙扩散的动物模拟成在

阻力面上从高电压向低电压游走的电子，以计算得到的电流的表示动物在区域中扩散的可能性^{[43], [64]}。由于模型所基于的电子随机游走假设能较好地模拟动物在景观中游荡、扩散的情景，电流模型的结果能很好地表示出动物在区域内扩散的所有可能性^[65]。今天基于电流理论的电流模型已经是研究生境连通性，构建扩散廊道的成熟工具，已被国内外的大量研究和保护工作应用^{[44], [66]}。最小成本路径是常用于野生动物迁徙扩散廊道预测的模型之一，其原理认为动物在通过不同景观要素时受到的阻力或付出的成本不同，因此可以给不同景观要素赋值。在模拟动物迁徙的过程中，将景观要素被赋予的阻力值与迁徙距离相乘，就能得出成本路径（cost path），累计成本路径最低的即是最优的扩散廊道^[67]。

首先在 ArcMap 中，计算研究区域内每个网格中占域率的倒数作为每个网格的阻力值（resistance），根据计算结果生成用于电流模型分析和最小成本路径分析的阻力面图层^{[65], [68]}。然后在 ArcMap 中将重分类后的适宜栖息地斑块导出为矢量文件，并用连续的整数对每个独立的栖息地斑块赋予一个独特的 ID 值。最后使用 ArcMap 中的 Export to Circuitscape 插件将栖息地斑块矢量图层和阻力值栅格图层统一输出，用于下一步的电流模型和最小成本路径分析。

然后使用 Circuitscape 3.5.8 构建华北豹的电流模型。在建模模式选项下选择 pairwise 模式，pairwise 选项卡下选择 focal region，将适宜栖息地斑块的矢量文件作为 focal region 导入，则 Circuitscape 会计算所有适宜栖息地斑块两两之间的电流大小。然后导入根据占域图生成的阻力图层作为生境栅格图，选择每个网格与相邻的 8 个网格相连（上下左右和 4 个对角），则 Circuitscape 在生成电流模型时会每个网格与相邻的 8 个网格连接^[69]。完成设置后，运行程序让 Circuitscape 生成电流图，并将结果导出到目标文件夹中。

最后在 ArcMap 中，运行 Linkage Mapper 3.0 工具箱中的 Linkage Pathways Tool 工具的 Build Network and Map Linkages 功能。导入适宜栖息地斑块为待连通的生境斑块，和根据占域图生成的阻力图层，以每个生境斑块的 ID 值为编号^[70]。豹所属的大型猫科动物普遍被认为能够进行较长距离的迁徙，在以往的对包括豹、虎在内的大型猫科动物研究中常使用 100~200 千米为扩散廊道成本路径的截断值，超过该截断值的区域将被从潜在廊道中排除^{[71], [72]}。此处参考前人的研究在进行 LCP 分析前设置成本路径的截断值为 200 千米。完成设置和数据准备

后，在 ArcMap 中使用 **Build Network and Map Linkages** 绘制华北豹扩散廊道的的成本路径分布图，并预测最优即最小成本路径廊道。

三、研究结果

3.1 华北豹的占域模型

基于 AIC 对华北豹的占域模型进行筛选，得到 4 个 $\Delta AIC < 2$ 的等价最优模型（表 2）。

表 2 华北豹占域模型的选择结果

模型	K	AIC	ΔAIC	权重	$\hat{\psi}^*$	\hat{p}^{**}
$\psi(\text{SNV, ROA, RES, TMI, DPR, GRP, BRP}), p(\text{SEA})$	10	309.763	0.000	0.44	0.521	0.055/0.004
$\psi(\text{ROU, WNV, RES, CRO, TMI, CVP, GRP}), p(\text{SEA})$	10	310.807	1.044	0.30	0.325	0.054/0.005
$\psi(\text{SNV, CRO, TMI, DPR, BRP}), p(\text{SEA})$	8	311.254	1.491	0.18	0.511	0.051/0.004
$\psi(\text{ROU, WNV, ROA, RES, TMI, DPR, GRP}), p(\text{SEA})$	10	311.338	1.575	0.08	0.998	0.054/0.004
模型平均					0.118	0.139/0.013

注：*： $\hat{\psi}$ 代表占域率的平均值；**： \hat{p} 代表探测率的平均值。“/”前后的探测率分别代表探测变量取 0（非生长季）和取 1（生长季）时的平均探测率。

变量缩写：ROU：崎岖度；SNV：夏季 NDVI；WNV：冬季 NDVI；ROA：距道路的距离；RES：距居民点的距离；CRO：距农田的距离；TMI：最冷月最低温；DPR：最干月降水；CVP：农田-自然植被镶嵌带的面积占比；GRP：草地的面积占比；BRP：阔叶林面积的占比；SEA：季节。

对 4 个等价最优模型进行加权平均后，得到华北豹的占域模型。总体而言，该占域模型估测华北豹在六盘山的平均占域率约为 0.118。华北豹的探测率受到季节影响，生长季（5~10 月）的平均探测率较低，约为 0.013；非生长季的平均探测率较高，约为 0.139。

表 3 环境协变量与探测协变量对华北豹占域率和探测率的影响

模型成分	协变量	估计值	标准差	权重	95%置信区间
	截距	-3.520	5.152	/	-13.617~6.578
	崎岖度 (ROU)	0.112	1.484	0.38	-2.796~3.021
	夏季 NDVI (SNV)	4.180	4.934	0.18	-5.490~13.850
占域	冬季 NDVI (WNV)	3.084	2.120	0.82	-1.071~7.239
	距道路的距离 (ROA)	0.235	0.324	0.52	-0.400~0.871
	距居民点的距离 (RES)	-1.686	2.078	0.82	-5.760~2.388
	距农田的距离 (CRO)	0.296	1.665	0.48	-2.967~3.559

	最冷月最低温 (TMI)	-3.007	1.778	1	-6.493~0.478
	最干月降水 (DPR)	0.114	0.107	0.26	-0.096~0.324
	农田-自然植被镶嵌带占比 (CVP)	0.178	0.112	0.3	-0.041~0.396
	草地占比 (GRP)	-1.820	2.092	0.82	-5.919~2.279
	阔叶林占比 (BRP)	0.048	0.174	0.62	-0.292~0.389
探测	截距	-1.820	0.289	/	-2.390~1.256
	季节	-2.510	0.769	/	-4.015~-1.000

注：*：表中加粗的协变量为在加权平均模型中权重高于 0.5 的协变量^[73]。

加权平均后得到的华北豹占域模型包含探测协变量：季节，以及 11 个占域协变量，所有占域协变量标准化处理后的 z 值绝对值均小于 1.96，代表模型具有较好的收敛性^[73]。占域模型中所有变量的 β -系数估计值、标准误、权重和 95% 置信区间如表 3 所示。

最冷月的最低温，距居民点的距离，草地占比，冬季 NDVI，阔叶林占比以及距道路的距离（表 3）是影响六盘山华北豹生境选择的主要环境因素。整体而言，六盘山的华北豹偏好地形崎岖度较大的栖息地；占域率与夏季和冬季 NDVI 呈正相关，选择植被群落较为成熟、基础生产力较高的栖息地；并且偏好最冷月最低温较低，最干月降水量较高的栖息地（表 3，图 5）。

在地表覆盖类型相关因素中，华北豹的占域率与针叶林、阔叶林占比呈正相关，与草地的面积占比呈负相关，与草地-灌丛-森林镶嵌带的面积占比无明显相关关系。这说明华北豹会选择针叶林、阔叶林覆盖率相对较高的生境，但会回避草地覆盖率较高的生境，而对草地-灌丛-森林镶嵌带的生境则没有明显偏好（图 5）。

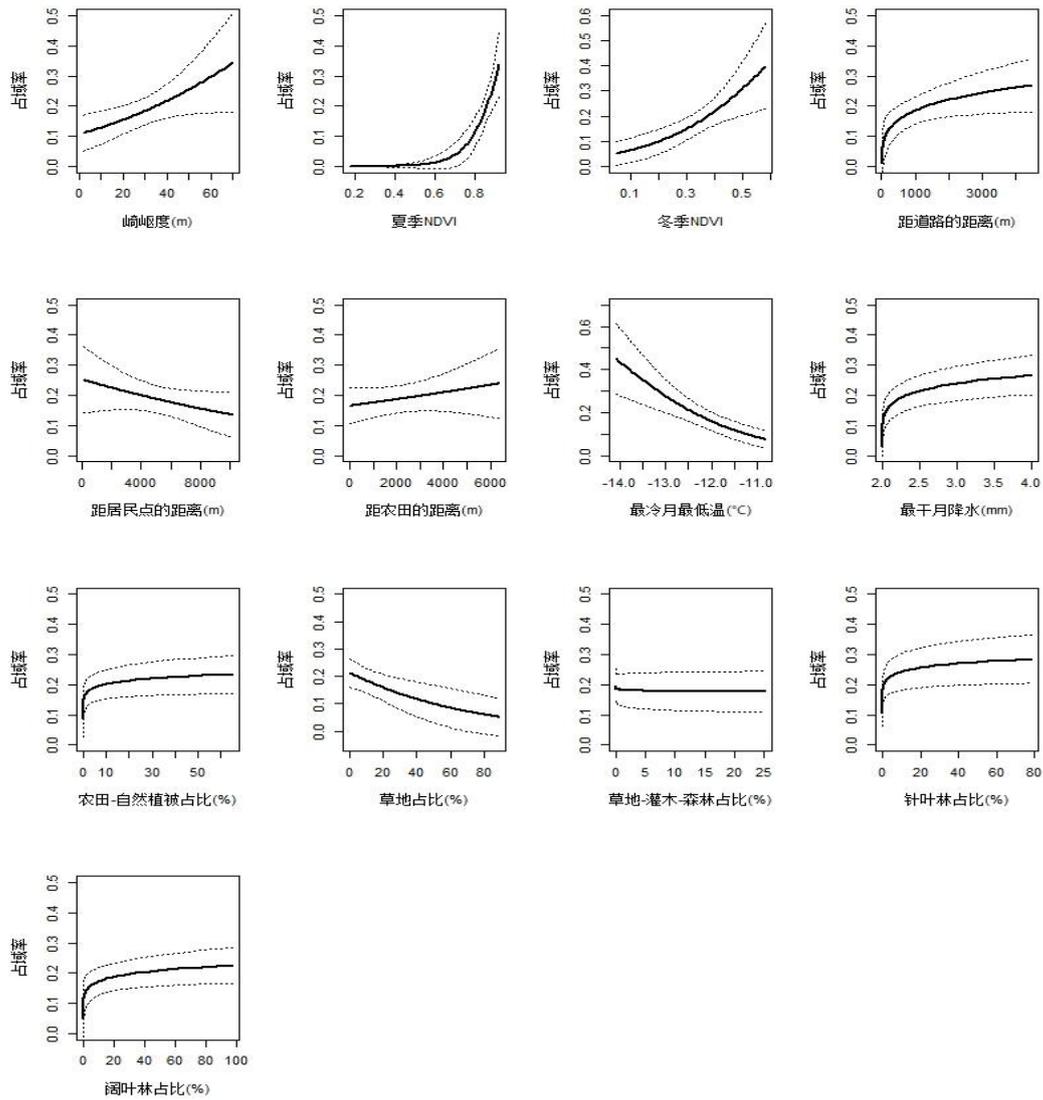


图5 华北豹占域率对不同环境变量的响应曲线

根据华北豹占域率对距道路、居民点、农田的距离的响应曲线（图5）及表三中的变量权重，可得知华北豹对道路和农田表现出回避，但在一定距离范围内（1km~10km）可能靠近居民点，且距居民点和道路的距离对华北豹的占域率影响较大。而根据华北豹对农田-自然植被镶嵌带面积占比的响应曲线（图5），华北豹可能会偏好农田与自然植被群落二者边缘交界带的生境。基于华北豹占域率与这几类与人类活动有关变量的响应，可推测现阶段六盘山的华北豹可能会回避开阔的农田和道路，但是有可能会在种群扩张、探索的过程中靠近人类居民点和森林与农田的交界带。

3.2 华北豹适宜栖息地预测

根据得到的华北豹占域模型，绘制华北豹在研究区域内的占域率分布图如图 6 所示。从图 6 中能看到，华北豹占域率较高的区域大部分沿六盘山的東西两列山脉分布。其中，六盘山西侧山脉上，华北豹占域率较高（占域率在 0.22 以上）的区域与六盘山国家级和自治州级自然保护区的重合度较高；在保护区外山脉南麓，也有一些但占域率较高的区域。在六盘山东侧的山脉上，华北豹占域率较高的区域主要分布在山脉南部宁夏与甘肃的交界区附近，与西侧的山脉相比，高占域率的区域与六盘山自然保护区的重合度相对较低，仅有约 16% 的区域在保护区中（图 6）。

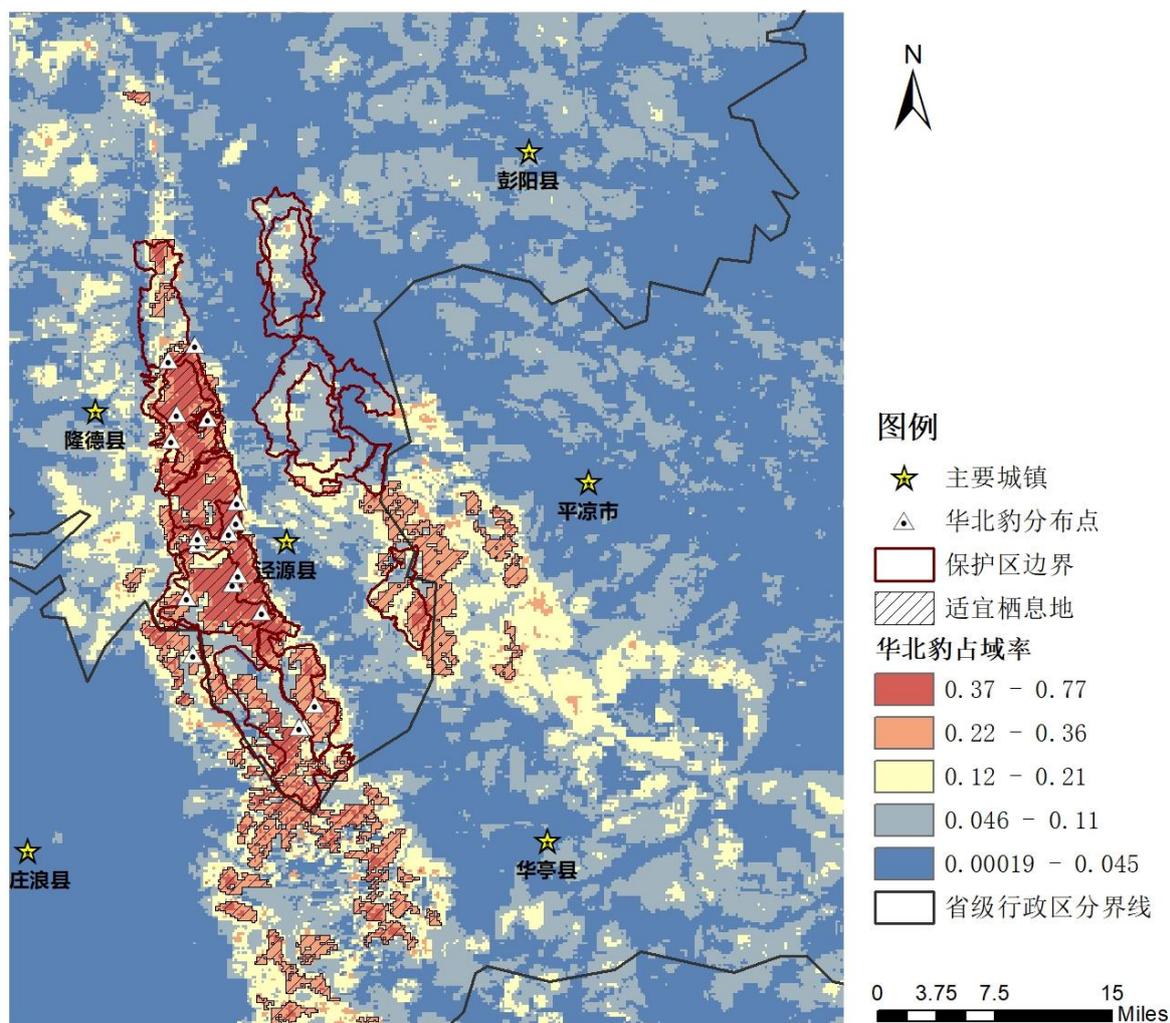


图 6 六盘山华北豹占域率及适宜栖息地预测图

华北豹占域模型的 AUC 值为 0.768, 说明华北豹的占域模型表现较好。华北豹适宜栖息地的占域率阈值应为 0.231。在 ArcMap 中用重分类的方式提取出占域率大于 0.231 的区域作为华北豹的适宜栖息地, 其分布如图 6 所示。面积大于 100km² 的中型斑块的有 1 块, 面积在 10-99km² 之间的小型斑块的有 7 块, 面积小于 10km² 的极小型斑块的有 33 块^[63]。其中最大的斑块, 也即唯一一块中型斑块的面积约为 214.44km², 位于六盘山西侧山脉, 与六盘山自然保护区高度重合。

3.3 华北豹的生境连通性及潜在扩散廊道

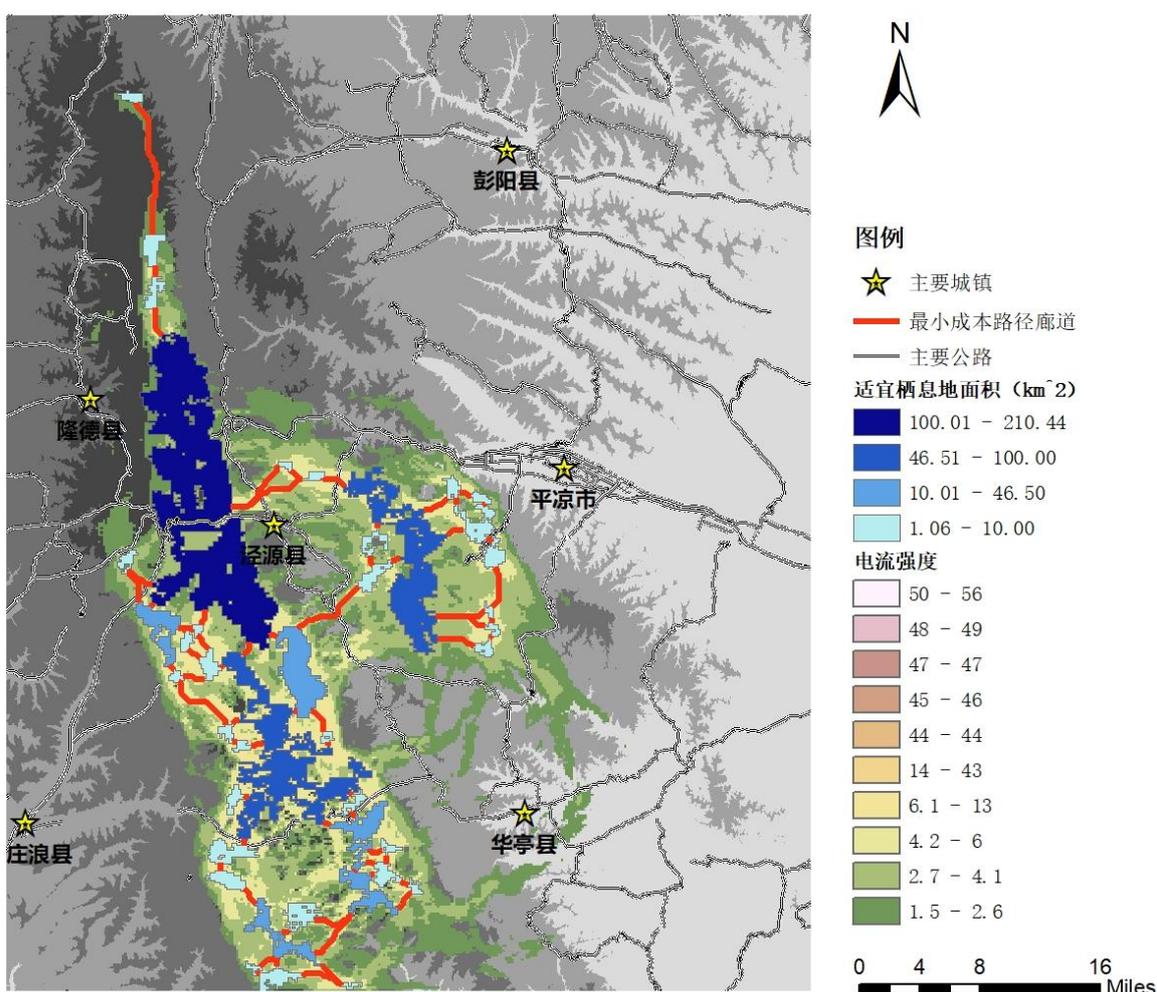


图 7 六盘山华北豹生境连通性的电流图及生境斑块之间的最小成本路径廊道

在 Circuitscape 3.5.8 中构建六盘山华北豹的电流模型, 并绘制六盘山华北豹的最小路径成本廊道, 得到的电流图及最小成本路径廊道如图 7 所示。

除了六盘山西北角一块孤立的小生境斑块外,其余位于六盘山西侧的栖息地斑块之间都有较好的连通性。说明尽管存在生境破碎化的现象,六盘山同一侧山脉上生境之间仍然有较好的连通性。

华北豹位于东西两侧山脉的适宜栖息地被位于山脉之间低地的县城、农田和公路隔断,主要有南北两条廊道连接了两山脉上的栖息地。南部的廊道总长约8.8km;北部的廊道分为上下两个分支,上部的分支总长约为15.7km,下部的分支总长约为13.8km。南部的廊道直接从西侧山脉的保护区联通到了东侧山脉的保护区;而北部廊道的上下两个分支均在途中经过了面积不足2km²的极小型栖息地斑块,其中上部的分支经过了两个极小型斑块,从西部栖息地到第一个极小型斑块之间的路程约为7.5km,下部的分支经过了一个极小型斑块,从西部栖息地到该斑块之间的路程约为8.9km。

相比之下,南部廊道的距离较短,没有分支,但中途会经过较为连续的开阔低地、农田和城镇;而北部廊道总体距离较长,但在中途有小斑块可作为“跳板”,且其中一个小斑块位于东侧山脉北部的保护区边缘,可能成为华北豹向该保护区扩散的“门户”。另外值得注意的是,南北两条廊道都与低地上的主要公路、农田和城镇有交叉,且北部的廊道与泾源县城的距离较近。

四、讨论

4.1 华北豹在六盘山的生境选择及影响因素

根据占域模型的分析结果，六盘山的华北豹偏好崎岖度较大，即海拔高差较大的栖息地，这与2007年的豹资源调查的结果相吻合^[34]（图5）。结合华北豹占域率对夏季、冬季NDVI，以及对针叶林、阔叶林占比的响应曲线（图5），可推测华北豹确实较为偏好有着较成熟植被群落、基础生产力较高的栖息地^[51]，以六盘山区域而言，华北豹会较偏好有较大面积较为成熟的针叶林或阔叶林的生境，这些生境能够为华北豹的主要猎物——狍（*Capreolus capreolus*）、林麝（*Moschus berezovskii*）、野猪（*Sus scrofa*）等有蹄类提供高质量的栖息地和食物^{[28]、[51]}，是六盘山完整森林生态系统的基础。与之相比，华北豹的占域率与草地的面积占比呈负相关（图5，表3），说明华北豹偏好开阔的草地占比相对较低的生境，这与豹习惯以树木、灌丛作掩护，伏击猎物的习性相吻合^[33]。

根据华北豹的占域率对最冷月最低温的响应曲线（图5），华北豹偏好最冷月最低温较低的生境，说明华北豹作为豹偏北部的一个亚种，对低温有着较好的适应能力，同时也能推测现阶段六盘山的华北豹更加倾向于在相对远离城镇、海拔较高的区域活动。而华北豹的占域率对最干月降水的响应曲线（图5）则说明华北豹更加偏好降水相对较多的生境，可推测华北豹会更倾向于选择降水较集中、植被更丰富的南部山脉作为栖息地。

在对人类影响的响应方面，六盘山的华北豹表现出了对道路和农田的回避，但却没有回避居民点（表3，图5）。这与先前在我国山西铁桥山自然保护区，以及在印度卡纳塔克邦开展的研究不同，在这两个研究中，华北豹表现出了对村庄的回避，对道路的靠近，而印度豹表现出了对灌溉水田的靠近^{[31]、[74]}。这可能体现出了不同区域、不同大小的豹种群对人类活动的不同适应策略。印度地区豹进入农田的行为与捕食家犬、袭击牲畜高度相关^[31]；而六盘山地区豹种群密度较小，有蹄类物种丰富，且当地已推行多年封山禁牧的管理政策，因此当前华北豹应当不会倾向于进入开阔的农田寻找猎物。但是，六盘山山势狭长，保护区与居民区、村庄相邻，在本研究的现有探测记录中，有两次华北豹出现在距离村庄不足1.5km处的记录，而实际上，根据本研究的占域模型分析，华北豹确实有靠近森

林-农田边缘交界带的倾向（图 5）。结合其他地区豹进入居民区，引起人兽冲突的先例^{[29], [75]}，我们依然需要注意六盘山的华北豹可能在探索和扩张中误入村落的可能性。

本研究所预测的潜在栖息地显示，在现有的六盘山国家级和自治州级保护区以外，六盘山西脉南端、甘肃省境内的山体同样有较大面积的华北豹适宜栖息地（图 6）。从生境连通性的分析结果来看，六盘山西脉整体生境连通度都较高，生境斑块之间没有明显的阻隔（图 7），华北豹理应能够较快地扩散至此。然而在后期的红外相机监测中，这片区域经过了约一年的时间才首次探测到华北豹。对此，我推测可能于华北豹对散放家畜的回避有关：我们在此片区域安装的红外相机记录下了较为频繁的散放家马活动，尽管豹被证实可能袭击家畜^{[31], [76]}，但从时间节律上来看，华北豹仍然会倾向于与家畜错开活动时间，且有散放家畜活动的地区，豹的主要有蹄类猎物的出现频率也会下降^[77]。基于以上信息，推测六盘山西脉的华北豹种群可能在向南部甘肃境内扩张时受到了散放家马活动的阻碍，这样的阻碍可能是通过直接影响豹的活动节律，也可能是通过减少豹的有蹄类猎物数量间接导致的^[77]。由此可见，尽管保护区内的家畜活动已经得到了限制，但在保护华北豹这样的大型食肉动物时，保护区边界以外的放牧等人类活动依然可能种群产生影响^[78]。

4.2 基于栖息地与廊道预测对六盘山华北豹的保护建议

作为一种广布的大型食肉动物，华北豹对家域大小的要求在各个亚种和分布区间差异较大。豹在全球范围内的家域平均大小约为 113km^2 ，在非洲和中东，豹的家域面积较大且水热条件相对较好的亚洲地区和人类活动较强的区域，豹的家域面积则相对较小^[79]。基于印度豹、远东豹等亚种的分析表明，亚洲地区的豹的平均家域大小约为 46.5km^2 ，而对于四季分明，家畜捕猎情况较少的六盘山，或许华北豹平均家域面积还会再更大一些^[79]。然而根据我们的适宜栖息地预测结果，六盘山华北豹的 41 个潜在适宜栖息地斑块中，仅有 3 个斑块的面积在 46.5km^2 以上（图 7）。本研究识别的面积最大的适宜栖息地斑块位与六盘山自然保护区高度重合。其中，面积为 210.44km^2 的最大斑块与保护区轮廓重叠，说明六盘山的自然保护区有效的保护并留存了六盘山区域较连续完整的优质栖息地

(图 7)。但这块栖息地斑块沿山体分布，形状狭长，东西方向的最宽处仅有约 8km，加之北方是大面积的半干旱区^[37]，可以推测随着六盘山保护区中华北豹种群数量的增长，新生华北豹在开拓新家域的过程中会在南北方向上受阻。

另外数量较多的小型 and 极小型斑块依然说明了六盘山地区存在较明显的生境破碎化问题。因此，我认为有必要考虑增强华北豹在六盘山东西两侧山脉之间的生境连通性，这有利于华北豹在种群扩张的过程中迁徙扩散到豹种群较低的东部栖息地，也有利于东西两侧华北豹的基因交流。

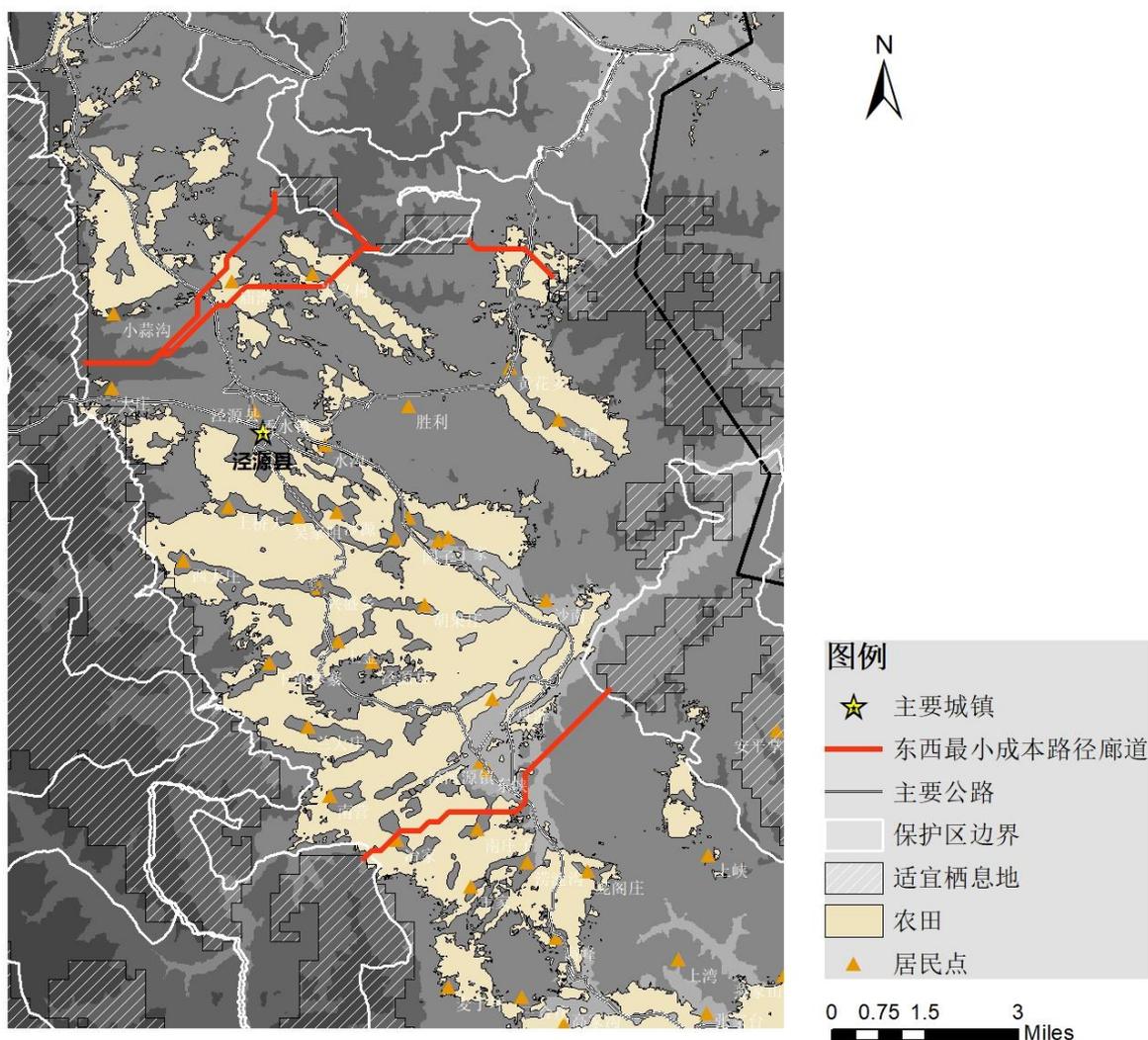


图 8 华北豹最小成本路径廊道的分布

另外，由于六盘山并非全部坐落在宁夏境内，不同辖区的不同管理政策也可能造成不同的结果。正如前一段所说，华北豹在西侧山脉南麓的适宜栖息地的

实际探测次数较少，可能是因为该地区没有严格封山禁牧，妨碍了豹和其他有蹄类动物向南方迁徙扩散。而六盘山南麓与目前华北豹最大的连续栖息地——秦岭山系相连^{[25], [39]}，如果能够增强两山之间的连通性，那么就能够将这一位于边缘的小种群与秦岭山系的大种群相连，那么就不仅有利于六盘山华北豹种群的扩张，更有助于增强华北豹种群整体的生存力^{[15], [20], [22], [25]}。此外，东侧山脉南端的适宜栖息地也有部分落在甘肃境内的平凉市内。因此我建议宁夏与甘肃两省级行政区的相关单位可以尝试开展联合保护研究工作，共同保护与监测六盘山区域的华北豹和其他野生动物。

4.3 对六盘山地区人豹冲突预防的建议

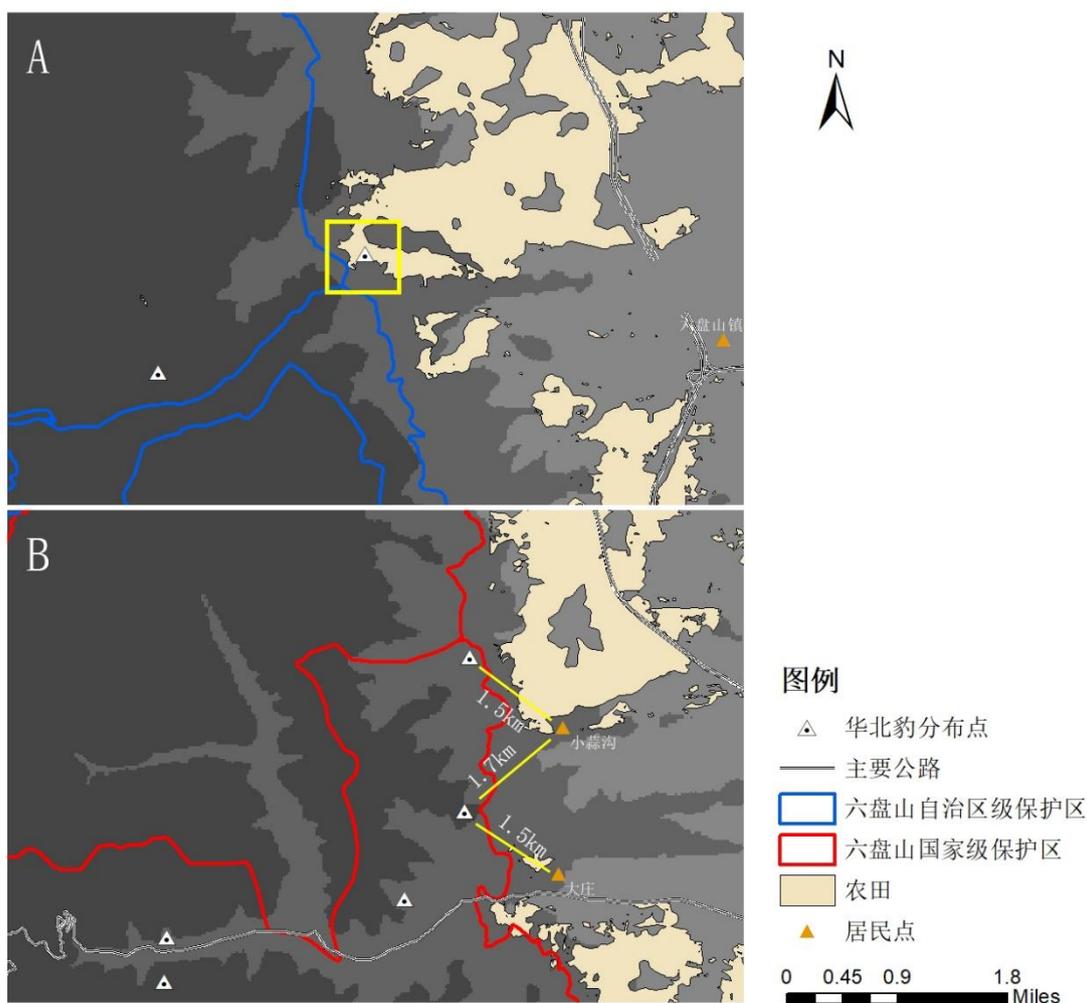


图9 华北豹分布点与居民点、农田的关系示意图

-
- A: 华北豹分布点靠近农田的示意图, 黄色方框中的分布点已经位于农田边缘;
B: 华北豹分布点靠近村庄的示意图, 图中小蒜沟和大庄村附近的两个分布点与两村庄的距离已用黄色直线标出

根据 2007 年在六盘山开展的豹资源调查, 从 1999 年到 2003 年都有华北豹捕食羊、马等家畜的记录^[34], 而在从 2000 年开始实行的严格封山禁牧政策管理下, 近年在六盘山已经少有关于豹袭击家畜的报道。但是在本研究华北豹中对居民点、农田边缘都表现出了靠近的倾向 (图 5); 且在目前已知的华北豹分布点中, 有两个分布点距最近的村庄距离不足 2km (图 9B), 有一个分布点就位于靠近边缘的农田里 (图 9A)。这进一步说明了, 如果华北豹种群逐渐扩张, 扩散中的豹仍有可能进入人类活动的农田、林场甚至村庄等区域, 正如本研究所预测的华北豹迁徙扩散廊道与农田、村庄和公路等区域发生了交叉 (图 5)。而根据在印度展开的研究, 大型猫科动物确实会与廊道周围的居民发生冲突, 且在许多情况下, 居民会认为与老虎相比, 豹造成了更大的损失^[80]。因此, 如何在保护华北豹的同时, 为预防六盘山华北豹生境及廊道周围的人豹冲突, 是我们应当未雨绸缪进行考虑的问题。

另外, 随着物种保护工作推进, 大型食肉动物种群恢复, 人兽冲突可能会成为许多区域面临的共同问题, 因此, 在六盘山探索人豹共存的道路不仅有利于区域生态文明的安全和谐发展, 也可能为其他区域提供具有借鉴意义的案例^[78]。

在山西省的研究中, 华北豹被认为是具有晨昏性的物种, 即在一天的清晨与黄昏时刻较为活跃^[76]。而根据对印度豹的研究, 生活在人类区域的豹常常只会在夜晚靠近民居^[29], 大部分与袭击家畜和人身伤害有关的相遇都发生在下午与夜晚之间^[81]。因此, 我认为可以在六盘山地区华北豹栖息地和廊道附近等豹出现可能性较高的区域设置提示牌, 警示居民不要在黄昏、野外和清晨等豹较为活跃的时间段靠近。同时也应当继续管控放牧活动, 减小华北豹对可能人类来源食物的依赖^{[31], [77]}。

另外, 增加对豹的知识, 了解豹在生态系统中的位置和作用, 也能在一定程度上有助于改善居民对华北豹的认识, 减小因报复性行为导致人兽冲突的可能性^[82]。因此我们也可以尝试在六盘山地区积极开展科普宣教活动, 让民众更加了解华北豹为首的六盘山的野生动物, 从而促进人与自然的和谐共处。

4.4 研究的总结与展望

本研究通过红外相机监测，构建占域模型，构建电流模型和最小成本路径廊道廊道的方法，分析了六盘山华北豹的生境选择和可能的影响因素，并对华北豹的适宜栖息地和潜在扩散廊道进行预测。基于本研究的结果，提出了建立对华北豹的跨行政区保护，增强栖息地连通性的保护建议；还针对可能在将来发生的人豹冲突进行了分析，并提出了在人豹可能相遇的区域实施精细管理、设立标识，加强对居民的科普教育等改善措施。

但是现阶段的本研究依然存在一些可改进之处。首先是根据占域模型计算的平均占域率（表 2）显示，六盘山华北豹在生长季的探测率明显小于非生长季的探测率（生长季 $p = 0.013$ ；非生长季 $p = 0.139$ ），这主要是因为六盘山在生长季草木茂盛，光照强烈，容易引发相机空拍，导致大量红外相机位采样点无法有效地工作。这个研究方法上的缺漏是我们在后期的野外工作中需要着重改进的。

其次根据表 3，所有与生境有关的占域协变量的 β -系数的 95%置信区间均包含了 0 点，只有探测协变量季节的 β -系数的 95%置信区间完全落在 0 点左侧（表 3）。这说明了在本研究对六盘山华北豹构建的占域模型中，只有探测变量季节对探测率的影响是显著的，所有环境协变量对占域率的影响都是不显著的^[73]。这说明本研究中所构建的占域模型对华北豹占域率变化的解释度还有所不足，这可能是因为本研究目前对华北豹的数据较少造成了偏差，也可能是因为选用的变量不能完全覆盖华北豹的生境选择标准^[83]。另外由于本研究目前对华北豹的探测位点全部分布在六盘山西侧，占域模型的预测结果也有可能低估东侧山脉生境的占域率^[83]。

综上所述，为了更准确地了解六盘山华北豹的生境选择策略和未来的种群变化趋势，我们还需要继续进行对华北豹的监测研究工作。

在本次研究中，发现华北豹表现出了对居民点和农田边缘的靠近，也发现华北豹可能的扩散廊道会经过村庄和农田。为了能够更好地保护六盘山的华北豹种群，提出有预见性的保护管理措施，减小人豹冲突的风险，在未来我们还需要更多地研究华北豹与周边社区人群、家畜的关系。例如通过社会调查了解居民对华北豹的认识与态度，调查散放家马与华北豹和六盘山主要有蹄类物种之间的关系。

参考文献

1. Malhi Y, Doughty CE, Galetti M, Smith FA, Svenning JC, and Terborgh JW. Megafauna and ecosystem function from the Pleistocene to the Anthropocene[J]. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.*, 2016,113(4):838–846.
2. Hoeks S, Huijbregts MAJ, Busana M, Harfoot MJB, Svenning JC, and Santini L. Mechanistic insights into the role of large carnivores for ecosystem structure and functioning[J]. *Ecography (Cop.)*, 2020,43(12):1752–1763.
3. Estes JA, Terborgh J, Brashares JS, Power ME, Bond WJ, Carpenter SR, et al. Trophic Downgrading of Planet Earth[J]. *Science*, 2011,333(6040):301–306.
4. Schmitz OJ, Hambäck PA, and Beckerman AP. Trophic cascades in terrestrial systems: A review of the effects of carnivore removals on plants[J]. *Am. Nat.*, 2000,155(2):141–153.
5. Sergio F, Caro T, Brown D, Clucas B, Hunter J, Ketchum J, et al. Top Predators as Conservation Tools: Ecological Rationale, Assumptions, and Efficacy[J]. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 2008,39:1–19.
6. Ritchie EG and Johnson CN. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation[J]. *Ecol. Lett.*, 2009,12(9):982–998.
7. Enquist BJ, Abraham AJ, Harfoot MJB, Malhi Y, and Doughty CE. The megabiota are disproportionately important for biosphere functioning[J]. *Nat. Commun.*, 2020,11(1):1–11.
8. Ripple WJ, Estes JA, Beschta RL, Wilmers CC, Ritchie EG, Hebblewhite M, et al. Status and ecological effects of the world’s largest carnivores[J]. *Science*, 2014, 343(6167) 2014, doi: 10.1126/science.1241484.
9. Sergio F, Newton I, Marchesi L, and Pedrini P. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation[J]. *J. Appl. Ecol.*, 2006,43(6):1049–1055.
10. Rozyłowicz L, Popescu VD, Pătroescu M, and Chișamera G. The potential of large carnivores as conservation surrogates in the Romanian Carpathians[J]. *Biodivers. Conserv.*, 2011,20(3):561–579.
11. Fahrig L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity[J]. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 2003,34:487–515.
12. Bender DJ, Contreras TA, and Fahrig L. Habitat loss and population decline: A meta-analysis of the patch size effect[J]. *Ecology*, 1998,79(2):517–533.
13. Gittleman JL and Harvey PH. Carnivore home-range size, metabolic needs and ecology[J]. *Behav. Ecol. Sociobiol.*, 1982,10(1):57–63.
14. Crooks KR. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation[J]. *Conserv. Biol.*, 2002,16(2):488–502.
15. Mcmanus JS, Dalton DL, Kotzé A, Smuts B, Dickman A, Marshal JP, et al. Gene flow and population structure of a solitary top carnivore in a human-dominated landscape[J]. *Ecol. Evol.*, 2015,5(2):335–344.

-
16. Kramer-Schadt S, Revilla E, Wiegand T, and Breitenmoser U. Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: Modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx[J]. *J. Appl. Ecol.*, 2004,41(4):711–723.
 17. Riley SPD, Pollinger JP, Sauvajot RM, York EC, Bromley C, Fuller TK, et al. A southern California freeway is a physical and social barrier to gene flow in carnivores[J]. *Mol. Ecol.*, 2006,15(7):1733–1741.
 18. Riley SPD, Sauvajot RM, Fuller TK, York EC, Kamradt DA, Bromley C, et al. Effects of Urbanization and Habitat Fragmentation on Bobcats and Coyotes in Southern California[J]. *Conserv. Biol.*, 2003,17(2):566–576.
 19. 单楠, 周可新, 潘扬, 唐夫凯. 生物多样性保护廊道构建方法研究进展[J]. *生态学报*, 2019, 39 (2): 411–420.
 20. Beier P and Noss RF. Do habitat corridors provide connectivity?[J]. *Conserv. Biol.*, 1998,12(6):1241–1252.
 21. Cao Y, Yang R, and Carver S. Linking wilderness mapping and connectivity modelling: A methodological framework for wildland network planning[J]. *Biol. Conserv.*, 2020,251(September):108679.
 22. Gilbert-Norton L, Wilson R, Stevens JR, and Beard KH. A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness[J]. *Conserv. Biol.*, 2010,24(3):660–668.
 23. Weaver JL, Paquet PC, and Ruggiero LF. Resilience and Conservation of Large Carnivores in the Rocky Mountains[J]. *Conserv. Biol.*, 2010,10(4):964–976.
 24. Uphyrkina O, Johnson WE, Quigley H, Miquelle D, Marker L, Bush M, et al. Phylogenetics, genome diversity and origin of modern leopard, *Panthera pardus*[J]. *Mol. Ecol.*, 2001, 10(11):2617–2633.
 25. Vitekere K, Tulizo K, Zaman M, Karanja H, Hua Y, and Jiang G. Insights on the North China leopard (*Panthera pardus japonensis* gray, 1862): Challenges in distribution, population status, threats, and implications for conservation[J]. *J. Anim. Plant Sci.*, 2020,31(1):1–18.
 26. 卢克·亨特. 世界野生猫科动物[M]. 猫盟译. 长沙: 湖南科学技术出版社, 2019: 210-218.
 27. Jacobson AP, Gerngross P, Lemeris JR, Schoonover RF, Anco C, Breitenmoser-Würsten C, et al. Leopard (*Panthera pardus*) status, distribution, and the research efforts across its range[J]. *PeerJ*, 2016,2016(5):1–28.
 28. Hayward MW, Henschel P, O'Brien J, Hofmeyr M, Balme G, and Kerley GIH. Prey preferences of the leopard (*Panthera pardus*)[J]. *J. Zool.*, 2006,270(2):298–313.
 29. Odden M, Athreya V, Rattan S, and Linnell JDC. Adaptable neighbours: Movement patterns of GPS-collared leopards in human dominated landscapes in India[J]. *PLoS One*, 2014,9(11).
 30. Athreya V, Odden M, Linnell JDC, Krishnaswamy J, and Karanth U. Big Cats in Our Backyards: Persistence of Large Carnivores in a Human Dominated Landscape in India[J]. *PLoS One*, 2013,8(3):2–9.
 31. Athreya V, Srivathsa A, Puri M, Karanth KK, Kumar NS, and Karanth KU. Spotted in the news: Using media reports to examine leopard distribution, depredation, and management practices outside protected areas in southern India[J]. *PLoS One*, 2015,10(11):1–19.

-
32. Athreya V, Odden M, Linnell JDC, Krishnaswamy J, and Karanth KU. A cat among the dogs: leopard *Panthera pardus* diet in a human-dominated landscape in western Maharashtra, India[J]. *ORYX*, 2016,50(1):156–162.
 33. Stein AB, Athreya V, Gerngross P, Balme G, Henschel P, Karanth U, et al. *Panthera pardus* (amended version of 2019 assessment)[EB/OL]. IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T15954A163991139., 2022-01-11.
 34. 郜二虎, 胡德夫, 王志臣, 白庆生. 宁夏六盘山自然保护区金钱豹资源初步调查[J]. *林业资源管理*, 2007,1:80–82.
 35. Farhadinia MS, Rostro-García S, Feng L, Kamler JF, Spalton A, Shevtsova E, et al. Big cats in borderlands: Challenges and implications for transboundary conservation of Asian leopards[J]. *Oryx*, 2021, 55(3):452–460.
 36. Laguardia A, Kamler JF, Li S, Zhang C, Zhou Z, and Shi K. The current distribution and status of leopards *Panthera pardus* in China[J]. *Oryx*, 2017,51(1):153–159.
 37. 卓正大, 张宏建. 六盘山森林植被的数量分类[J]. *植物生态学与地植物学学报*, 1987,11(4):253–263.
 38. 常保华. 宁夏六盘山国家级自然保护区脊椎动物资源调查分析[D]. 陕西省: 西北大学, 2013.
 39. 戴君虎, 王红丽, 王焕炯, 刘亚辰, 邵力阳. 六盘山景观格局及与主要气候因子的关系[J]. *地理研究*, 2013,32(12):2222–2232.
 40. 袁彩霞, 余杨春. 六盘山国家级自然保护区珍稀濒危植物濒危原因分析及保护对策[J]. *农业科学研究*, 2016,37(4): 17–22.
 41. MacKenzie DI, Nichols JD, Lachman GB, Droege S, Royle JA, and Langtimm CA. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one[J]. *Ecology*, 2002,83(8):2248–2255.
 42. MacKenzie DI, Nichols JD, Hines JE, Knutson MG, and Franklin AB. Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly[J]. *Ecology*, 2003,84(8):2200–2207.
 43. McRae BH, Dickson BG, Keitt TH, and SHAH VB. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation[J]. *Ecology*, 2008,89(10):2712–2724.
 44. Dickson BG, Albano CM, Anantharaman R, Beier P, Fargione J, Graves TA, et al. Circuit-theory applications to connectivity science and conservation[J]. *Conserv. Biol.*, 2019,33(2):239–249.
 45. 王双贵. 继金钱豹、毛冠鹿之后, 六盘山再现稀有野生物种! 这座山到底还藏着多少秘密? [EB/OL]. <https://mp.weixin.qq.com/s/Ow5aEug14kWNbTa1QDQARw>, 2018-04-25.
 46. 肖文宏, 束祖飞, 陈立军, 姚武韬, 马勇, 张应明, 等. 占域模型的原理及在野生动物红外相机研究中的应用案例[J]. *生物多样性*, 2019, 27(3): 249–256.
 47. 胡杰, 胡锦涛. *哺乳动物学*[M]. 北京: 科学出版社, 2017.
 48. 刘阳, 陈水华. *中国鸟类观察手册*[M]. 长沙: 湖南科学技术出版社, 2021.
 49. 宋大昭, 王卜平, 蒋进原, 万绍平, 崔士明, 王天明, 等. 山西晋中庆城林场华北豹及其主要猎物种群的红外相机监测[J]. *生物多样性*, 22(6): 733–736.
 50. USGS. LP DAAC[EB/OL]. <https://lpdaac.usgs.gov/>, 2022-05-03.

-
51. Pettorelli N, Vik JO, Mysterud A, Gaillard JM, Tucker CJ, and Stenseth NC. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change[J]. *Trends Ecol. Evol.*, 2005,20(9):503–510.
 52. NASA. MODIS Vegetation Index Products (NDVI and EVI)[EB/OL]. <https://modis.gsfc.nasa.gov/data/dataproduct/mod13.php>, 2022-04-15.
 53. Fick SE, and Hijmans RJ. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas[J]. *International Journal of Climatology*, 2017,37(12):4302-4315.
 54. OpenStreetMap [EB/OL]. <https://www.openstreetmap.org/>, 2021-11-10.
 55. ESRI. Sentinel-2 Land Use/ Land Cover Downloader[EB/OL]. <https://esri.maps.arcgis.com/apps/instant/media/index.html?appid=fc92d38533d440078f17678ebc20e8e2>, 2021-12-19.
 56. ESA CCI. Land Cover Maps - v2.1.1[EB/OL]. <http://maps.elie.ucl.ac.be/CCI/viewer/download.php>, 2022-04-15.
 57. Naimi B, Hamm NAS, Groen TA, Skidmore AK, and Toxopeus AG. Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling?[J]. *Ecography*, 2014,37(2):191–203.
 58. Kock N and Lynn GS. Lateral Collinearity and Misleading Results in Variance-Based SEM : An Illustration and Recommendations Lateral Collinearity and Misleading Results in Variance-Based SEM: An Illustration and Recommendations[J]. *J. Assoc. Inf.*, 2012,13(7):546–580.
 59. Hastie T, Tibshirani R, James G, and Witten D. An introduction to statistical learning (2nd ed.)[M]. Springer texts, 2021.
 60. Fiske IJ and Chandler RB. Unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance[J]. *J. Stat. Softw.*, 2011,43(10):1–23.
 61. Sing T, Sander O, Beerenwinkel N, and Lengauer T. ROCR : visualizing classifier performance in R[J]. *Bioinformatics*, 2005,21(20):3940–3941.
 62. Matthias G, Jim L, and Ian FPS. irr: Various Coefficients of Interrater Reliability and Agreement. R package version 0.84.1[EB/OL]. <https://cran.r-project.org/web/packages/irr/index.html>, 2022-05-13.
 63. Cao Y, Carver S, and Yang R. Mapping wilderness in China: Comparing and integrating Boolean and WLC approaches[J]. *Landsc. Urban Plan.*, 2019,192(January):103636.
 64. McRae BH. Isolation by Resistance[J]. *Soc. Study Evol.*, 2006,60(8):1551–1561.
 65. Wang F, McShea WJ, Li S, and Wang D. Does one size fit all? A multispecies approach to regional landscape corridor planning[J]. *Biodivers. Res.*, 2018,24(3):415–425.
 66. Wang F, McShea WJ, Wang D, Li S, Zhao Q, Wang H, et al. Evaluating landscape options for corridor restoration between giant panda reserves[J]. *PLoS One*, 2014,9(8):1–10.
 67. 单楠, 周可新, 潘扬, 唐夫凯. 生物多样性保护廊道构建方法研究进展[J]. *生态学报*, 2019,39(2):411–420.

-
68. De JA, Rivero M, Camacho G, and Álvarez-márquez LA. Assessing occupancy and habitat connectivity for Baird ' s tapir to establish conservation priorities in the Sierra Madre de Chiapas , Mexico[J]. *J. Nat. Conserv.*, 2017,41(September):16–25.
 69. Mcrae BH, and Shah VB. CIRCUITSCAPE User Guide[EB/OL]. <https://circuitscape.org/>, 2011-12.
 70. McRae B, and Kavanagh D. Linkage Mapper Toolbox : Linkage Pathways Tool User Guide[EB/OL]. <https://linkagemapper.org/>, 2021-07.
 71. Elliot NB, Cushman SA, Macdonald DW, and Loveridge AJ. The devil is in the dispersers: Predictions of landscape connectivity change with demography[J]. *J. Appl. Ecol.*, 2014,51(5):1169–1178.
 72. W. W. H. C. W. G. (WHCWG). Washington Connected Landscapes Project: Statewide Analysis[M]. Olympia, WA, 2010.
 73. Yang H, Xie B, Zhao G, Gong Y, Mou P, Ge J, et al. Elusive cats in our backyards: persistence of the North Chinese leopard (*Panthera pardus japonensis*) in a human-dominated landscape in central China[J]. *Integr. Zool.*, 2021,16(1):67–83.
 74. Zhu M, Zaman M, Wang M, Vitekere K, Ma J, and Jiang G. Population density and driving factors of north china leopards in tie qiao shan nature reserve[J]. *Animals*, 2021,11(2):1–12.
 75. Inskip C, and Zimmermann A. Human-felid conflict: A review of patterns and priorities worldwide[J]. *Oryx*, 2009,43(1):18–34.
 76. Consolee KT, Gao C, Vitekere K, Li C, Yan H, and Jiang G. Human-leopard conflict: An emerging issue of North China leopard conservation in Tieqiaoshan provincial nature reserve in Shanxi Province, China[J]. *Animals*, 2020,10(6):1–10.
 77. Liu M, Wang Y, Xia F, Bu H, Liu Y, Shen X, et al. Free-ranging livestock altered the spatiotemporal behavior of the endangered North Chinese leopard (*Panthera pardus japonensis*) and its prey and intensified human–leopard conflicts. *Integr. Zool.*, 2022,0:1-14.
 78. Carter NH, and Linnell JDC. Co-Adaptation Is Key to Coexisting with Large Carnivores[J]. *Trends Ecol. Evol.*, 2016,31(8):575–578.
 79. Rodríguez-Recio M, Burgos T, Krofel M, Lozano J, Moleón M, and Virgós E. Estimating global determinants of leopard home range size in a changing world[J]. *Anim. Conserv.*, 2022:1–11.
 80. Malviya M, and Ramesh K. Human-felid conflict in corridor habitats: Implications for tiger and leopard conservation in Terai Arc Landscape, India[J]. *Human-Wildlife Interact.*, 2015,9(1):48–57.
 81. Sidhu S, Raghunathan G, Mudappa D, and Raman TRS. Conflict to Coexistence: Human - Leopard Interactions in a Plantation Landscape in Anamalai Hills, India[J]. *Conserv. Soc.*, 2017,15(4):474–482.
 82. Dhee, Athreya V, Linnell JDC, Shivakumar S, and Dhiman SP. The leopard that learnt from the cat and other narratives of carnivore–human coexistence in northern India[J]. *People Nat.*, 2019,1(3):376–386.
 83. Barry S, and Elith J. Error and uncertainty in habitat models[J]. *J. Appl. Ecol.*, 2006,43(3):413–423.

致谢

在写下这些文字的时候，我的室友们已经买好了返乡的车票，寝室随着她们收拾行李变得有些凌乱。敲着致谢的文字，听着她们关于回家的讨论，看着高高堆起的行李箱和逐渐变空荡的桌面，我首次强烈地感受到，尽管这并不是我想象中的毕业季，但我在复旦的这四年真的要画上句号了。我一直不是个很擅长道别的人，而这个被疫情彻底打乱成“宿舍蹲”大学的学期自然也少了那些能让我慢慢感受和消化离别的仪式。但至少毕业论文还是必不可少的，因此我想在这篇论文中唯一能允许我随便发挥的这个地方，给自己一个收拾有关这四年回忆的一个小小仪式。

回首我的本科四年，我认为可以说是在一群星星一样闪耀的人们中努力去成长，去发光的四年。在这里，我想向那些点缀了我的“百年星空”的人（和或许不是人的）们道一声谢谢。

感谢我英俊潇洒，幽默可爱，博学多识的导师——王放老师。尽管已经谢过他很多次，但在此我还是想再次对我的导师王放老师道一声郑重的谢谢：谢谢他在我本科科研和毕业论文进行期间从百忙中抽身，不厌其烦、事无巨细地教导我；谢谢他追在我这个老拖延症患者身后一遍遍催我的结果和论文，直到深夜还在帮我改论文、和我讨论论文，充分体现出了对我不抛弃不放弃的态度；谢谢他时时刻刻严格以教师和科学家的身份要求自己，为我们树立了一个鼓舞人心的榜样；谢谢他愿意做我实现理想路上的引路人，带我踏入了我梦想已久的生物多样性保护事业的大门。

感谢我的父母，熊女士和张先生。我常常说我的父母就是我最好的人生导师，他们在对人生、对工作、对家庭等等的态度上都对我有深远的启发。我们是非常“参差”的一家人，然而尽管彼此之间有许多不同，我们依然能够在屋檐下相亲相爱，并且在这 22 年的共处中互相影响，为了彼此而改变。尽管他们不一定对我所研究所热爱的事物十分感兴趣，但他们总是支持我去追求自己的理想，总是在我想要分享时耐心倾听，也总是乐于欣赏我工作的意义。

感谢我的母校复旦大学，感谢我们的党和国家，让我们能够在这个风云变幻，充满不确定性的时代依然能过上衣食无忧的日子，依然能有一张安静的书桌。

今年的三月底以来，我和同学们开始了在校园中的封闭生活，这样的生活让我前所未有地感受到了邻里的氛围，因此我也想在这里感谢我的每一位“邻居”：感谢我的几位室友：任星玥，肖乐遥和崔焱琳。她们是我在这个特殊学期中最大的快乐来源，多亏了她们，我才能在轻松愉快的氛围下度过这个特殊的毕业季。感谢宿舍楼内的其他同学和宿管阿姨们。在以往的三年里，我们与彼此并不熟悉（甚至我至今不清楚我们楼里住了哪些专业的同学），但在这个特殊时期，大家团结一心，靠我们一群学生将分发物资、抗原核酸等工作安排得井井有条。当然也得感谢我身边的那些小邻居和小过客们：我窗外的乌鸫、白头鹎、鸫姬鹎、红隼和凤头鹰；园区里照常开放的东京樱花、泽珍珠菜和绶草。这些自然中的小邻居在这个足不出门的学期里带给了我数不清的惊喜，让我感到并没有错过自己本科生涯的最后一个春天。也得感谢本该在这个毕业季陪在我身边的两条小蛇——摩卡和拿铁，谢谢摩卡陪伴我度过了开题的冬天，谢谢拿铁生死不明四个月后又重回人间（真的很感谢找到它的阿姨和保安大哥），它们为我提供了很强大的精神支持。

感谢那些陪伴我多年的朋友们。谢谢 18 级生态班的同学们，愿意和我这个并不擅长社交和游戏的笨蛋一起玩；谢谢北京大学的邱同学和李同学，即使我们所学领域各不相同，也总是愿意和我天南海北地聊天；谢谢宋同学、何同学、李同学、肖同学和吴同学，陪伴我走过了相当长的迷茫与艰难的时刻；谢谢祖嘉博物馆和博物馆里那些同样愿意为了科普与自然付出时间的朋友们；感谢课题组的师兄师姐们，给了我很多非常有用的建议和帮助。

感谢那些在保护工作一线努力付出的人们，包括六盘山林业局、玉白顶林场、会泽鹤管局，还有很多很多为了生物多样性保护事业付出青春的一线工作人员们。是他们踏实的工作给了我希望和动力，也是他们的付出让我们的研究真正有了现实的意义和价值。

实际上我还想对很多人道出我的感谢，现实里我也总是把谢谢挂在嘴边，但写到这儿好像篇幅已经有些太长了，那么不妨就这样草草结束吧。谢谢我在复旦相遇的每一个人，谢谢你们组成了我这四年里璀璨的百年星空。

张卓锦

写于 2022 年 5 月 25 日，南区泡泡