

三江源地区雪豹种群 调查报告（征求意见稿）

Sanjiangyuan Snow Leopard Population Survey
Report 2025 (Draft for Comments)



报告指导单位:

青海省林业和草原局 三江源国家公园管理局

报告联合发布方:

北京大学自然保护与社会发展研究中心

西交利物浦大学肖凌云研究组

山水自然保护中心

原上草自然保护中心

年保玉则生态保护协会

技术支持:

腾讯可持续社会价值事业部

报告发布公益支持:

腾讯公益慈善基金会

华泰公益基金会

——本报告编写自“First large-scale assessment of snow leopard population in China using existing data from multiple organizations”（发表于《生物多样性与保护》），感谢所有人的支持与鼓励。

封面拍摄:

Frédéric Larrey

报告设计:

张晖 刘馨浓 孙木子

报告下载二维码:



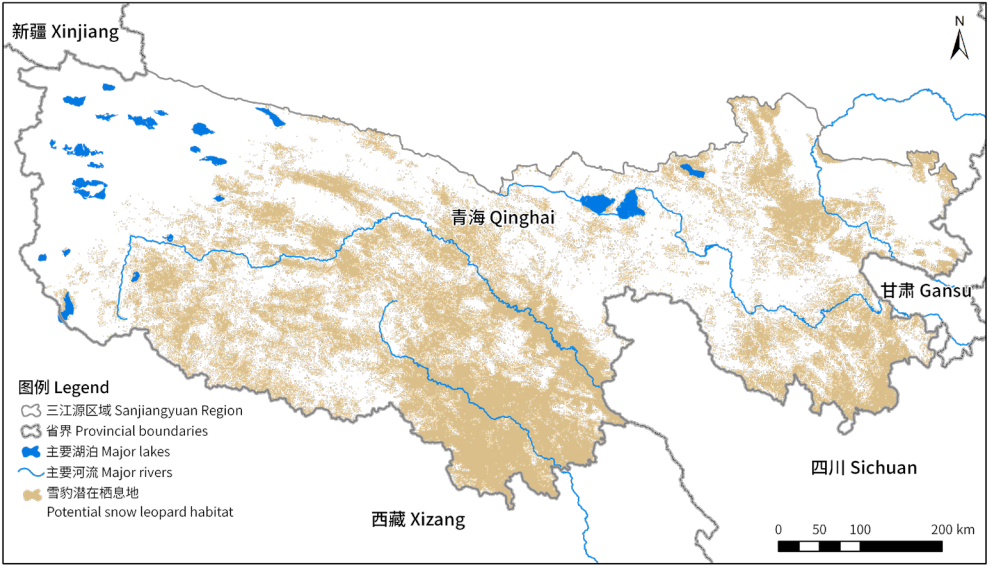
执行摘要

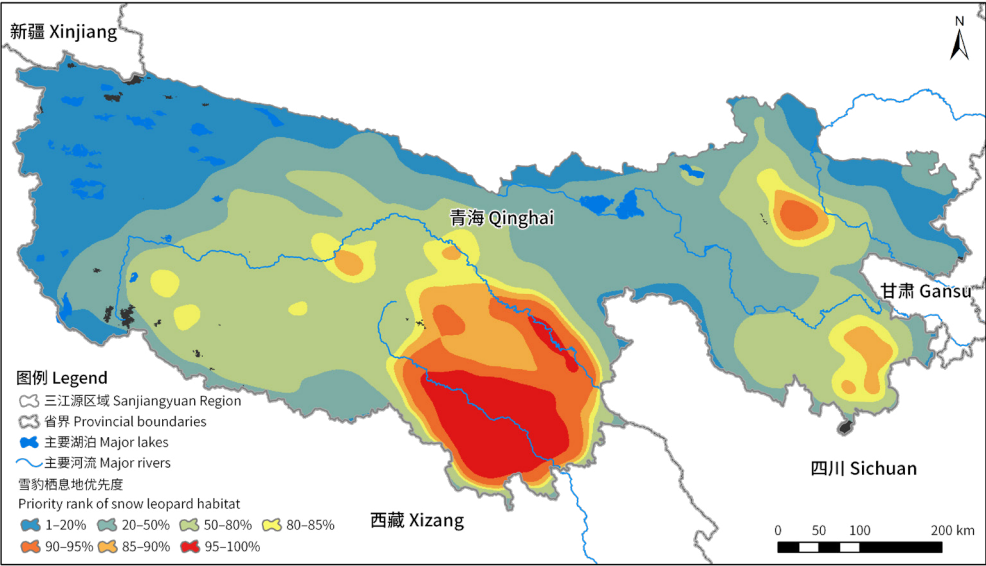


三江源区域的雪豹潜在栖息地

为了更好地界定三江源区域雪豹种群估计的范围，研究团队首先模拟了该区域雪豹的潜在栖息地。研究团队使用了 2008 – 2017 年收集的 560 个雪豹分布点，与 29 个环境变量共同纳入分布模型，划出了三江源地区的雪豹潜在栖息地，覆盖面积为 116,570 平方千米。

模型结果显示，雪豹主要生活在坡度较大、道路密度较低的区域。保护优先区域分析显示，核心栖息地由西向东主要分布在：唐古拉山乡部分区域、澜沧江源头杂多县与治多县交界处、治多县索加乡、玉树 – 杂多 – 囊谦的大片连续核心栖息地、阿尼玛卿神山区（兴海 – 玛沁）、年保玉则神山区（久治 – 班玛）。





三江源区域雪豹潜在栖息地分布（左）和栖息地优先度分区分布（右），改自肖凌云等 2019 年发表于《生物多样性》的“三江源地区雪豹保护优先区规划”

三江源区域的雪豹种群数量估算

研究团队整合了 2015 – 2021 年间在三江源地区 12 个研究位点收集到的红外相机种群调查数据，基于两类栖息地分层评估了种群调查数据的代表性，利用空间标记重捕模型（SECR）估计了 36 万平方千米区域内的雪豹密度和种群现状。结果显示，在雪豹潜在栖息地内，雪豹的平均密度为 0.90 只 / 100 平方千米（95% CI: 0.68 – 1.21 只 / 100 平方千米），种群数量为 1002 只（95% CI: 755 – 1341 只）。

这项研究强调了三江源雪豹种群在全球雪豹保护中的重要性，也为后续基于已有数据开展雪豹种群快速评估搭建了创新性的框架方法。根据本次评估的结果，三江源地区的雪豹种群数量占全球雪豹种群数量（4678 到 8745 只）的 11% ~ 21%，且三江源雪豹潜在栖息地内的雪豹密度高于全球大多数已有大尺度的研究区域。

从中国乃至全球的尺度上来看，在三江源地区开展长期的雪豹监测与保护工作，对于维护雪豹种群健康，促进生态系统安全，都拥有非常重要的价值和意义。

三江源：中华水塔，雪豹家园



在全球雪豹分布的12个国家中，中国处于整个分布区域的核心位置，与除乌兹别克斯坦外的其它10个雪豹分布国都有接壤。世界上8个雪豹主要分布生态区中，除兴都库什山外，剩下如阿尔泰山脉区、喜马拉雅山脉区等，都分布或延伸至中国境内。据估计，中国覆盖了世界 60% 的雪豹栖息地 (Li et al., 2016)，其中优质栖息地占了很大比例。

因此，中国是全球雪豹生存繁衍、扩散交流的重要区域，也是全球雪豹保护的重要支柱，而三江源区域，又是中国雪豹分布的核心区域之一。

三江源保护的重要性

三江源区域位于中国青海省南部，行政区域上包括海南、黄南、玉树、果洛 4 个州的 16 个县以及格尔木市的唐古拉乡，总面积为 39.5 万平方千米。这里地处青藏高原东部，以山地地貌为主，山脉绵延、河流众多。山脉主要包括东昆仑山、阿尼玛卿山、巴颜喀拉山和唐古拉山等，海拔在 3335 ~ 6564 米之间。长江、黄河、澜沧江三大河流同源于此，被誉为“中华水塔”，是亚洲乃至世界孕育大江大河最集中的地区之一，具有极其重要的水源涵养功能，是我国重要的淡水供给地，每年为 18 个省（自治区、直辖市）和 5 个周边国家提供近 600 亿立方米的优质淡水，是数亿人的生命之源，也是我国经济社会可持续发展的重要保障（三江源国家公园管理局，2023）。

青藏高原独特的地理环境和特殊气候条件，也孕育了三江源独特的生物区系，被誉为高寒生物自然种质资源库。该地区属于典型的高原大陆性气候，主要表现为冷热两季交替，干湿两季分明，年温差小（全年平均气温为 -5.6 ~ 3.8 °C）、日温差大，日照时间长、辐射强烈，无四季区分的气候特征。由于海拔高气温低、热量资源不足，植物生长期短（何友均，2008），这里生态环境较为原始、脆弱。

三江源地广人稀，猎物种群丰富，栖息地质量高，养育着健康的雪豹种群，是中国乃至全球雪豹保护最有希望的地区之一。已有的栖息地建模研究显示，该地区内适宜于雪豹的栖息地占据了三江源总面积的 31.8% (Xiao et al. 2019)。

2000 年，青海省三江源省级自然保护区成立，2003 年晋升为国家级自然保护区；2016 年，三江源国家公园成为我国第一批国家公园体制试点；2021 年，《生物多样性公约》第十五次缔约方大会上正式成为中国设立的首批国家公园中的其中一员。正式设立后的三江源国家公园在体制试点基础上，优化调整功能分区和范围，将长江的正源格拉丹东、长江的南源当曲、黄河源头的约古宗列等区域纳入正式设立的国家公园范围，面积扩展至 19.07 万平方公里（三江源国家公园管理局，2023）。

从试点开始，三江源国家公园为范围内的 16,621 户牧民设立了”一户一岗“的生态管护公益岗位，管护员负责对园区内的湿地、河源水源地、林地、草地、野生动物进行日常巡护，开展法律法规和政策宣传，发现、报告并制止破坏生态行为，监督执行禁牧和草畜平衡情况等。这项政策使当地牧民由草原利用转变为保护生态为主，兼顾适度利用，当地牧民因此成为这片土地保护的主要力量。

十几年来，在主管部门和地方政府的大力支持下，多家科研院所与社会组织都在三江源区域的雪豹研究和保护上投入了极大的努力，在这十几年间聚沙成塔。三江源国家公园管理局于 2023 年更新发布的《三江源国家公园总体规划》中也明确提出：“到 2025 年，雪豹、藏羚等珍稀濒危野生动物种群稳定健康，野生种质资源得到进一步保护。”雪豹成为三江源国家公园的旗舰物种以及指示物种。

以这篇报告的参与方为例，**北京大学自然保护与社会发展研究中心和山水自然保护中心**自 2009 年以来，在三江源地区进行着持续至今的雪豹分布、种群动态及保护工作。在研究工作基础上，山水与在地社区以及地方政府一起建立了社区监测与巡护网络，利用国家公园体制改革试点等契机，将监测与巡护网络在三江源地区推广，并尝试与国家公园的管护岗位进行对接。

在 2017 年起，**原上草自然保护中心**以黄河源阿尼玛卿区域为核心，联合其他保护机构、科研人员及地方相关政府部门，共同开展雪豹监测与保护工作。项目团队在该区域倡导自然圣境保护模式，组建了由五个社区联合组成的监测团队，通过专业培训提升 200 多名社区监测人员的能力，并在约 1 万平方千米的区域内完成开展雪豹种群分布调查。在此基础上，以雪豹及其伴生物种为主题，在五个社区内开展自然教育活动，帮助公众更好地理解雪豹与社区之间的关系。此外，协助四个社区建立了国内青少年参与雪豹景观体验的自然教育渠道和课程体系，进一步提升公众对雪豹及其生态系统保护重要性的认识，同时深入探讨当前面临的人兽冲突和栖息地管理等问题。



而在年保玉则神山的脚下，2007 年成立的**年保玉则生态环境保护协会**也在持续开展雪豹相关工作。该协会是在果洛州久治县民政局注册的民间环保组织，致力于保护年保玉则地区的湿地、草原、森林等重要生态系统和优秀传统文化。目前，协会的成员主要由年保玉则周边的牧民、僧人、教师和学生等组成。自成立以来，协会积极带领当地农牧民参与野生动物、植物、湿地、雪山和冰川的监测和保护工作，并发起社区保护小组，设立保护小区，共同守护藏鸮、雪豹、水獭、黑颈鹤等珍稀物种。此外，协会还面向牧民、青少年和游客开展环境教育活动，培养民间纪录片导演与生态文化导游，尝试与科学家和藏传佛教寺院合作开展关于生态保护的平等对话，并以影像、图片和文字的方式系统记录年保玉则周边地区生态环境和传统文化的变迁，倡导人与自然的和谐共生之道。



已有的工作保障了长期、大规模的红外相机调查基础（刘沿江等，2019），这让我们有机会从中获取更进一步的分析结果，并应用于未来的保护策略建议与制定。

➡ 雪豹作为旗舰物种的生态保护价值

雪豹（*Panthera uncia*）是猫科（Felidae）豹亚科（Pantherinae）动物，成年雄性重约 37-55 千克，雌性重约 35-42 千克，肩高约 60 厘米，头体长约 1-1.3 米，尾长约 0.8-1 米 (Hemmer, 1972; Johansson et al., 2013)。因其声带缺少弹性纤维组织厚壁，通常无法像其它大型猫科动物一样“吼叫”，故一度被单列为雪豹属（*Uncia*）(Pocock, 1916a; Hemmer, 1972; Peters, 1980; Sunquist and Sunquist, 2002)。最近的系统发育学分析将雪豹归入了豹属（*Panthera*），与虎（*Panthera tigris*）亲缘关系最近，分化时间大约在 200 万年前 (Johnson et al., 2006)。

雪豹起源于青藏高原腹地，是活动海拔最高的大型猫科动物，被誉为“雪山之王”，主要生活在林线以上的高山和亚高山带，喜爱险峻峭壁、峰峦、溪谷和裸露岩石。作为中亚和南亚高寒山地的旗舰物种，它们广泛分布于据估计 280 万平方千米的土地上 (McCarthy and Mallon, 2016; McCarthy and Chapron, 2003)，包括了阿富汗、不丹、中国、印度、哈萨克斯坦、吉尔吉斯斯坦、蒙古、尼泊尔、巴基斯坦、俄罗斯、塔吉克斯坦和乌兹别克斯坦 12 个国家。在蒙古和中国新疆，它们可能会占据相对平坦的地形；在俄罗斯和中国天山的部分地区，它们会出现在针叶林中；在喜马拉雅和横断山区，它们也可能到林线以下活动。雪豹的主要野生猎物是山地有蹄类动物如岩羊（*Pseudois nayaur*）和北山羊（*Capra sibirica*）等，同时也捕食在其领域内的其它小型动物，如旱獭、鼠兔、兔类、小型啮齿类和鸟类等。

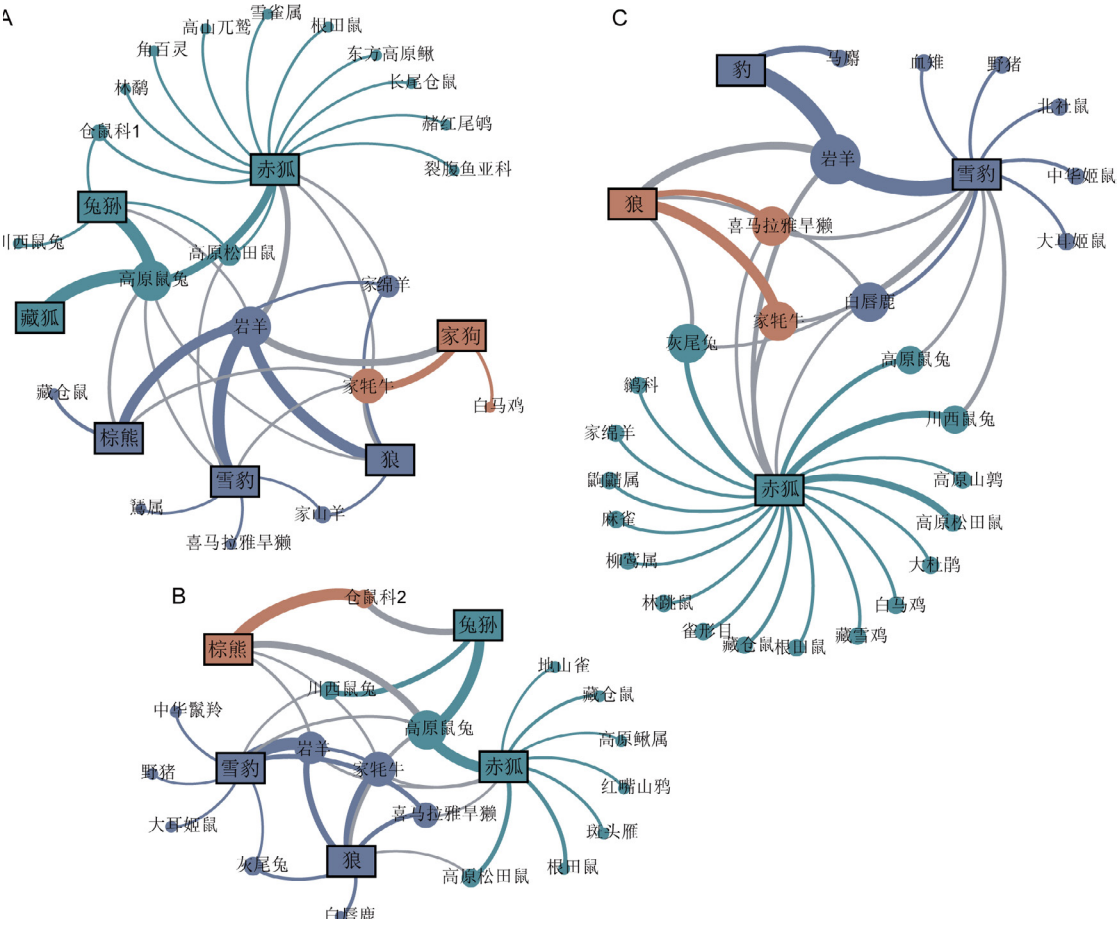


从科学角度来说，大型食肉动物在生态系统中具备重要的生态功能。过往研究表明，在 31 种大型哺乳类食肉动物中，有 7 种都能够通过营养级联来帮助维持生态系统的稳定性 (Ripple et al., 2014)。它们还影响着腐肉的资源量，而稳定的腐肉资源可以使食腐动物获得更多的能量，维持食腐动物的种群，进而使得生态系统的分解功能可以高效运转，保障整个系统的能量流动。除此之外，大型食肉动物种群也和传染病动态等息息相关。

雪豹居于复杂食物网的顶端，可以通过捕食作用控制范围内食草动物的数量，从而影响植物植被。在以往研究中，研究者通过大量采集三江源地区的食肉动物粪便样品，利用 DNA 宏条形码（DNA Metabarcoding）技术解析研究食物网结构，试图揭示物种共存机制与群落组织规律。研究显示，三江源地区雪豹的食谱中，野生猎物如岩羊的占比非常大 (Lu et al., 2023)。在三江源地区针对雪豹和岩羊的研究中发现，岩羊的幼母比不论在春季还是夏季都显著受到雪豹出现频次的影响，雪豹出现越多的地区岩羊的幼母比越低。这里的雪豹对岩羊的捕食效率应为密度制约型，即捕食效率随着猎物密度升高而升高，

意味着雪豹可以起到稳定猎物种群、调控猎物密度的作用（肖凌云，2017）。从这个角度上讲，雪豹很大比例地调控着岩羊的种群，而岩羊又是这个生态系统中的关键物种，存在于不同体型的多个食肉动物的食谱之中。雪豹这样的大型食肉动物通过捕杀大型有蹄类而产生的腐肉资源，可能为中型食肉动物（如赤狐等）提供次级食物来源，这种自上而下的资源促进效应在猎物资源匮乏时可能对维持中型食肉动物种群尤为重要（Lu et al., 2023）。

而于公众而言，大型动物通常都拥有一些与生俱来的特质，能够吸引社会公众对于保护的 关注，从而有序扩大社会力量的参与。雪豹家域很大，它所栖息的广袤栖息地内，也 同样孕育着许多其他的动植物。人们为了保护而采取的一系列保护措施，如建立自然保 护区与国家公园、限制人类活动干扰等，在保护雪豹的同时，也为其他生物提供了良好 的生存空间。一些珍稀的高原植物，得以在相对安全的环境中生长繁衍；同时，与雪豹 共享栖息地的其他动物，也因雪豹保护工作的开展而受益，整个栖息地的生物多样性得 到了有效保护和提升。



三江源地区的部分食物网结构（Lu et al., 2023）

因此，雪豹等大型食肉动物作为某一区域生态系统的旗舰物种，在整体生态系统的保护中扮演着重要的角色。了解其种群状况能够为保护重点规划提供关键信息，这不仅有利于保护特定物种，也有利于保护它们所栖息的生态系统 (Karanth et al., 2011; Suryawanshi et al., 2019)。

此外，雪豹保护从一定意义上意味着对其栖息地的保护，这些广袤的栖息地上错综复杂的水系作为大江大河的源头，为亚洲大部分地区提供着赖以生存的水资源，造福了十几亿人口。雪豹对食草动物的控制作用，间接保护了水源地的植被，保障了这片土地的水源涵养能力，为长江、黄河和澜沧江提供了稳定、优质的水源补给。黄河作为中华民族的母亲河，滋养着中国北方大地，为沿岸工农业生产和居民生活提供不可或缺的水源。长江则是中国水量最丰富的河流，其流域人口密集、经济发达，水资源支撑着庞大的生态系统和社会经济活动。而澜沧江 - 湄公河更是流经中国、缅甸、老挝、泰国、柬埔寨和越南等多个国家，是东南亚地区重要的水资源命脉，为这些国家的农业灌溉、水力发电、内河航运等提供基础保障，对地区经济发展和社会稳定意义重大。



雪豹、人类文化与生存威胁

青藏高原作为生物多样性和文化多样性的交汇之地，独特的“神山圣湖”文化与雪豹保护之间存在着深刻的共生关系。早年的一些访谈显示，藏地牧民们所了解的雪豹传说和故事中，大部分（78%）是中性的，剩下的 9% 是正面的，13% 是负面的，对于他们来说，雪豹亦是芸芸众生之中平等的一份子（李娟，2012）。这种共生关系不仅体现了自然生态与人文信仰的互动，也为现代生物多样性保护提供了重要的本土化路径。

从地域的角度来说，青藏高原的“神山圣湖”体系（如阿尼玛卿、年保玉则等）多分布于高海拔生态系统核心区，与雪豹栖息地高度重合；寺庙的选址也大多和雪豹栖息地选择类似，定期组织的祭山、转山、巡山等活动有时是全民参与的，因而可以认为相关保护

执行的力度都维持在较高的水平（李娟，2012）。从认知体系的角度而言，藏文化中的“生命共同体”观亦是会将雪豹纳入“山神 - 圣湖 - 人 - 兽”共生网络。藏传佛教中本就存在的“不杀生”戒律，禁止猎杀野生动物，禁止在神山采挖药材、砍伐林木，在规定以外，三江源的农牧民对大自然与野生动物通常也抱有关心和好奇。众生平等、珍爱自然的理念是三江源地区的牧民们尊重野生动物及参与保护工作最重要的动力之一。

然而近年来，雪豹与人类的共生关系中，冲突与矛盾的比例逐渐增大。它们面临着多种生存威胁，如偷猎和非法贸易、报复性猎杀、气候变化，以及大范围的基础设施建设。有研究显示，在过去的两个世代内，雪豹的种群数量至少下降了 20%。早在 1972 年，雪豹就被世界自然保护联盟（IUCN）列为濒危（EN）物种，1975 年被列入《濒危野生动植物种国际贸易公约》（CITES）附录 I。雪豹活动与牧业活动存在区域上的重叠，在野生猎物之外，雪豹也有机会捕食当地农牧民养殖的家畜，而这正是造成雪豹与当地人之间矛盾与冲突的重要因素。不过与其他雪豹分布国相比，三江源地区的雪豹对家畜的依赖较低，这与这些年野生动物保护的成效密不可分（李娟，2012）。

因此，了解雪豹的种群现状与影响因素，对于评估亚洲高寒山地生态系统的健康状况，以及后续针对雪豹本身及其栖居的生态系统的保护策略制定，都有着非常重要的价值。



雪豹寻踪： 社区参与和科技助力的 双管齐下



掌握动植物的种群状况对于有效管理和保护生物多样性而言是至关重要的，对于管理人员、研究人员和当地社区而言，种群数量和密度的估计都是最直观体现物种种群状态的变量，从而使得监测物种对环境变化的适应或评估保护措施的成功都更加定量化。

其中，个体数（种群数量）是全球大多数物种监测中使用最为广泛的指标。

国际雪豹调查研究与保护的进程

大型食肉动物种群数量评估对于制定有效的保护规划至关重要。国际上对于雪豹的调查研究早在 20 世纪 70 年代以前就已开始，但由于雪豹生性隐秘，那时对其种群状况的研究记录较为零星，仅有个别国家如中国、印度、蒙古等进行过少量研究或保护立法工作。直至 70 年代，美国著名生物学家乔治·夏勒（George Schaller）首先开始在巴基斯坦、中国等主要雪豹分布国进行开创性调查，全球雪豹的研究和保护工作才逐渐步入正轨。

往后，一代又一代研究人员和保护工作者的不懈努力使得全球雪豹保护不断进步。

2002 年，美国西雅图的雪豹生存峰会探讨了雪豹保护的未來规划，并于 2003 年发布《雪豹生存策略》（Snow Leopard Survival Strategy, SLSS），评估了不同国家雪豹种群状况和面对的威胁，推动各国制定相应的保护计划。同时，这次峰会还促成了国际雪豹网络（Snow Leopard Network, SLN）的诞生，为世界范围内的雪豹专家提供共享信息的平台，促进个人、非政府组织和政府间的合作，来对雪豹进行科学合理的保护。

2013 年，雪豹网络更新了《雪豹生存策略》，这次更新专门介绍了基于社区的雪豹保护方法，同时将论述的重心从雪豹的濒危性转移到了雪豹的生态价值与服务功能。同年，全球雪豹和生态系统保护计划（Global Snow Leopard & Ecosystem Protection

Program，简称 GSLEP）启动。该计划发布的《2017 年比什凯克宣言》、《2017 年加德满都决议》、《2018 年伊塞克湖声明》和《2018 年深圳共识》都强调了对雪豹种群应当进行更有力、更广泛的监测。

促使人们开始关注大范围雪豹种群估计的开端大概可以追溯至 2017 年。彼时，IUCN 基于 McCarthy et al. (2017) 的评估，决定将雪豹的受威胁等级从濒危(EN)调整为易危(VU)。”这次降级饱受争议，缘由主要是对于雪豹种群数量估计潜在偏差的担忧 (Suryawanshi et al., 2019)。当年，国际雪豹与生态系统保护论坛在比什凯克举行，设定了对全球雪豹种群进行可靠估算的目标，旨在终结全球雪豹种群数量估计的不确定性。来自 20 多个国内外保护组织以及不同国家的科学家和保护人士为了充分利用现有调查，保障数量估计的统计严谨性，召开了多次会议，并在不同雪豹分布区投入了大量精力和资源，设计了全球雪豹种群评估框架（简称 PAWS）。

PAWS 预计需要五年时间完成，目标是估计全球雪豹种群数量，并能在此之上带来其它额外收益，包括获得可靠的雪豹分布图，绘制威胁因素分布图，培训青年保护工作者和志愿者，以及识别未来多种气候变化情景下的雪豹避难所。这是一项很有雄心的计划，为此还成立了专门的指导委员会和管理小组，旨在促进政府、生态学家、统计学家、程序员和数据科学家之间的合作，来达到更好的保护效果，并为未来可能进行的其它受威胁物种的大范围调查做出范例。

雪豹种群调查面临的挑战

这项大规模“普查”的任务实施起来并不简单，主要面临着以下三个挑战：

1 雪豹行踪诡秘，遇见率低

雪豹多活动于高海拔的偏远之地，往往很难到达。加上其隐秘的习性、偏低的种群密度，使得探测的难度大大增加。截至 2018 年，现有的有效调查手段——如红外相机与遗传学调查，仅仅覆盖了雪豹分布面积的 2%，且主要集中在高质量的雪豹栖息地 (Ale and Mishra, 2018)。

2 大范围调查耗时耗力

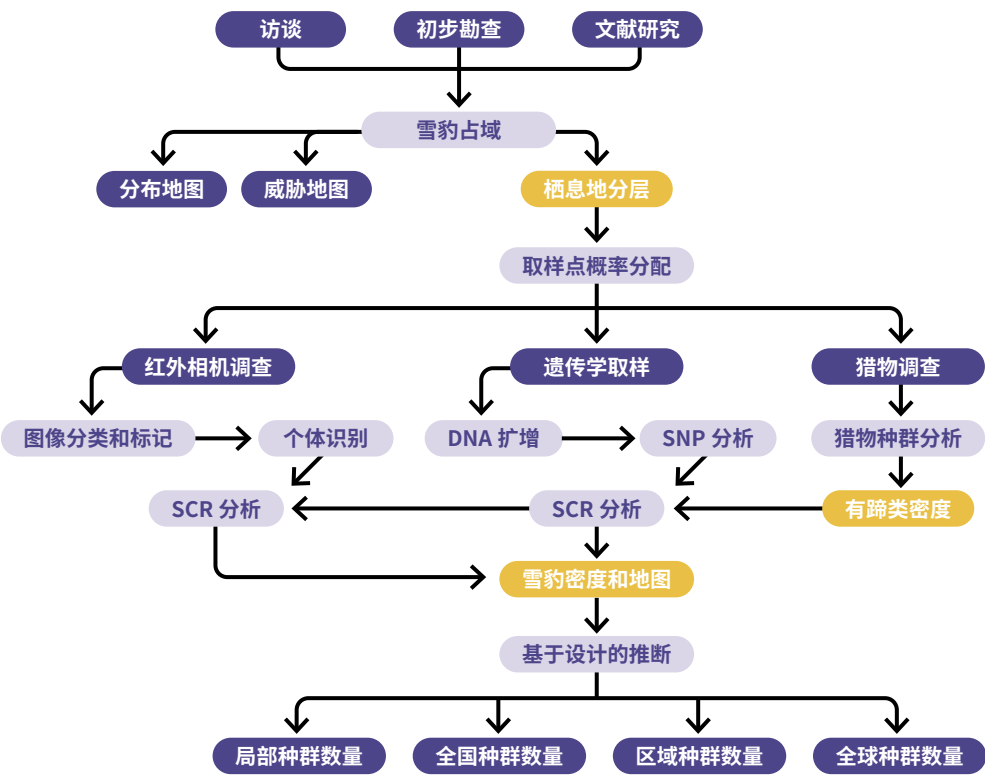
目前国家和世界级别对于雪豹种群数量的估计大多基于较小的研究区域——这些研究区域大多是雪豹的最佳栖息地，这可能会高估连片区域的总体密度 (Suryawanshi et al. 2019)。且部分研究方法本身也并不能给出直接的种群数量估计，如统计痕迹频率、问

卷调查等。因此，各国政府以及雪豹研究和保护界目前都致力于利用可靠的方法来进行更为准确的雪豹种群评估，以期了解大尺度上雪豹种群的现状，为未来的保护规划提供参考依据 (Sharma et al., 2019)。

3 数据标准化与科学分析难点重重

早期不同项目采取的研究方法各有不同，研究结果之间很难进行系统的比对和归纳。随着技术的快速发展，红外相机监测技术、无线电项圈追踪技术、卫星定位颈圈技术、遗传学技术等，都助力了雪豹的调查与研究。调查和分析方法的进步使得大规模雪豹密度和种群估计变得更为可靠 (Sharma et al., 2019; Bayandonoi et al., 2021b)。红外相机技术和分子手段的发展使得区域内雪豹种群密度估计的准确性得到一定的提升 (Aryal et al., 2014; Pal et al., 2021)。

PAWS 提出了一种大尺度雪豹种群调查的调查方法 (Sharma et al., 2019)，该方法囊括了两大部分：1) 在大尺度上评估雪豹的分布或栖息地利用情况；2) 在不同栖息地利用梯度的研究位点上开展雪豹密度调查 (Sharma et al., 2019)。PAWS 的使用规程主要强调了“在哪里”进行调查采样，有助于帮助确定抽样调查的位点，确保种群调查在大尺度的区域代表性。



PAWS 建议的可靠雪豹种群数量估计工作流程

这套方法过往研究中展现出了大尺度层面进行雪豹种群调查时的有效性。在印度喜马拉雅邦进行的调查中，研究者们估算在这片 26,112 平方千米的土地上，雪豹平均密度约为 0.19 只 /100 平方千米 (Suryawanshi et al., 2021)。2021 年蒙古的雪豹调查中，初步结果显示在 326,617 平方千米范围内，雪豹的总个体数为 953 只 (95% CI: 806 ~ 1,127) (Bayandonoi et al., 2021a)。

➔ 中国在雪豹种群调查与保护中的投入和努力

中国的雪豹调查研究起步偏晚，第一项针对雪豹的调查工作可以追溯到 1980 年前后。2013 年全球雪豹和生态系统保护计划 (GSLEP) 启动之时，中国作为雪豹重要分布国也积极投身于项目之中。国家林业局（现国家林业与草原局）编写发布了《中国雪豹保护行动计划》，识别出中国雪豹面临的四大威胁：1) 放牧活动导致栖息地质量退化；2) 气候变化和野生动物疾病；3) 非法矿业开采和不合理的道路建设；4) 针对雪豹猎物的盗猎。也提出了影响保护成效的五个问题，并制定了十二项行动计划，其中包括了“雪豹种群及栖息地数据不足”这一大问题和对应的增强种群和栖息地调查监测、加强各相关生态学领域基础研究等行动计划。



中国雪豹调查保护的力量发展至今呈现出多元化的态势，在国家和政府层面以外，有非常多科研机构、高校、保护组织、企业资源和民间团体等，以各自所长加入雪豹调查和保护的工作。在地工作之余，各机构组织也会经常聚会，商讨雪豹的保护策略。2015 年 7 月，北京大学与山水自然保护中心的联合团队在青海省玉树藏族自治州举办了第一届玉树国际雪豹论坛，会上成立了“中国雪豹保护网络”，作为中国雪豹研究与保护的交流平台。自那以来，又在新疆乌鲁木齐（2016 年）、青海玉树（2018 年）、青海西宁（2019 年）和四川成都（2023 年）举办了四届国际雪豹论坛，并于 2025 年 5 月在北京市举办第六届雪豹研讨会。截至 2025 年，网络已有超过 34 个组织机构成员加入，包括地方政府、保护地管理部门、科研机构、民间组织、社区和个人，在协作中共同推动中国雪豹研究与保护的发展。

与全球雪豹调查的情况类似，在中国，对雪豹种群的调查也多集中在雪豹关键栖息地内。以青海省为例，雪豹种群调查工作已覆盖全省雪豹潜在栖息地的 4.4%，总覆盖面积超过 30,000 平方千米，研究区域主要集中在青藏高原上的三江源地区与祁连山（刘沿江等，2019）。虽然多年来各在地组织机构和保护区都在对当地雪豹种群进行持续监测和分析，全国范围内的大尺度系统性评估（> 10,000 平方千米）却依旧匮乏。现今，想要响应国家对于雪豹种群调查的需求，不仅需要加大调查努力的投入以满足 PAWS 提出的“在 20% 的雪豹栖息地内进行雪豹数量调查”的目标，还需要采用更为可靠的方法将现有大体量数据利用起来。目前，三江源区域在不同环境梯度中大面积布设了红外相机，使得通过这个监测网络获得大尺度范围内可靠的雪豹种群成为可能。

如果能够基于现有各方的雪豹的数据，用以评估大尺度的雪豹数量，可以节约大量宝贵的调查和保护资源。但在大尺度应用之前，需要先评估已有数据的代表性，从而确保数据分析的准确性和用于推广的可行性。本报告便是通过整合三江源区域各方已有的雪豹调查数据，分析该方法的可行性，评估三江源区域内的雪豹种群现状，得到中国第一笔大尺度雪豹密度与种群估计的数据，从而促进对于三江源雪豹的了解，并为更多大尺度雪豹种群快速估计搭建框架。

➔ 面对已知挑战，如何克服？

正如前述提到，雪豹种群调查面临诸多挑战。在多年间，主管部门、当地政府、高校及民间组织共同努力，摸索解决途径，扬长避短、努力克服。

○ 社区参与式监测

自 2009 年以来，三江源地区开展了以政府为主导、农牧民为主体、社会力量参与的野生动物研究和保护模式探索。通过选拔社区监测员，利用红外相机技术易操作、以标准化和大面积推广等特点，在各地进行以社区为主体的红外相机监测试点工作。一方面，当地人了解野生动物的习性，可以在物种分布、数量变化、威胁评估、保护行动等方面提供宝贵的经验。另一方面，红外相机所捕捉到的野生动物影像，是野生动物保护的重要宣传材料，基于影像与调查结果的社区分享，也更易加强当地社区动物保护的责任感与自豪感。

长期以来，三江源的雪豹种群调查与监测就是主要通过布设红外相机来进行的。在当地政府的指导下，各个科研院所与社会组织，一起组织了各式样、各层面的技能培训，使当地国家公园管护员及其他普通农牧民具备了反盗猎巡护、红外相机布设回收、野生动物痕迹调查以及有蹄类调查等多项技能，参与到社区为基础的监测工作中。

○ 多机构协同调查

为了使研究地点更好地覆盖整个三江源区域，研究团队联合了在三江源进行雪豹调查研究的四家组织机构，对 2015 至 2021 年间在 12 个研究地点进行的红外相机调查数据进行了整合与清洗，确保用于大尺度密度研究的数据一致性和标准化。



由于发情期的雪豹活动较为频繁，且会下到海拔较低的地区，能够获取更多的雪豹捕获，因此研究团队统一选取调查时间在冬季的数据，大致于雪豹交配季前后，也即每年的一月至三月（Johansson et al., 2021）。不同组织机构的调查开始时间于十月至一月不等，结束时间也因此有所不同，但总调查时长都限制在三个月。

为了完成数据标准化，研究团队比较了不同组织间雪豹个体识别的流程差异，最终决定采用以下三个步骤对个体识别流程进行标准化 (Suryawanshi et al., 2021)，没有使用标准化流程进行个体识别的数据不参与后续分析。标准化流程如下：

- 1. 研究人员对每个研究点的原始雪豹媒体进行独立的个体识别，为媒体打上个体标签，将每只雪豹个体的面部、四肢、两侧身体与尾部的环状花纹录入个体档案库；
- 2. 对于每个研究地点的数据，会有第二名研究人员对第一步标记的雪豹个体进行审查，将每个个体的照片与档案库进行比对，以检查档案中个体是否确实互不相同，或是否存在不同个体被错认为同一个体的情况。如果确实存在错误，会请第三名研究人员参与验证档案中个体的合并或分离；
- 3. 完成雪豹照片的标记与查重后，只使用两侧身体或尾部花纹清晰的个体捕获数据进行建模，以降低花纹面积过小导致错认雪豹的风险。对每个研究地点，研究团队选择两侧身体或尾部中不同个体最多的数字进行建模，这确保了进入模型的每一个个体都有确切的照片依据能够与其它个体进行区分。

○ 在经过检验的 PAWS 框架上进行适应性调整

由于雪豹在三江源区域内的分布并不是均匀的，存在一定的栖息地偏好。而该地区的红外相机在最初布设时，并非基于大尺度的系统规划。因而，分析时需要更严谨地考虑已有数据在雪豹不同栖息地层级中的代表性，来获取整个区域内相对准确的雪豹种群情况。研究团队综合使用了两种方法对雪豹栖息地分层（主要区分不同栖息地质量），并评估现有数据的代表性。

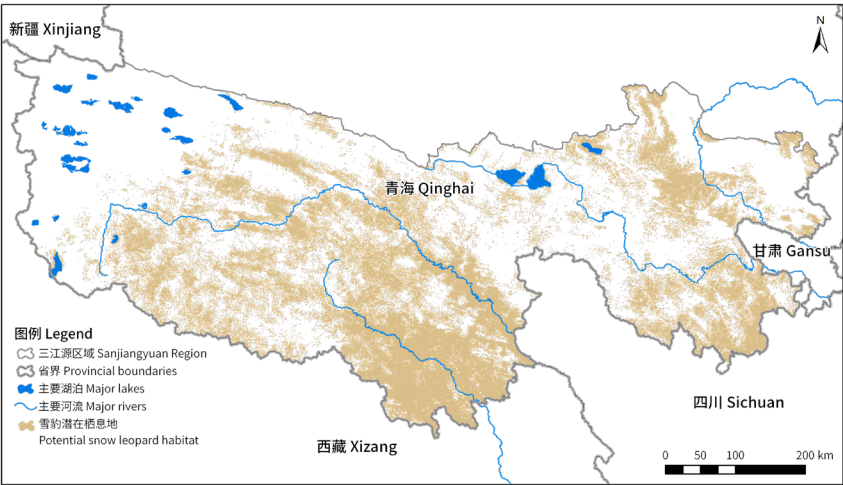
研究团队也对种群模拟的方法进行了一定的调整。调查地点所涵盖的栖息地质量良莠不齐，红外相机也广泛地分布在不同的栖息地层级上。因此，相较于以不同的调查地点为不同单元，研究团队选择将红外相机作为密度估计的基本单元。也就是说，在对异质密度分布建模时，研究团队使用了相机位点级别而非监测位点级别的环境变量。

雪豹栖息地分布与调查代表性分析

PART 4

栖息地分布情况

肖凌云等 (2019) 首次完成了三江源地区雪豹栖息地分布预测和保护优先区规划的工作。研究团队在 2008 - 2017 年间，通过粪便收集和红外相机两种方式获得了 560 个雪豹分布位点，稀疏化处理共有 220 个分布位点纳入模型。同时，研究团队以 2016 年 6 - 9 月的 Planet 高分辨率卫星遥感影像为底图，通过目视解译的方法对区域内人类活动斑块进行了提取，对于三江源区域的人类活动类型进行了高精度的识别，能更好地反映人类活动影响。利用最大熵模型 (MaxEnt 模型)，代入 29 个可能与雪豹栖息地适宜度相关的环境变量 (包含地形相关变量、增强型植被指数、土地覆盖类型、生物气候变量、人类活动影响五个部分)，用 75% 的数据作为训练数据模拟了三江源雪豹栖息地的分布，并用剩余 25% 的数据进行了模型检验。



三江源区域雪豹潜在栖息地分布，改自肖凌云等 2019 年发表于《生物多样性》的“三江源地区雪豹保护优先区规划”

研究表明，坡度和道路密度对栖息地模型的综合贡献最大，雪豹主要生活在坡度较大、道路密度较低的区域。据此计算出三江源地区潜在雪豹栖息地面积为 116,570 平方千米，占整个三江源面积的 31.8%。而加入人类影响变量后，模型预测的雪豹栖息地面积较不加人类影响时减少了 2.8 万平方千米，占雪豹潜在栖息地面积的 19%。

分层与调查代表性

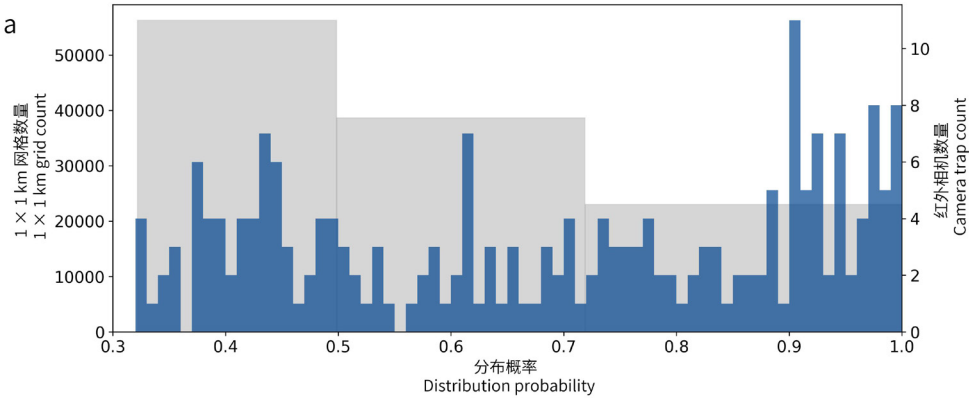
研究团队评估了已有种群调查数据在三江源区域的代表性，以确保密度估计结果外推的可靠性。

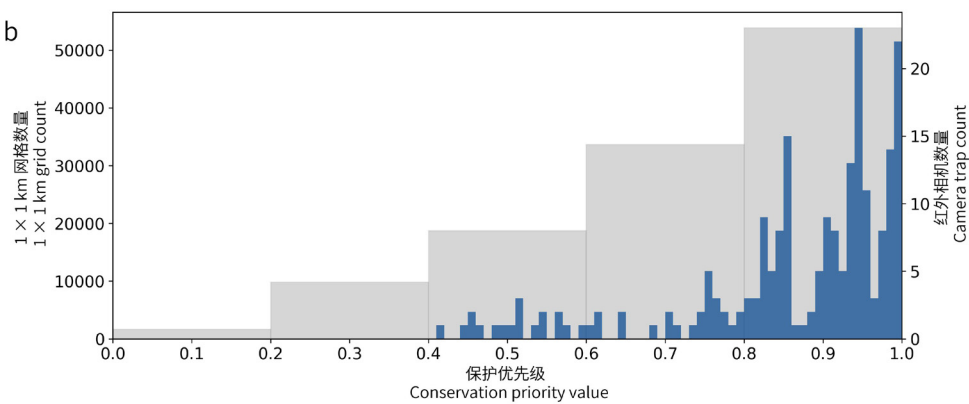
研究团队使用统一标准对不同来源的红外相机监测数据进行筛选，保留了 280 台红外相机的数据用于密度分析。而后，将整个三江源区域划分为 1×1km 的网格，每个网格内保留一个相机位点，以减少相机点位聚集带来的误差。经过稀疏化处理，保留了 246 个红外相机位点用于代表性评估，其中，有 211 个点位位于划定的雪豹潜在栖息地内。

依据下面两个间接反映栖息地质量的值，研究团队对划定出的雪豹潜在栖息地进行了分层：

- (1) 最大熵模型生成的雪豹分布概率；
- (2) 基于分布概率和栖息地连通性估计的保护优先级值 (Moilanen et al. 2009)。

最终获得了基于雪豹分布概率的三个栖息地分层 (以下简称“分布概率分层”) 和基于保护优先级值的五个栖息地分层 (以下简称“保护优先级分层”)。





两个直方图展示了不同分层下的调查努力，反映了雪豹潜在栖息地内的种群调查数据代表性。在（a）中，蓝色柱形表示不同分布概率下的红外相机数量，灰色柱形表示在不同分布概率分层内的 1×1 千米网格数量。在（b）中，蓝色柱形表示不同保护优先级值下的相机数量，灰色柱形表示在不同保护优先级分层内的 1×1 千米网格数量。

而后以每个分层内部红外相机数量作为不同分层的调查努力，用直方图进行代表性评估。在基于雪豹分布概率的分层结果中，每个分层都有有效工作的红外相机（其中 104 台相机位于最高分布概率层，47 台在中等分布概率层，60 台在最低分布概率层），表明研究团队的数据在这三个分布概率分层中均有代表性。而在基于保护优先级值的分层结果中，红外相机仅覆盖了其中的三个分层（从保护优先级从高到低，分别有 168 台、25 台和 18 台相机），表明研究团队的数据更能代表这三个分层，在后续外推中也应仅考虑这三个分层。



雪豹种群数量评估结果



空间标记重捕法

近年来，捕获 - 标记 - 重捕（简称标志重捕）方法广泛用于大型猫科动物的调查。该方法根据动物个体在特定区域内的捕获（探测）历史，估计该物种的探测概率和种群数量。对一段时期内捕获的个体进行识别（通过红外相机拍摄或遗传学样品分析），即可生成捕获历史 (Karanth, 1995; Trolle and Kery, 2005; Wallace et al., 2003; Mondol et al., 2009)。对于常用的红外相机照片来说，可以通过每只雪豹的独特斑纹，根据详尽的流程指南来识别不同的个体 (Jackson, 2006)。

用于估算野生动物种群密度和数量的空间标记重捕法（spatially explicit capture-recapture model, SECR）由 Efford (2004) 首次提出，此后发展迅速 (Borchers and Efford, 2008; Royle and Young, 2008)。该方法要求目标物种的探测概率较高，能在多个位置被探测到。同时，闭合种群空间标记重捕法要求种群不发生变化，因此取样必须在足够短的时期内完成，以满足种群闭合的假设。SECR 的原理是：动物对空间的利用是不均匀的，通常对其活动中心及附近的利用较多，而在远离活动中心的地方，空间利用则会下降。这导致动物个体在其活动范围中心附近被捕获（或探测）的概率大于其活动范围的边缘。通过调查获得在不同地点多次探测到不同动物个体的空间数据，从而构建探测函数，估算可能未捕获到的个体数量，最终估计出种群密度。

为了估计三江源地区的雪豹种群密度和数量，研究团队采用了多季度空间标记重捕模型（multi-session SECR modeling），以不同的调查地点来对应模型中的不同“季度” (Suryawanshi et al., 2021)，并根据模型分析的需求进行了红外相机数据的准备，如确认是否有足够的红外相机来保障雪豹个体在不同位点间的重捕，以及是否避免了红外相机的高度线性布设。结合捕获位点的信息，SECR 模型提供了探测数估计以及捕获位点与动物活动中心之间的距离 (Borchers and Efford 2008)。考虑到在人类密度低、研究地点内

没有大河或大片冰川区域的情况下，唯一不适合雪豹栖息的、可能成为栖息地屏障的景观元素是湖泊。研究团队移除了红外相机位点周围区域内的湖泊元素，建立了最终用于密度估计的区域。

在进行雪豹密度估计时，研究团队引入了多个协变量（包括与栖息地质量相关的连续变量和分类变量、以往雪豹栖息地研究中有较大影响的环境协变量等）来解释雪豹密度的异质性，同时基于 AIC 值（Akaike Information Criteria，赤池信息准则）比较了不同模型的表现。

⇒ 分析结果

SECR 模型建立的密度估计掩膜囊括了 32,899 平方千米（不包括湖泊），覆盖了三江源地区 28.2% 以上的雪豹适宜栖息地 (Xiao et al., 2019)，这表明现有的调查努力已经达到相当高的程度。从红外相机拍摄到的媒体中，共识别出 127 只雪豹个体，独立捕获次数为 354 次。

进行雪豹密度估计时，以“保护优先级分层”作为唯一协变量的模型表现最佳。最终分析结果显示，在三江源地区的雪豹潜在栖息地中，雪豹的总种群数量估计为 1,002 只（95% CI: 755 ~ 1,341）。这种以保护优先级分层的方式可以为雪豹栖息地分层提供一种替代性的抽样分层方法，作为早期研究中使用的占域调查的补充 (Sharma et al. 2019; Suryawanshi et al. 2021)，尤其适用于已有种群调查数据已经覆盖了很大比例的雪豹栖息地的情况。

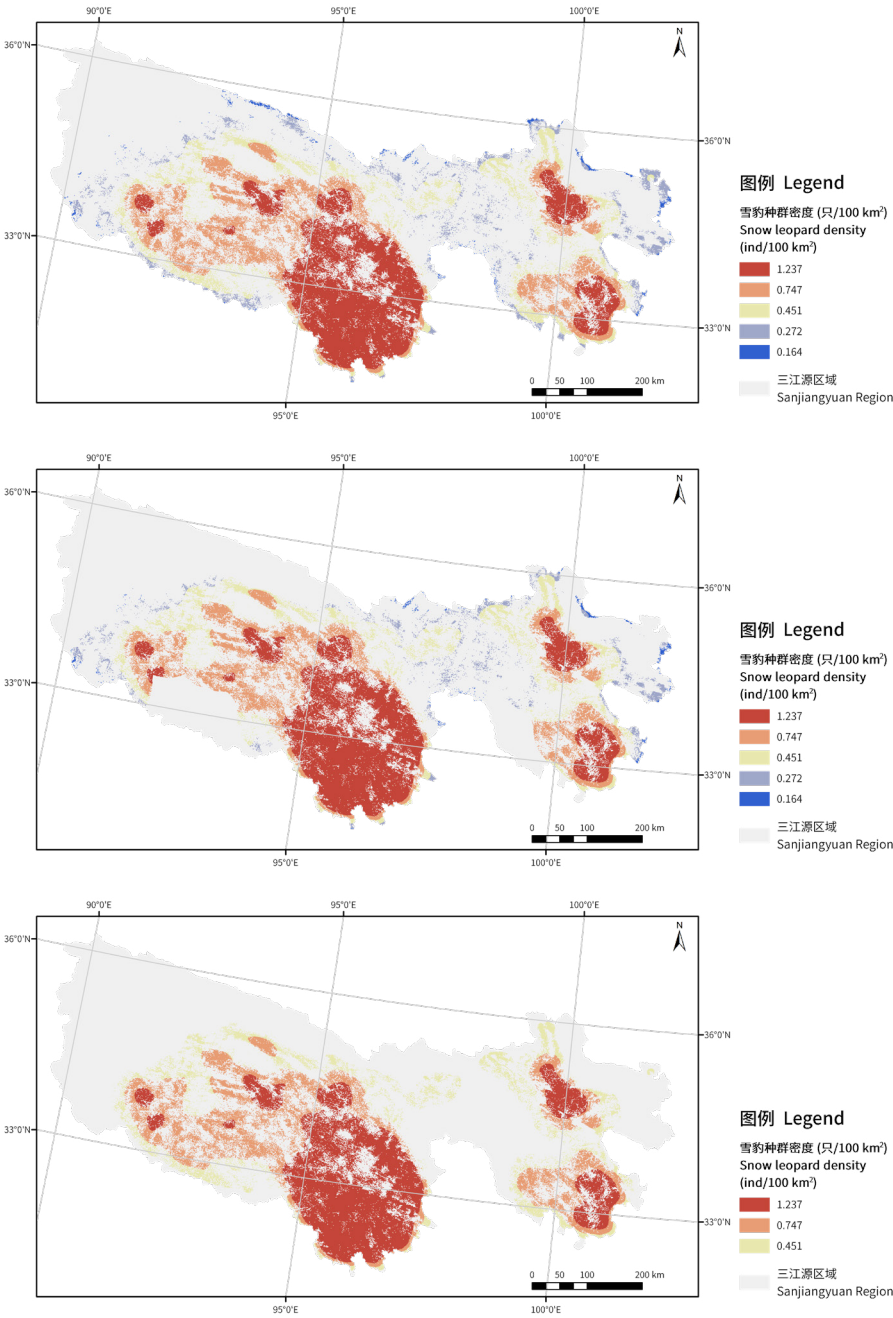
⇒ 可靠性分析

○ 三种种群数量外推方式获得类似结果

为了最小化低质量栖息地调查努力不足，从而导致的整体密度和数量高估的风险，研究团队还估计了两个外推范围更为保守的种群数量：

- (1) 根据已知的雪豹最长迁徙距离（77 千米）（Johansson et al. 2021），仅将雪豹捕获记录周围 80 千米缓冲区内的雪豹栖息地作为数量外推区域 (调查区域 1)；
- (2) 仅外推至三个有调查努力 (即布设了红外相机) 的保护优先级分层 (调查区域 2)。

这两个更为保守的雪豹种群数量估计分别为 971 只 (95% CI: 732 ~ 1,287) 和 978 只 (95% CI: 737 ~ 1,267)，覆盖的面积分别为 105,483 平方千米和 101,980 平方千米。可以看到，三种估算方式指向了相近的雪豹种群数量估计结果。



- a. 雪豹潜在栖息地内，基于表现最好的 SECR 模型外推绘制的雪豹密度分布预测图。
- b. 雪豹潜在栖息地内，雪豹记录点周围 80 千米缓冲区内的密度分布预测图。
- c. 雪豹潜在栖息地内，在三个有调查努力的保护优先级层内的密度分布预测图。

与分布模型的交叉检验

在本研究中，研究团队利用了两套独立数据集用于进行雪豹分布概率模拟和种群评估，若栖息地评估结果和种群数量密度估计存在一致趋势，也即雪豹栖息地质量越高的地方，种群密度或数量越高，则表明二者的结果能相互印证。

根据最优模型，五个保护优先级层（即从低到高的栖息地质量）的雪豹种群密度分别为 0.16 / 100 平方千米（95% CI: 0.05 ~ 0.50 / 100 平方千米）、0.27 / 100 平方千米（95% CI: 0.12 ~ 0.62 / 100 平方千米）、0.45 / 100 平方千米（95% CI: 0.26 ~ 0.78 / 100 平方千米）、0.75 / 100 平方千米（95% CI: 0.55 ~ 1.01 / 100 平方千米）和 1.24 / 100 平方千米（95% CI: 0.98 ~ 1.56 / 100 平方千米），这与栖息地保护优先级（栖息地质量的间接反映）由低到高的排序相一致。保护优先级层的 beta 系数为 0.50（95% CI: 0.21 ~ 0.80），这意味着在更高的保护优先级区域中有更高的雪豹密度，也即基于独立数据集的研究区域分层和密度估计结果相互一致。



与全球其他种群研究的对比

中国拥有超过 60% 的全球雪豹栖息地和种群 (Li et al. 2016; McCarthy et al. 2016)，在全球雪豹保护中扮演着至关重要的作用。此次评估是中国首次进行的大规模雪豹种群密度和数量估计，也是目前已正式发表的全球最大规模雪豹种群评估结果。

全球雪豹种群的最乐观估计为 4,678 到 8,745 只 (McCarthy et al. 2017)。根据研究团队保守估计的结果，三江源地区的雪豹种群数量占这一全球估计的 11% ~ 21%，从中国乃至全球的尺度上来看，在三江源地区开展长期的雪豹监测与保护工作，对于维护雪豹种群健康，促进生态系统安全，都拥有非常重要的价值和意义。

三江源雪豹潜在栖息地内的密度，高于全球大多数超过了 1,000 平方千米的研究。

三江源地区雪豹的过往食性分析表明，岩羊 (*Pseudois nayaur*) 占其食物摄入的 80% 以上 (Lu et al. 2021)。岩羊的密度在这里位居世界前列，早期研究 (Xiao et al. 2022) 也有报道，这可能也解释了本研究中发现的较高的雪豹密度。

表 调查区域大于 1,000 平方千米且基于空间标记重捕模型的现有雪豹红外相机密度研究。

参考文献 及报告	研究地点	研究面积 (平方公里)	雪豹密度 (只 / 百平方公里)
Kachel et al. (2017)	塔吉克斯坦, Madiyan	约 1,000	0.46 (95% CI: 0.20 ~ 0.83)
Kachel et al. (2017)	塔吉克斯坦, Murghab (穆尔加布)	约 1,000	0.74 (95% CI: 0.57 ~ 0.95)
Suryawanshi et al. (2021)	印度, 喜马偕尔邦	26,112	0.19 (95% CI: 0.12 ~ 0.31)
本研究	中国, 三江源	116,570	0.90 (95% CI: 0.68 ~ 1.21)
Bayandonoi et al. (2021a)	蒙古	326,617	0.31 (未报告 95% CI)

雪豹保护的未來



开展长期监测提供科学支持： 基于社区的可行性探索

过去几十年里，在人和动物共同生活的复杂环境中，以当地社区为主体的参与式研究和保护的方法越来越受认可。这种方法更多强调的是从普通人的日常生活出发来进行生物多样性保护，而非单纯由专家参与。它基于三个重要理念转变：从聚焦单个物种到关注整个生态系统，从把人和自然分开到看作一个整体，从专家指挥到大家共同参与。简单说，就是充分当地人的优势、考虑当地人的需求，把他们的传统知识、生态智慧和生计需要共同融入保护计划，既保护生物多样性，也保障人的生活，实现人与自然双赢。

实际操作时，如何实现社区的有效参与仍面临着多重挑战。如果不清楚当地社区真正需要什么，保护计划很可能会变成“纸上谈兵”，甚至引起社区的不满；如果激励机制设置得不合理，大家参与的热情也很快就会消退。每个社区内部的关系网络和利益需求使得参与动机变得十分复杂，且随着时间推移和参与程度变化，这些驱动因素亦处于持续演变的状态。所以，搞清楚大家为什么愿意参与保护（比如能得到实际好处？还是发自内心热爱？），参与过程中有什么难以克服的困难（比如技术难以学习？还是太过劳累辛苦？），及时调整激励方式，最终才可能将参与生态保护内化到社区自身的“本能”之中，从而实现人与自然和谐共生的永续发展。

聚焦三江源地区的实践探索，本次调查评估的数据大部分都来自于社区监测，在这个过程中，很多牧民接受培训后成为了生态监测员或巡护员。基于社



区的科学监测，既能充分发挥人员力量完善生物多样性数据库，又让更多牧民亲身参与保护，逐渐形成“自己的家园自己守护”的氛围。

调查发现，社区参与保护的動力分为两种：一种是外部推动的，比如发补贴、出政策，帮大家平衡保护工作和生活收入；另一种是内心驱动的，比如祖辈传下来的环保理念，或者完成工作带来的成就感。最有效的保护项目，往往能把这两种动力结合起来。在三江源，牧民监测员既有守护家乡的传统情怀，又通过工作获得自豪感，这是他们坚持多年的主要原因。再加上合理的补贴政策、系统的技能培训，让牧民们既能获得实际支持，又能感受到自我价值，这样保护工作才能长期持续，吸引更多新鲜血液加入。



推动雪豹保护与社区发展的协同： 人兽冲突保险、自然体验

由于大部分雪豹栖息地与人类活动区域难以分割，想要达到保护雪豹的目标，就必须充分考虑和平衡各利益相关方，尤其是当地社区的问题和诉求。在限制一些人为活动以达到保护目标的同时，也需要尊重和保障社区的传统生计和发展权，同时努力调和可能存在的人与包括雪豹在内的野生动物之间的矛盾。国际上采取的替代性生计主要有雪豹生态旅游、生态产品生产或售卖等形式，通过这类替代性生计，可以期望达到减轻畜牧压力和减少盗猎及报复性猎杀的目的。

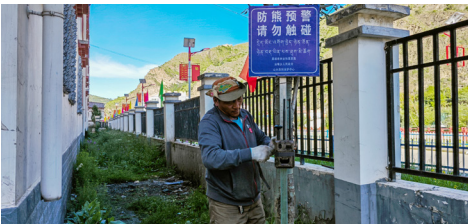
基于雪豹社区监测，山水自然保护中心、原上草自然保护中心、以及年保玉则生态环境保护协会等机构在多地设立了野生动物捕食家畜肇事基金，以此推动了相关保险的正式运行；进行人熊冲突防范试点，保障牧民的生命和财产安全；推行自然体验、妇女手工艺等替代生计，为保护背景下的社区发展谋求新的出路。



自然体验通过培训当地社区居民变身向导、建立民宿来接待访客，带来的收入会逐渐改变当地居民对雪豹的态度，同时他们将收入的一小部分作为社区的公共基金，既可以用于直接开展生态保护工作，也可以捐助给当地用于提升牲畜的管理水平，以减少人兽冲突的发生。作为生态保护工作的一项重要措施，自然体验能够直接将自然资产转化为生态价值，提高牧民参与国家公园及周边保护地建设的动力，向公众提供优质的生态产品，推动区域内的人与自然和谐共生。除此之外，与雪豹保护相关的生态产品包括用牦牛绒和羊毛等环保材料制作的手工艺品、以牦牛奶与酥油为主要成分的手工香皂和少量农产品等，这类生态产品往往根植于当地文化，并以相对朴素和传统的方式进行雪豹保护，社区的参与程度极深，无论是经济层面、保护层面还是能力层面都有切实的改变和收益，但影响力往往局限在社区或区域之内。

缓解人兽冲突方面，各地还采取了诸如建设防兽畜栏、建立人兽冲突补偿保险机制等。一些地方的村民甚至在本土组织的引导下，管理着能够供牲畜与野生有蹄类动物共同使用的牧场。这些方案的基本理念都很简单——通过优化放牧方式、保护好当地人的畜群，补偿当地居民因野生动物而蒙受的损失，来恢复人们和社区对野生动物的容忍度，提升人们的生态保护意识，最终促进社区整体参与到生态保护中来。

能够得到当地社区的支持、能够发动社区的自主参与，才能最终让生态保护的话语和行动更有力量、更可持续。



提升技术力量参与：腾讯 AI 助力雪豹研究与保护

随着物种监测的普及和常态化，科学家、在地保护组织和社区等多方面面临的数据体量逐渐增加，数据处理效率亟待增加。为了将一线调查和保护人员从繁重的记录、标注和识别工作中部分解放，从一定程度上减轻他们的工作量，腾讯团队充分应用已有资源，自主开发了一套包含红外相机数据 AI 识别、巡护数据协同管理的数据平台，将 AI、云计算等技术应用于以自然为本的解决方案，以促进生态保护过程中的数字化和解决效率问题（《生物多样性 100+ 全球案例选集》编辑部，2021；腾讯，2023）。

这套系统尝试提供 AI 物种识别、数据上云、模型搭建与运算等功能，以实现基础数据的自动整理，如筛除空镜头、识别图片和视频中的雪豹等物种。这大大提升了从海量监测数据中识别物种的效率，还能进行数据分析并导出直观的结果，展示该地区生活的雪豹数量、位置和活动，更高质量地协助科学家及专业保护人员做好物种监测及样线调查，协助制定合理的保护策略（《生物多样性 100+ 全球案例选集》编辑部，2021）。

我们期待在未来，技术能够与传统生态学方法、社区参与及政策创新更好地结合，逐步将功能整合成完整的系统，在生物多样性保护中发挥更精准、包容的作用，有效提升整体监测效率和水平，并在确保数据安全的前提下，建立多国合作的生物多样性保护合作，在技术领域共建“地球生命共同体”（《生物多样性 100+ 全球案例选集》编辑部，2021）。



致谢



回顾中国雪豹的研究和保护历史，报告团队发现，过去二十年，尤其是最近的十年里，雪豹受到了越来越多的关注。而雪豹研究和保护最让人惊喜之处在于，在一个物种的背后，越来越多的力量遍地开花。在政府的主导下，社会公众、民间组织、科研单位以及当地社区，聚沙成塔，共绘雪豹及高山生态系统的保护图景。雪豹的研究和保护能带给我们一些启示。由于中国幅员辽阔且生态系统多样，物种保护需要更多力量、更大区域以及更为灵活的空间。随着生态文明建设逐步推进，我们有理由对未来给予更多的期待。

由于地域广袤、栖息地社会经济情况复杂多样，给雪豹的保护工作带来了诸多的困难，报告团队只能基于已有的信息，最大程度地进行整理，结果与叙述如有不当之处，报告团队在此致以诚挚的道歉，并期待大家的改进建议。

最后，本次报告的完成，得益于过去多年来众多组织、机构与个人在雪豹研究和保护议题上卓有成效的行动，而这些行动的背后，是众多关注雪豹研究和保护的主管部门、地方政府、基金会以及企业长期持续的支持，尤要感谢国家林业和草原局以及各级主管部门对雪豹保护的投入和支持，这是中国雪豹得到有效保护的重要基础。在此，报告团队再一次真诚地感谢所有人为雪豹所做出的贡献和努力！

⇒ 工作人员（排名不分先后）

北京大学 吕植、刘炎林、肖凌云、李娟、吴岚、李雪阳、汤飘飘、朱子云、刘铭玉、初漠嫣、贾丁、李小雨、刘沿江

山水雪豹项目及数据负责人 程琛、索南措、李沛芸、姜楠、梁书洁、梁淼淼

山水其他同事 史湘莹、赵翔、魏春玥、陈熙尔、何兵、加公扎拉、斗秀加、马海元、求尼旦土、扎西、达哇江才、更尕依严、朱大鹏、白玛文次、于越、李彦知、赵格、李颖璇、李雨晗、秦璇、王宇飞、陈寒竹、黄元、黄裕伟、余泽申

年保玉则及原上草的伙伴们 扎西桑俄堪布、更尕仓洋、普哇杰、索日、阿弥尔瓦、豆盖加、高煜芳、阿旺、东倾沟乡华青（已故）带领的牧民环保志愿者们，雪山乡旺保加带领的牧民环保志愿者们，以及下大武乡桑旦带领的牧民环保志愿者们

⇒ 社区监测员（排名不分先后）

昂赛乡 才南、成来多丁、阿次、才加、布吉、拜玛索南、多索、得德、才生、索南南加、扎西、布索、普措战德、格莱、特倒、布多、白玛曲然、才仁拉加、布然巴、达吾、阿牛尼玛、丁巴、尕日、巴丁达杰、尕玛扎巴、昂格、义扎、老沙、伊措、代君、尕曲、洛加、吉加、曲尼更松、尕周、尕么代青、周加、罗周、夏加、久美成来、丁培、桑周、南旺才仁、白马文加、伊西、达英、白玛、代来、更尕达吾、玛玛、巴丁、巴林、果京文青多杰、仁青达杰、阿松、昂格、更求江才、尕扎、多日、萨昂丁增、次丁、成来更尕、云塔、仁增、东才、日卓格登、更群曲朋、布周、曲英南江、特巴扎西加瓦、丁尕、代青才仁、尼尕、朝日、永加、仁才、拉加、才仁闹吾、索南拉加、阿旺次城、才仁尼玛、吉吾、曲罗、才改、伊共尕、尕玛更巧、朋措、代却、达哇、尕玛才仁、尕吉巴毛、永才、德勒邓珠、头丁尼玛

扎青乡地青村 阿高、尕成、次成、周杰、求达、白日老亚、索巴、桑怕欧北、文扎、扎西闹吾、索扎、那哈格来达杰、扎西才培、巴吾地才、柯子昂成、才仁培杰、柯子杰生、阿夏吉松、柯子多丁、玛泽索南的加、白日陈来扎西、昂长周丁、公巴白玛、色子达培、土丁达杰、达扎、尕阿、南赛、义西文章、苏保求杰、布永、公巴青梅扎西、东仲文加（才松）、俄加、扎西才仁、群培、柯子扎西、卡拉布永、巴松、柯子朋措、公巴索南代来、巴丁才仁、北少吉加、索该、巴爱才仁东周、更求扎西、沙丁杰、扎次白美、桑福布拉、北少干青、才周、东日旺扎、达吉、着普布色巴、土丁才仁、着普伊西、丁培、吉松、江巴多杰、巴牙、生巴尕松成林、尕玛智文、卡拉丁增、柯子扎西东周、卡拉布拉、格丁扎西、瓦罗扎西达哇、尕日美江、巴德松保、吉高、要日才仁朋措、成改、沙沙生、扎西林周、才仁拉毛、扎西多杰、阿夏到丁、俄加、柯子尼亚、东日旺扎、布拉

索加乡牙曲村 拉吾、阿尕、巴丁文秀、巴角、才培、南加、查顺欧旦、尕格、仁青扎西、扎西、他西切加、布久扎西多杰、扎西达娃、巴日民才、阿永达娃、拉西欧治、东珠多杰、才仁多杰、公加达杰、索南巴丁、更求秋英、切旺才仁、才仁东周、柒西洛达杰、朋措、昂旦正、东周、白次格莱赵措、索西老南、洛周求英

哈秀乡云塔村 才多 (1)、才多 (2)、巴丁、才闹、藏巴仁青、藏格、成尕、旦增、当珍、当珍文德、闹布仁青、索南它文、扎江、扎培

曲麻莱县 昂罗、布沙、才仁、才仁巴德、才仁达娃、才仁加、次成旦加、旦培、旦增多杰、尕玛才加、尕松才加、尕图、格加、格绒、更松江才、公尕日、郭江、江索南、拉巴、洛成、南加才仁、尼玛、求加、仁乃才让、索南邦巴、索南达杰、索南松宝、索南松保、扎西秋培

称多县 白玛江才、才仁江措、才仁普错、才仁求加、才仁桑周、才仁索昂、才仁索南、成林旦周、成林松保、次成旦曾、达吉永丁、达娃才仁、旦周、东周、尕昂、尕玛才仁、更求巴松、江永、江永更尕、久扎西、尼格、尼玛、仁青多杰、桑周拉毛、松吉才仁、索昂、索南拉伙、西格、西松



参考文献

北京大学自然保护与社会发展研究中心, 山水自然保护中心 (2016) _ 雪豹调查技术手册 _

何友均 (2008) 三江源自然保护区森林植物多样性及其保护研究 . 中国林业出版社 .

李娟 (2012) 青藏高原三江源地区雪豹 (*Panthera uncia*) 的生态学研究及保护 . 博士学位论文, 北京大学, 北京

刘沿江, 李雪阳, 梁旭昶, 刘炎林, 程琛, 李娟, 汤飘飘, 齐惠元, 卞晓星, 何兵, 邢睿, 李晟, 施小刚, 杨创明, 薛亚东, 连新明, 阿旺久美, 谢然尼玛, 宋大昭, 肖凌云, 吕植 (2019) “在哪里”和“有多少”? 中国雪豹调查与空缺 . 生物多样性, 27, 919-931. DOI: 10.17520/biods.2019027.

三江源国家公园管理局 (2023) _ 三江源国家公园总体规划 (2023—2030 年) _

《生物多样性 100+ 全球案例选集》编辑部 (2021) _ 生物多样性 100+ 全球案例选集 _

腾讯 (2023) 大自然的好朋友: 科技如何保护雪豹和候鸟 <https://www.tencent.com/zh-cn/articles/2201765.html> (2025-05-12)

肖凌云 (2017) 三江源地区雪豹 (*Panthera uncia*)、岩羊 (*Pseudois nayaur*) 与家畜的竞争与捕食关系研究 . 博士学位论文, 北京大学, 北京 .

肖凌云, 程琛, 万华伟, 张德海, 王永财, 才旦, 侯鹏, 李娟, 杨欣, 吕植, 刘玉平 (2019) 三江源地区雪豹保护优先区规划 . 生物多样性, 27, 943-950. DOI: 10.17520/biods.2019014.

肖凌云 (2019) 守护雪山之王: 中国雪豹调查与保护现状 . 北京大学出版社 .

Aiello-Lammens, M. E., Boria, R. A., Radosavljevic, A., Vilela, B., & Anderson, R. P. (2015). spThin: An R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. *Ecography*, 38 (5), 541–545.

Ale, S. B., & Mishra, C. (2018). The snow leopard’s questionable comeback. *Science*, 359 (6381), 1110.

Amatulli, G., Domisch, S., Tuanmu, M. N., Parmentier, B., & Jetz, W. (2018). A suite of global, cross-scale topographic variables for environmental and biodiversity modeling. *Scientific Data*, 5 , 180040.

Anderson, D. R. (2008). Model based inference in the life sciences: A primer on evidence . *Springer*.

Aryal, A., Brunto, D., Ji, W., Karmacharya, D., McCarthy, T., Bencini, R., & Raubenheimer, D. (2014). Multipronged strategy including genetic analysis for assessing conservation options for the snow leopard in the central Himalaya. *Journal of Mammalogy*, 95 (5), 871–881.

Bayandonoi, G., Lkhagvajav, P., Alexander, J. S., Durbach, I., Borchers, D., Munkhtsog, B., ... & Sharma, K. (Eds.). (2021a). Nationwide snow leopard population assessment of Mongolia: Key findings [Summary report]. Ulaanbaatar, Mongolia.

Bayandonoi, G., Sharma, K., Alexander, J. S., Lkhagvajav, P., Durbach, I., Buyanaa, C., ... & Batkhuyag, B. (2021b). Mapping the ghost: Estimating probabilistic snow leopard distribution across Mongolia. *Diversity and Distributions*, 27 (12), 2441–2453.

Bian, X., Liang, X., Weckworth, B. V., Jyal, D., Hull, V., & Yang, L. (2023). Spatial density estimate of the snow leopard, *Panthera uncia*, in the Central Tibetan Plateau, China. *Integrative Zoology*, 18 (4), 677–687.

Borchers, D. L., & Efford, M. G. (2008). Spatially explicit maximum likelihood methods for capture-recapture studies. *Biometrics*, 64 (2), 377–385.

Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2002). Model selection and multi-model inference: A practical information-theoretic approach (2nd ed.). *Springer*.

Clucas, B., McHugh, K., & Caro, T. (2008). Flagship species on covers of US conservation and nature magazines. *Biodiversity and Conservation*, 17 (6), 1517–1528.

Efford, M. (2004). Density estimation in live-trapping studies. *Oikos*, 3 , 3. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.12345.x>

Efford, M. G., Borchers, D. L., & Byrom, A. E. (2009). Density estimation by spatially explicit capture-recapture: Likelihood-based methods. In D. L. Thomson, E. G. Cooch, & M. J. Conroy (Eds.), *Modeling demographic processes in marked populations* (pp. 255–269). Springer.

Efford, M. G. (2022). secr: Spatially explicit capture-recapture models (Version 4.5.8) [Computer software]. <https://CRAN.R-project.org/package=secr>

Elith, J., Phillips, S. J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y. E., & Yates, C. J. (2011). A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17 (1), 43–57.

Jackson, R. M., Roe, J. O., Wangchuk, R., & Hunter, D. O. (2006). Estimating snow leopard population abundance using photography and capture-recapture techniques. *Wildlife Society Bulletin*, 34 (3), 772–781.

Jenks, G.F. (1967) The data model concept in statistical mapping. *Int Yearb Cartogr* 7: 186–190.

Johansson, Ö., Koehler, G., Rauset, G.R., Samelius, G., Andrén, H., Mishra, C., Lhagvasuren, P., McCarthy, T.M., Low, M. (2018) Sex-specific seasonal variation in puma and snow leopard home range utilization. *Ecosphere* 9: e02371.

Johansson, Ö., Ausilio, G., Low, M., Lkhagvajav, P., Weckworth, B. V., & Sharma, K. (2021). The timing of breeding and independence for snow leopard females and their cubs. *Mammalian Biology*, 101 , 173–180.

Kachel, S. M., McCarthy, K. P., McCarthy, T. M., & Oshurmamadov, N. (2017). Investigating the potential impact of trophy hunting of wild ungulates on snow leopard *Panthera uncia* conservation in Tajikistan. *Oryx*, 51 (4), 597–604.

Karanth, K. U. (1995). Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation*, 71 , 333–338.

Karanth, K.U., Gopalaswamy, A.M., Kumar, N.S., Vaidyanathan, S., Nichols, J.D. and MacKenzie, D.I. (2011), Monitoring carnivore populations at the landscape scale: occupancy modelling of tigers from sign surveys. *Journal of Applied Ecology*, 48: 1048–1056. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02002.x>

Lehtomäki, J., Moilanen, A. (2013) Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. *Environmental Modelling & Software* 47: 128–137.

Li, J., Wang, D., Yin, H., Zhaxi, D., Jiagong, Z., Schaller, G.B., Mishra, C., McCarthy, T.M., Wang, H., Wu, L., Xiao, L., Basang, L., Zhang, Y., Zhou, Y., Lu, Z. (2014) Role of Tibetan Buddhist monasteries in snow leopard conservation. *Conservation Biology* 28: 87–94.

Li, J., McCarthy, T. M., Wang, H., Weckworth, B. V., Schaller, G. B., Mishra, C., Lu, Z., & Beissinger, S. R. (2016). Climate refugia of snow leopards in High Asia. *Biological Conservation*, 203, 188–196. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.09.026>

Li, J., Weckworth, B.V., McCarthy, T.M., Liang, X., Liu, Y., Xing, R., Li, D., Zhang, Y., Xue, Y., Jackson, R., Xiao, L., Cheng, C., Li, S., Xu, F., Ma, M., Yang, X., Diao, K., Gao, Y., Song, D., Nowell, K., He, B., Li, Y., McCarthy, K., Paltsyn, M.K., Sharma, K., Mishra, C., Schaller, G.B., Lu, Z., Beissinger, S.R. (2020) Defining priorities for global snow leopard conservation landscapes. *Biological Conservation* 241: 108387.

Liu, C., White, M., Newell, G. (2013) Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. *Journal of Biogeography* 40: 778–789

Lu, Q., Xiao, L., Cheng, C., Lu, Z., Zhao, J., Yao, M. (2021) Snow leopard dietary preferences and livestock predation revealed by fecal DNA metabarcoding: no evidence for apparent competition between wild and domestic prey. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9: 783546.

Lu, Q., Cheng, C., Xiao, L., Li, J., Li, X., Zhao, X., Lu, Z., Zhao, J., & Yao, M. (2023). Food webs reveal coexistence mechanisms and community organization in carnivores. *Current biology* : CB, 33(4), 647–659.e5. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2022.12.049>

MacKenzie, D.I., Royle, J.A. (2005) Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42: 1105–1114.

Manel, S., Williams, H.C., Ormerod, S.J. (2001) Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology* 38: 921–931.

McCarthy, T. M., & Chapron, G. (2003). Snow leopard survival strategy. International Snow Leopard Trust and Snow Leopard Network .

McCarthy, T.M., Fuller, T.K., Munkhtsog, B. (2005) Movements and activities of snow leopards in southwestern Mongolia. *Biological Conservation* 124: 527–537.

McCarthy, T. M., & Mallon, D. (2016). Snow leopards . *Elsevier*.

McCarthy, T.M., Mallon, D., Sanderson, E.W., Zahler, P., Fisher, K. (2016) Chapter 3 – What is a snow leopard? Biogeography and status overview. In: McCarthy T, Mallon D (ed) Snow leopards. Academic Press, pp 23–42.

McCarthy, T.M., Mallon, D., Jackson, R., Zahler, P., McCarthy, K. (2017) *Panthera uncia*. In The IUCN Red List of Threatened Species (2017: e.T22732A50664030).

Moilanen, A., Kujala, H., & Leathwick, J. R. (2009). The zonation framework and software for conservation prioritization. In A. Moilanen, K. A. Wilson, & H. P. Possingham (Eds.), *Spatial conservation prioritization* (pp. 196–210). Oxford University Press.

Mondol, S., Karanth, K. U., Kumar, N. S., Gopalaswamy, A., Andheria, A., & Ramakrishnan, U. (2009). Evaluation of non-invasive genetic sampling methods for estimating tiger population size. *Biological Conservation*, 142 (10), 2350–2360.

Nichols, J. D., & Karanth, K. U. (2002). Statistical concepts: Estimating absolute densities of tigers using capture–recapture sampling. In K. U. Karanth & J. D. Nichols (Eds.), *Monitoring tigers and their prey: A manual for researchers, managers and conservationists in tropical Asia* (pp. 121–137). *Natraj Publication*.

Niedballa, J., Sollmann, R., Courtiol, A., Wilting, A. (2016) camtrapR: an R package for efficient camera trap data management. *Methods in Ecology and Evolution* 7: 1457–1462.

Otis, D., Burnham, K., White, G., & Anderson, D. (1978). Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs*, 62 , 3–135.

Pal, R., Sutherland, C., Qureshi, Q. and Sathyakumar, S. (2021), Landscape connectivity and population density of snow leopards across a multi-use landscape in Western Himalaya. *Animal Conservation*, 25: 414–426. <https://doi.org/10.1111/acv.12754>

Pearce, J.L., Boyce, M.S. (2006) Modelling distribution and abundance with presence-only data. *Journal of Applied Ecology* 43: 405–412.

Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231–259.

Ripple, W. J., Estes, J. A., Beschta, R. L., Wilmers, C. C., Ritchie, E. G., Hebblewhite, M., Berger, J., Elmhagen, B., Letnic, M., Nelson, M. P., Schmitz, O. J., Smith, D. W., Wallach, A. D., & Wirsing, A. J. (2014). Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science (New York, N.Y.)*, 343(6167), 1241484. <https://doi.org/10.1126/science.1241484>

Royle, A., & Young, K. V. (2008). A hierarchical model for spatial capture–recapture data. *Ecology*, 89 (8), 2281–2289.

Royle, J.A., Dorazio, R.M. (2008) Hierarchical modeling and inference in ecology: the analysis of data from populations, metapopulations and communities. *Elsevier*.

Royle, J.A., Karanth, K.U., Gopalaswamy, A.M., Kumar, N.S. (2009) Bayesian inference in camera trapping studies for a class of spatial capture–recapture models. *Ecology* 90: 3233–3244.

Schaller, G.B., Li, H., Talipu, Ren, J., Qiu, M. (1988) The snow leopard in Xinjiang, China. *Oryx* 22: 197–204.

Sharma, K., Borchers, D., Mackenzie, D., Durbach, I., Sutherland, C., Nichols, J. D., ... & Mishra, C. (2019). Guidelines for estimating snow leopard abundance and distribution using a combination of spatial capture–recapture and occupancy models [Unpublished report]. Global Snow Leopard and Ecosystem Protection Program.

Suryawanshi, K.R., Khanyari, M., Sharma, K., Lkhagvajav, P., Mishra, C., (2019) Sampling bias in snow leopard population estimation studies. *Population Ecology*; 61: 268–276. <https://doi.org/10.1002/1438-390X.1027>

Suryawanshi, K., Reddy, A., Sharma, M., Khanyari, M., Bijoor, A., Rathore, D., Jaggi, H., Khara, A., Malgaonkar, A., Ghoshal, A., Patel, J., & Mishra, C. (2021). Estimating snow leopard and prey populations at large spatial scales. *Ecological Solutions and Evidence*, 2, e12115. <https://doi.org/10.1002/2688-8319.12115>

Trolle, M., & Kery, M. (2005). Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia*, 69 (3-4), 405-412.

Wallace, R. B., Gomez, H., Ayala, G., & Espinoza, F. (2003). Camera trapping for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *Journal of Neotropical Mammalogy*, 10 (1), 133-139.

Williams, B. K., Nichols, J. D., & Conroy, M. J. (2002). Analysis and management of animal populations (1st ed.). *Academic Press*.

Xiao, L., Hua, F., Knops, J., Zhao, X., Mishra, C., Lovari, S., Alexander, J., Weckworth, B.V., Lu, Z. (2022) Spatial separation of prey from livestock facilitates coexistence of a specialized large carnivore with human land use. *Animal Conservation* 25: 638-647.





山水自然保护中心
Shan Shui Conservation Center

