

DOI: 10.5846/stxb201403170458

肖静, 崔莉, 李俊清. 基于 ZONATION 的岷山山系多物种保护规划. 生态学报, 2016, 36(2): - .

Xiao J, Cui L, Li J Q. Zonation-based Conservation planning for multiple species in Minshan, China. Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(2): - .

基于 ZONATION 的岷山山系多物种保护规划

肖 静¹, 崔 莉², 李俊清^{3, *}

1 中国林业出版社, 北京 100714

2 北京第二外国语学院旅游管理学院, 北京 100024

3 北京林业大学省部共建森林培育与保护教育部重点实验室, 北京 100083

摘要: 空间布局不尽合理是我国的自然保护区发展面临的问题之一, 优化现有的自然保护区体系是在资源有限的情况下实现自然保护区的保护效益最大化的最佳途径。本研究以岷山地区为主要研究区域, 以 25 种珍稀濒危物种为主要研究对象, 通过 MAXENT 与 ZONATION 模型模拟, 鉴别出岷山地区珍稀濒危物种保护优先区, 并提出了自然保护区空间选址的优化方案。研究表明, (1) 在物种出现点记录较少的情况下, MAXENT 模型依然能够比较准确地预测出物种的分布状况; (2) 目前建立的保护区对 25 个物种的平均保护比例为 51.8%; (3) 通过 ZONATION 鉴定的优先区总面积为 19958.7 km², 岷山地区现有的 29 个自然保护区只保护了目标优先区的 47.1%, 九寨沟中部与南部, 平武北部, 平武与北川的交界处, 北川西北部等地都存在保护空缺。建议在保护空缺的 6 个地方新建或扩建自然保护区, 并在规划时考虑这些区域内部的优先次序。新提出的保护体系能将物种栖息地的保护比例提高至 77.9%。研究结果对于岷山及全国其他生物多样性保护关键地区保护体系的规划都具有重要的借鉴意义。

关键词: 自然保护区, 规划, 优先区, ZONATION, 岷山

Zonation-based Conservation planning for multiple species in Minshan, China

XIAO Jing¹, CUI Li², LI Junqing^{3, *}

1 China Forestry Press, Beijing 100714, China

2 Beijing International Studies University, Beijing 100024, China

3 The Key Laboratory for Silviculture and Conservation of Ministry of Education, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China

Abstract: Irrational spatial patterns are one of the main problems for nature reserve development. Optimization of current nature reserve systems is one of the best approaches for achieving maximal conservation biodiversity effectiveness with limited conservation resources. In this study, habitat evaluation and priority identification were undertaken in the Minshan Mountains in southwest China, one of the most important areas for biodiversity conservation in the world. A total number of 25 endangered species, including 15 mammals and 10 birds, were selected to identify priority areas based on MAXENT and ZONATION, which were further used to optimize the current nature reserve systems. In total, 3,213 occurrence points for the 25 species, and several environmental variables, including the Wide Dynamic Range Vegetation Index from MODIS data, slope and aspect from DEM data, and distance to roads and residential areas, were selected for habitat modeling. The results showed that (1) MAXENT could predict the distributions of study species well with relatively small numbers of occurrence records; (2) Average ratio for the 25 species' habitats in the current nature reserve systems was 51.8%; (3) The total area of the priority areas was 19958.7 km², only 47.1% of which had been protected in the existing nature reserves, and protection gaps existed in the middle and south of Jiuzhaigou County, the north of Pingwu County, and the

基金项目: 林业公益性行业科研专项(201404422)

收稿日期: 2014-03-17; 网络出版日期: 2015- -

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: lijq@bjfu.edu.cn

border between the southwest of Pingwu County and the Northeast of Beichuan County. Therefore, it was proposed to build new nature reserves or expand the existing nature reserves in 6 protection gap areas, and to take the priority rank within the areas into account during future planning. After expansion of the reserves in the six key areas, the proportion in new nature reserves to the entire area will increase to 33.3% from the current 23.8%. The average ratio for the 25 species could be raised to 77.9%, with a net increase of 26.1% compared to the current ratio. Finally, species with small habitat areas will have a high proportion of habitat protected in the new reserve planning regime. The approach used in this study could be applied to other biodiversity hotspots in China.

Key Words: Nature reserves, Planning, Priority areas, ZONATION, Minshan mountains

自然保护区是我国生物多样性保护和研究的重要基地^[1],是生物多样性保护的最为有效的方式,我国目前建立的陆地自然保护区面积约占我国国土面积的 14.9%,初步形成了一个覆盖面广、类型多样和功能较全的自然保护区体系。但是,我国自然保护区的建设早期遵循“抢救式保护,先划后建,逐步完善”的原则,我国自然保护区的空间布局不合理。存在大量的保护空缺,许多重要保护物种的适宜生境不在自然保护区内,还有一些重要的野生动植物种群没有得到保护;二是自然保护区的孤岛与破碎化现象较为严重^[2-3],自然保护区彼此隔离或者边界相连却核心区隔离,呈现明显的岛屿生态地理学特征,阻断了生物种群的交流。这种不合理的空间布局极大地限制了自然保护区的保护效果。

我国自然保护区历经 50 多年的发展已基本形成了一个比较完整的保护体系,今后大规模新建自然保护区会越来越少,而且从经济的角度考虑不可能对自然保护区进行大规模的重新规划和重新建设,要想最大化自然保护区的保护效益就只有对已建的自然保护区规划进行整合、优化和完善。岷山地区不仅是中国生物多样性优先保护区域之一^[4],同时也是全球 25 个生物多样性热点地区之一,对于全国乃至全世界的生物多样性保护意义重大。因此,本研究以岷山地区为研究区域,从自然保护区空间选址探讨岷山地区自然保护区空间布局的优化方法,以期优化其它地区的自然保护区体系提供一种思路,完善我国的自然保护区体系,促进我国生物多样性的有效保护。

1 研究方法

1.1 研究区域概况

岷山地区位于四川盆地的西北部,位于东经 102.94'—106.35'、北纬 30.9'—33.62'之间,跨四川、甘肃和陕西三省,面积 69,538.9 km²,辖四川省的若尔盖县、九寨沟县、青川县、松潘县、平武县、北川县、茂县、安县、绵竹县、什邡县、彭州市和都江堰市,甘肃省的迭部县、舟曲县、武都县和文县,以及陕西省的宁强县。该区域地势从东向西逐渐抬升。区内地形复杂,以高山峡谷为主,还有丘状高原、山原、高中山、低中山、低山、丘陵、台地、平坝等地势形态。海拔最高的地方是雪宝顶,海拔 5588 m,位于松潘和平武交界处;最低点在青川县,海拔 491 m。除青川外,其它各县的山地面积都占总辖区面积的 90%以上。受气候和地形条件的影响,岷山地区的植被呈现垂直分布特点,从低到高依次分布常绿阔叶林(海拔 1600 m 以下)、常绿和落叶阔叶混交林(海拔 1600—2000 m)、亚高山针叶林(海拔 2000—3600 m)、高山灌丛与草甸(3600—4400 m)、流石滩植被(海拔 4400 m 以上)。岷山地区复杂多样的生境为动植物的生存与繁衍提供了优越的条件。统计资料显示岷山地区已知的植物种类超过 4000 种,特有种繁多,其中国家重点保护的珍稀濒危植物 25 种以上^[5]。另有 441 种已知的陆栖野生动物^[6],其中代表性的动物包括大熊猫(*Ailuropoda melanoleuca*)、金丝猴(*Rhinopithecus roxellana*)等。为了保护该区的生物多样性,到 2014 年底,岷山地区已经建立自然保护区 29 个,总面积 16,535.65 km²。其中有 9 个国家级自然保护区,20 个省级与县级自然保护区,面积分别为 5396.15 km² 和 11139.50 km²。

1.2 研究方法

本研究的总体思路是,利用物种监测数据与遥感数据为主要数据源,用 MAXENT 模型模拟重要保护动物在岷山地区的可能分布。在此基础上,运用 ZONATION 空间规划模型确定多物种的保护优先区,进一步优化岷山地区的自然保护区空间布局。

1.2.1 物种栖息地评价

(1) 物种分布数据

本研究选取国家重点保护的哺乳动物与鸟类作为研究对象。为了尽可能多的获得这些物种的空间分布信息,本研究主要采用 2004—2007 年共 4 年的野外监测数据,包括自然保护区及周边区域物种痕迹点数据、巡护监测技术报告等。此监测每年分春、夏、秋、冬 4 个季节开展,每个季节一次,每条监测线路长约 3 km,相邻两条样线的最近距离一般在 3 km 以上,收集的痕迹点类型包括粪便、食迹及动物实体,用 GPS 进行定位和记录。为了降低痕迹点距离过近对预测结果的影响,对收集的数据进行筛选,一条监测线路上同一物种随机选取一个痕迹点^[7]。通过筛选,能确保同一物种任意两点的直线距离都在 3 km 以上,能大大降低空间自相关对栖息地评估结果的影响。同时,考虑用 MAXENT 模型进行生境模拟时痕迹点数目较少(<9 个出现记录)时往往表现出比较低的预测准确性^[8],因此对所筛选的物种做进一步排除,最后选取物种痕迹点记录数目大于 9 的 25 个物种(15 种哺乳动物和 10 种鸟类),共 3,213 个物种痕迹点用于物种分布预测,其中国家 I 级重点保护动物 7 种,国家 II 级重点保护动物 18 种,栖息地类型涵盖森林、灌丛、草地等不同类型,食性包括动物、植物与杂食性等各种类型,具有较广泛的代表性。

(2) 环境变量数据

环境因子对物种分布有重要的影响,一般可分为生物因子,地形因子和人类活动干扰因子。

(i) 生物因子。本研究选取基于时间序列的 MODIS 植被指数数据为生物因子,主要考虑到以遥感数据为基础来模型物种的分布近年来得到广泛关注与快速发展,相对于传统的地面调查,遥感数据具有覆盖面广、信息量大、时效性强等优势。尽管 MODIS 数据的空间分辨率为 250 m,但此类数据覆盖区域大,且时间分辨率高(即重访周期为一天),基于时间序列的遥感参数能充分反映不同季节植被的物候变化特征,特别是林下植被如竹子的分布信息。这样能充分反映不同物种的各季节生境需求信息。MODIS 在大尺度的生境适宜性评价方面表现出明显的优势,已成功应用于全国大熊猫的生境分布预测,以及林下竹子的分布信息^[9]。

为了反映植被的覆盖度等变化特征,本研究选取“宽动态范围植被指数”(Wide Dynamic Range Vegetation Index, WDRVI),WDRVI 是广泛使用的归一化植被指数的一种非线性转换形式,旨在提高 NDVI 饱和时对植被变化的灵敏度^[10],该指数已成功应用于大熊猫生境及主食竹分布的评价^[9]。本研究使用的 MODIS 数据为 2004 年 1 月至 2007 年 12 月期间获取的 250 m 地表反射率 8 天合成产品(MOD09Q1—Collection 5 产品),共 184 景,像素分辨率为 250 m×50 m,为了减少 WDRVI 影像时间序列中时间自相关性的影响,并通过主成分分析(principal component analysis)来提取时间序列影像的主要信息,前面的 20 个主要成分大约解释了时空总变化的 70%,并被确定为物种分布预测的环境变量^[11]。

(ii) 地形因子。地形也是影响动物分布的主要因子,本研究选取的地形因子包括海拔、坡度、坡向。海拔数据来源于中国科学院科学数据库分辨率为 90 m×90 m 的 DEM 数据,经重采样后分辨率为 250 m×250 m,以便与 MODIS 数据的分辨率保持一致。坡度与坡向数据为 DEM 数据在 ARCGIS 中通过空间分析而获得。

(iii) 人类活动干扰因子。人类活动干扰也是影响野生动物分布的主要因素。道路与居民点等建设不但直接导致野生动物栖息地的丧失与退化,而且影响物种种群之间的迁移与交流,根据岷山地区人类活动的特征,本研究选取了道路与居民点这两种主要的人类干扰因子。计算的指标包括 4 个,即到主要公里(县级以上公路)的距离,公路密度,到居民点的距离,居民点密度。公路与居民点的数据来源于国家基础地理信息中心 1:25 万的数据,在 ArcGIS 中通过直线距离、邻近统计等空间分析的功能获得 4 个评价指标,空间分辨率也是 250 m×250 m。

(3) 物种栖息地评价

本研究使用 MAXENT 软件 (3.3.3a 版本) 来预测研究物种的潜在分布。以 ArcGIS 9.3 为平台, 分别建立包括 20 个基于遥感参量、3 个地形因子和 4 个人类活动干扰在内的环境变量的栅格文件。将所有图层统一坐标系统和边界, 并转换为 MAXENT 模型所要求的 asc 文件格式, 将单个研究物种的出现点数据分别和环境变量数据导入 MAXENT 中。参数设置时随机选取 75% 的出现点用于模型的建立, 剩下 25% 的出现点用于模型的验证, 每个测试运行 100 次。其它参数为模型默认值, 输出用连续栖息地适宜性指数 (HSI) (0—1) 表示的每个研究物种的累积可能分布, 较高的栖息地适宜性指数值表示模型预测出这个栅格具有研究物种比较适宜的生境条件。

将每个研究物种的预测分布逐一导入 ArcGIS 9.3 中, 运用 ArcGIS 的“提取点值” (extract values to points) 功能, 从 MAXENT 模型的预测分布中提取每个物种出现记录点的栖息地适宜性指数 (HSI) 预测值, 选取最低的预测值作为“最低出现阈值” (lowest presence threshold, LPT), 以此来区分“适宜栖息地”和“不适宜栖息地”^[12]。根据提取的阈值, 得到所有 25 个物种的适宜栖息地分布图。

(4) 模型验证

模型预测结果出来后要对模型的准确性进行评价。本研究使用已经针对只使用出现点数据的模型进行了修正的受试者工作特征 (receiver operating characteristic, ROC) 分析来评价 MAXENT 模型^[13]。修正后的 ROC 分析不受阈值影响。通过 ROC 分析计算出来的 ROC 曲线是以假阳性率 (即: 在已知研究物种出现点中预测为不适合出现点的比率) 为横坐标, 真阳性率 (即: 在已知研究物种出现点中预测为适合出现点的比率) 为纵坐标所形成的曲线, ROC 曲线与横坐标围成的面积就是曲线下面积 (area under curve, AUC)。AUC 值用来评价模型的准确性, 取值范围从 0 到 1, 值越大表示物种分布越偏离随机分布 ($AUC=0.5$), 环境变量与模型的相关性越大, 即模型的准确性越高。根据 AUC 值评价模型性能的大致判断标准为^[8]: $0.9 < AUC < 1.0$, 模型的预测准确性很高; $0.8 < AUC < 0.9$, 模型的预测准确性高; $0.7 < AUC < 0.8$, 模型的预测准确性较高; $0.6 < AUC < 0.7$, 模型的预测准确性低; $0.5 < AUC < 0.6$, 模型预测失败。随机选取每个物种 25% 的出现点数据用于模型验证测试, 满足 $AUC \geq 0.7$ 的物种 MAXENT 模型将用于进一步的分析。

1.2.2 物种栖息地保护效果分析

本研究区域共有各级自然保护区 29 个, 其中包括 9 个国家级和 20 个地方级。在 ArcGIS 9.3 中, 将 25 个物种的适宜栖息地分布图分别与已建的自然保护区进行叠加, 计算每个物种栖息地在已建保护区中的保护比例, 对已建保护区进行评价。

1.2.3 多物种保护规划

(1) 模型运行

本研究采用 ZONATION 模型进行基于多物种保护的空间选址研究。ZONATION 是一个用于大尺度空间保护规划的保护区选址框架, 识别对保持多物种的栖息地质量与连通性重要的区域或景观, 明确一个研究景观的优先保护区域。具体的做法就是根据连通性的需要和生物多样性特征 (如: 物种、土地覆盖类型等) 的优先性逐步从研究景观中移除最没有价值的栅格, 同时使保护价值的边际损失最小化, 最后得到一个高连通性景观结构的嵌套序列。

本研究使用 windows 界面运行 ZONATION 程序, 运行 ZONATION 程序需要两类文件: 一类是 ASC II 格式的物种分布图文件, 此类文件已经由物种适宜栖息地分布图在 ArcGIS 9.3 中转换生成; 另一类是 TXT 格式的物种名录文件, 此类文件根据转换生成的 ASC II 格式的所有物种适宜栖息地分布图创建。

ZONATION 运行设置中一个重要的设置就是栅格移除规则, 正是栅格移除规则决定了边际损失。本研究采用了“核心区移除规则” (core-area cell removal rule), 试图在栅格移除过程中保留所有研究物种的核心区同时最小化生物损失直到栅格移除结束, 同时还使用了边缘移除规则 (rule of edge removal), 这就意味着只能从剩余景观的边缘移除栅格, 这样有助于在移除过程中保持结构的连通性。

另外一个参数是翘曲因子(warp factor),该因子确定了一次移除的栅格数,值越低,得到的解决方案越优,但运行时间越长。本研究选择翘曲因子为“1”以保证运行结果的最优化。其它参数为模型默认值。

每个物种的保护重要性不一样,这就需要在设计保护战略时根据物种的保护价值对所有物种进行有区别性的考虑。在 ZONATION 中可以通过给研究物种赋权重来解决上述问题。本研究根据《IUCN 物种红色名录》^[14]中物种的濒危等级制定 4 个等级的权重方案,其中“无危”(least concern,LC)和“未列入”(not listed)物种赋予权重值“1”;“近危”(near threatened,NT)物种赋予权重值“2”;“易危”(vulnerable,VU)物种赋予权重值“3”;“濒危”(endangered,EN)赋予权重值“4”。

(2) 优先区分级

而本研究区域已建的自然保护区面积占总面积的 23.8%。因此,本研究选取研究地区景观的 30%作为目标景观(以下称目标优先区)以满足以后扩建的需要。ZONATION 运算得到的是一个嵌套分级的景观序列,因此从上一个步骤的 ZONATION 方案中提取保护价值最高的 30%的研究景观作为本研究地区的保护优先区。然后,在 ArcGIS 9.3 中,对确定的保护优先区进行分类。将保护价值最高的 10%的研究景观分为一级优先区,10%—20%的分为二级优先区,20%—30%的分为三级优先区,最终产生一个分级的保护优先区划分图。

(3) 优化效果评估

将用 ZONATION 得到的基于多物种保护的优先区与已建自然保护区在 ArcGIS 9.3 中进行 GAP 分析,根据自然单元的完整性,确定优化岷山地区自然保护区体系的保护关键区。计算每个物种在优化方案中的保护面积与比例,评价优化后岷山地区自然保护区体系对这 25 个物种的保护效果。

2 研究结果

2.1 栖息地评价

经 MAXENT 模型模拟得到的 25 个物种的 AUC 值都大于 0.9(表 1),表明模拟精度高。其中有 6 个物种的出现记录不超过 25 个,但模拟得到的 AUC 值都大于 0.95,表明较少的物种出现点数据也可以获得较高的模拟精度。

表 1 研究物种的模拟结果
Table 1 Modelling Results of Study Species

序号 No	物种名称 Species name	痕迹点数 No of occurrence data	AUC 值 AUC Value	栖息地面积/(km ²) Habitat area/ (km ²)	序号 No	物种名称 Species name	痕迹点数 No of occurrence data	AUC 值 AUC Value	栖息地面积/(km ²) Habitat area/ (km ²)
1	豺	18	0.991	4229.7	14	雉鹑	71	0.989	1991.3
2	斑羚	200	0.983	15617.8	15	青鼬	98	0.995	2491.7
3	大灵猫	12	0.997	2462.3	16	斑尾榛鸡	97	0.994	3797.1
4	大熊猫	200	0.98	12551.4	17	红腹角雉	200	0.983	8569.3
5	林麝	200	0.981	17234.6	18	勺鸡	200	0.986	7897.0
6	牛羚	200	0.980	14346.4	19	红腹锦鸡	200	0.983	6999.4
7	藏酋猴	24	0.998	1342.8	20	红隼	16	0.999	549.4
8	豹猫	200	0.984	13867.4	21	金雕	33	0.995	8201.6
9	川金丝猴	200	0.982	14769.4	22	蓝马鸡	200	0.989	3827.3
10	黑熊	200	0.983	23519.8	23	雀鹰	12	0.998	2056.6
11	猕猴	36	0.997	2176.8	24	血雉	185	0.989	5764.9
12	小熊猫	11	0.988	7849.4	25	鬲羚	200	0.972	9984.5
13	岩羊	200	0.983	11123.9					

AUC: area under curve, 曲线下面积

栖息地模拟结果显示,岷山地区 25 个物种的适宜栖息地集中分布在岷山地区中北部、中部与中南部,包括九寨沟、迭部、若尔盖和九寨沟三县交界处,舟曲西部,文县西部与平武交界处,平武,松潘东部与平武交界处,青川西北部,北川北部,茂县中东部与南部,安县西北部,以及绵竹、什邡、彭州和都江堰四县市的北部。其中,分布范围最广的物种是黑熊 (*Ursus thibetanus*), 分布面积 23519.8 km²; 分布范围较广的物种有斑羚 (*Naemorhedus griseus*)、豹猫 (*Prionailurus bengalensis*)、川金丝猴 (*Rhinopithecus roxellana*)、大熊猫 (*Ailuropoda melanoleuca*)、林麝 (*Moschus berezovskii*)、牛羚 (*Budorcas taxicolor*) 和岩羊 (*Pseudois nayaur*), 分布面积均超过了 10,000 km²; 而红隼 (*Falco tinnunculus*)、雉鹑 (*Tetraophasis obscurus*) 和藏酋猴 (*Macaca thibetana*) 的分布范围较窄, 分布面积不足 2,000 km²。

2.2 物种栖息地保护效果评价

截止 2013 年底,岷山地区已建 29 个自然保护区,形成了四个边界相连的自然保护区群和 1 个孤立的自然保护区。已建自然保护区与物种适宜栖息地分布图的叠加结果表明:25 个物种的适宜栖息地在已建自然保护区都有保护,平均保护比例为 51.8% (表 2)。IUCN 等级在“近危”及以上的 18 个物种中只有大灵猫、青鼬、藏酋猴与红腹角雉 4 个物种的栖息地保护比例在 60% 以上。作为主要分布物种大熊猫,岷山地区的适宜栖息地面积为 12,551.4 km²,其中有 6,648.1 km² 分布在已建保护区内,仅占大熊猫栖息地的 53.0%。因此,岷山地区对重要物种的栖息地的保护还有待进一步加强。

2.3 保护规划体系构建

(1) ZONATION 解决方案的特性曲线

图 1 指出了 ZONATION 算法在移除景观时物种栖息地剩余分布的情况,其中曲线 A 代表景观丧失时剩余分布比例最低的物种,而曲线 B 表示景观丧失时所有物种的平均状况。景观丧失 70% 时,物种的平均剩余分布比例超过了 80%,而最低比例也超过了 70%。也就是说,ZONATION 运算得到的目标优先区 (即 30% 的研究景观) 覆盖了平均 80% 以上的物种分布区,每个物种分布的覆盖比例不低于 70%。

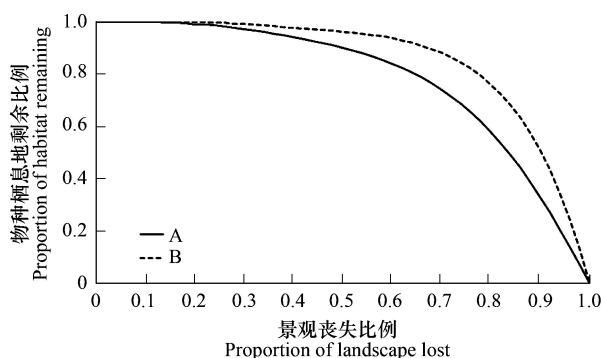


图 1 ZONATION 解决方案的特性曲线

Fig. 1 Performance Curves of Zonation Solutions

(2) 优先区分布

基于多物种保护的优先区总面积为主要位于九寨

沟、平武、北川和茂县四县,另外迭部、若尔盖与九寨沟的交界处,舟曲与文县的西部,青川的西北部,松潘与平武的交界处,安县、绵竹、什邡和都江堰的北部也有集中分布。其中,一级优先区集中在九寨沟与舟曲的交界处,九寨沟、平武与文县的交界处,平武、北川与松潘的交界处,北川与茂县的交界处,以及绵竹、安县与茂县东南部、北川西南部的交界处 (图 2)。

优先区分布图与已建自然保护区分布图的叠加分析发现,9398.1 km² 的目标优先区在已建自然保护区内,占总目标优先区的 47.1%。其中,受保护的一级、二级和三级优先区的面积分别为 3847.9 km²、3108.8 km² 和 2441.4 km²,占相应级别优先区的总面积的 57.8%、46.7% 和 36.6%。

根据叠加分析的结果来鉴别自然保护区外的保护关键区域,共 6 个 (图 2)。A 关键区主要位于九寨沟县,另外有一小部分在若尔盖县,面积 2438.6 km²,覆盖 1871.6 km² 的目标优先区,分布着大熊猫、鬣羚、黑熊、豹猫等物种,主要植被类型有落叶阔叶林、针阔混交林、针叶林和草地,海拔高度 2500—4500 m; B 关键区位于九寨沟南部,面积 422.6 km²,覆盖 411.2 km² 的目标优先区,分布着大熊猫、岩羊、红腹角雉等物种,主要植被类型有常绿阔叶林、常绿与落叶阔叶混交林、落叶阔叶林、针阔混交林、针叶林和灌丛,海拔高度 1500—4000 m; C 关键区位于平武东北部,面积 941.8 km²,覆盖 903.2 km² 的目标优先区,分布着大熊猫、林麝、豹猫、牛羚、豹猫、岩羊等物种,主要植被类型有针叶林、针阔混交林、落叶阔叶林、常绿与落叶阔叶混交林和常绿阔叶林,

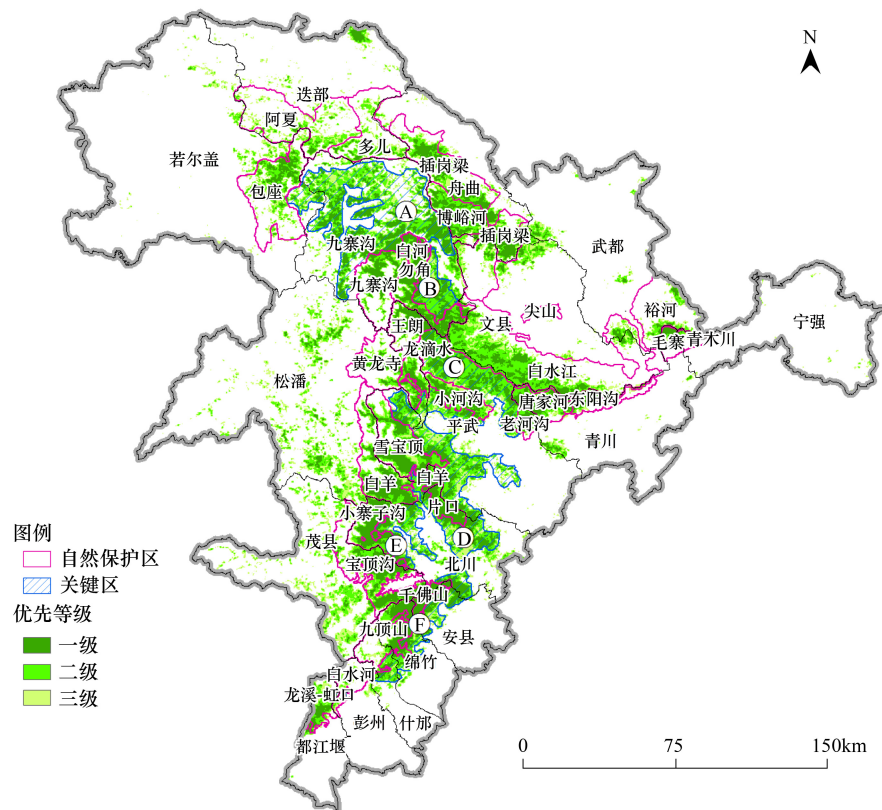


图2 岷山地区生物多样性优先区与自然保护区的空间布局优化

Fig. 2 Priority areas for biodiversity conservation and Spatial Optimization of Nature Reserves in Minshan Region

海拔高度 2000—4000 m; D 关键区主要位于平武和北川两县, 另外松潘有一小部分, 面积 1698.3 km², 覆盖 1578.9 km² 的目标优先区, 分布着大熊猫、红腹角雉、川金丝猴、林麝等物种, 主要植被类型有针叶林、针阔混交林、落叶阔叶林、常绿与落叶阔叶混交林、常绿阔叶林和灌丛, 海拔高度 1000—3000 m; E 关键区位于北川西北部, 面积 410.1 km², 覆盖 375.3 km² 的目标优先区, 分布有斑羚、大灵猫、红腹锦鸡、岩羊等物种, 主要植被类型有针叶林、针阔混交林、落叶阔叶林、常绿与落叶阔叶混交林、常绿阔叶林和灌丛, 海拔高度 1000—3000 m; F 关键区跨北川、安县、绵竹和什邡四个县, 面积 691.3 km², 覆盖 658.7 km² 的目标优先区, 分布着大熊猫、黑熊、红腹角雉、牛羚等物种, 主要植被类型有针叶林、针阔混交林、落叶阔叶林、常绿与落叶阔叶混交林和灌丛, 海拔高度 1000—2000 m。

(3) 优化效果评估

如果把上述 6 个关键区域纳入岷山地区的自然保护区体系, 自然保护区占岷山地区的面积比例将从 23.8% 提高到 33.3%。这 6 个关键区没有纳入岷山地区自然保护区体系之前, 25 个物种的平均保护面积为 4212.5 km², 保护比例 51.8%; 而加入这些关键区后, 研究物种的平均保护面积上升到 6334.0 km², 保护比例增加到 77.9%, 增幅高达 26.1% (表 2)。另外, 分布范围比较窄的物种栖息地保护比例都较高, 例如栖息地面积低于 3000 km² 的物种保护比例均超过 82%, 能够更好地保护这些物种。从空间选址上来说, 加入关键区后的岷山地区自然保护区体系能够更全面地保护好这些重要物种的栖息地。

3 讨论

(1) MAXENT 模型预测物种分布的评价

明确物种的地理分布格局是对自然保护区进行规划, 制定有效保护措施的基础。到目前为止, 用于物种分布预测的模型很多, 根据原理和使用数据的不同, 大致可以分为机理模型和统计模型两大类。由于研究物

种较多,而且有些物种没有开展过生物学特性和栖息地选择方面的系统研究,因此本研究不适合选用机理模型。另外,有研究表明:统计模型中的 MAXENT 模型可以使用较少的物种出现记录(即:9<出现记录<25 个)比较准确地预测出物种的分布^[12,13,15]。本研究的 25 个物种中有 6 个物种的出现记录在 9 至 25 个之间。因此,本研究最终选择用 MAXENT 进行物种分布的预测。

表 2 岷山地区自然保护区体系扩展前后物种的保护情况

Table 2 Conservation Status of Study Species before and after Expansion of Nature Reserves System in Minshan Region

序号 No	物种名称 Species name	IUCN 等级 IUCN classes	栖息地面积/(km ²) Habitat area/(km ²)	扩展前保护百分比 Protection percentage before expansion	扩展后保护百分比 Protection percentage after expansion	保护百分比的增值 Increased percentage
1	豺	EN	4229.7	43.9	72.2	28.3
2	斑羚	EN	15617.8	51.6	78.2	26.6
3	大灵猫	EN	2462.3	68.9	94.9	26.0
4	大熊猫	EN	12551.4	53.0	81.3	28.3
5	林麝	EN	17234.6	49.6	75.7	26.1
6	牛羚	EN	14346.4	52.1	80.5	28.4
7	藏酋猴	VU	1342.8	62.2	94.2	32.0
8	豹猫	VU	13867.4	48.0	75.9	27.9
9	川金丝猴	VU	14769.4	50.7	78.0	27.3
10	黑熊	VU	23519.8	42.8	65.6	22.8
11	猕猴	VU	2176.8	43.0	83.8	40.8
12	小熊猫	VU	7849.4	56.0	87.1	31.1
13	岩羊	VU	11123.9	53.6	81.8	28.2
14	雉鹑	VU	1991.3	54.4	86.1	31.7
15	青鼬	NT	2491.7	62.7	88.3	25.6
16	斑尾榛鸡	NT	3797.1	54.9	82.9	28.0
17	红腹角雉	NT	8569.3	60.5	88.8	28.3
18	勺鸡	NT	7897.0	56.3	84.9	28.6
19	红腹锦鸡	LC	6999.4	60.6	87.7	27.1
20	红隼	LC	549.4	62.4	88.9	26.5
21	金雕	LC	8201.6	48.6	74.5	25.9
22	蓝马鸡	LC	3827.3	48.7	84.2	35.5
23	雀鹰	LC	2056.6	48.8	88.7	39.9
24	血雉	LC	5764.9	56.1	82.9	26.8
25	鬲羚	NL	9984.5	56.6	84.7	28.1
平均值 Average		8128.9	51.8	77.9	26.1	

CR: Critically Endangered, 极危;EN: Endangered, 濒危;VU: Vulnerable, 易危;NT: Near Threatened, 近危;LC: Least Concern, 无危;NL: Not Listed, 未列入。

由于只有大熊猫开展过详实地、全面地调查,能够提供现实分布状况,本研究无法选用多个物种进行预测分布与现实分布的对比分析,进一步验证 MAXENT 模型预测的准确性。但从 AUC 值来看,MAXENT 能够根据有限的物种出现信息较好地推断出物种的可能分布。这一点对于用 MAXENT 模型结合其它技术手段进行保护优先区划分具有积极的意义。因为所需要的物种出现记录较少,所以在进行自然保护区规划时可以将更多的物种考虑进来,尤其是一些很难监测到的行踪诡秘的珍稀物种。

MAXENT 模型主要根据已知的物种出现点所在环境的状况推断出未知的物种出现点,预测出来的物种分布区域应该具有和观测到的物种出现地相似的环境条件。因此,环境变量的选择对 MAXENT 模型预测的准确性非常重要。本研究 25 个 MAXENT 模型都表现出很高的预测特性(AUC>0.9)(表 1),这表明本研究所选择的自然因素变量和干扰因素变量提供了区域尺度上所有物种生境需求的重要信息,并且基于 MODIS 时间序列遥感数据所获取的林冠层物候特征变量可以较好的应用于动物物种的栖息地分布预测。

(2) 基于多物种保护的 ZONATION 优先区划分

ZONATION 逐步排除栅格最后留下物种分布的核心区域,从而产生了一个高度连接的景观结构嵌套序列。本研究中,从 100% 的研究景观到 30% 的研究景观,物种的平均剩余分布比例下降比较平缓,大约下降了 10%,这说明所获得的 ZONATION 解决方案比较稳定^[16]。换句话说,如果所选取的研究景观比例或者研究物种的空间格局发生较小的变化(例如:选取的研究景观从 30% 增加到 35%;研究物种数量有所变化),物种适宜栖息地在 ZONATION 运算得到的保护优先区中的平均代表比例不会发生太大的改变。

鉴于数据的可获得性,本研究并没有涵盖岷山地区居住的所有物种。但如果在获得全面的生物多样性调查才做出保护决策,那么任何保护战略的效果将大大折扣^[16]。由于 MAXENT 模型可以用有限的出现记录数据($9 < \text{出现记录} < 25$ 个),根据环境变量比较准确地预测出物种的分布,而通过 ZONATION 得到的优先区域方案,即使排除一些可能重要的物种对最终的输出结果几乎没有影响^[17]。因此,在没有开展全面生物多样性调查的情况下,结合 MAXENT 生态位模型和 ZONATION 空间选址模型仍可以用来识别大区域范围内的生物多样性保护优先区。

将本研究的结果与其它基于大熊猫保护的岷山地区保护优先区研究进行对比分析,发现用最小费用模型(least-cost modeling)确定的大熊猫核心栖息地^[18]都位于本研究用 ZONATION 选择出来的优先区内,而且得出的八个大熊猫潜在保护栖息地中只有三个与本研究提出的多物种保护空白区接近;通过生态位因子分析方法(ecological-niche factor analysis method)确定的大熊猫栖息地单元^[19]除 B 单元外几乎和本研究的 ZONATION 方案重合,而通过空缺分析找出的两个保护空缺与本研究提出的 A 关键区与 C 关键区一致;基于机理模型模拟出来的主要大熊猫栖息地分布区^[5]位于本研究的 ZONATION 优先区内,而研究提出的五个大熊猫栖息地保护关键区中只有二个与研究的结果一致。以上的比较分析一方面表明本研究用 ZONATION 选择出来的优先区覆盖了大熊猫的主要栖息地,因此保护好这些地区也将同样保护好大熊猫最有可能持续生存的地方;另一方面,也证实基于单一物种保护的优先区划分忽略了某些保护价值较高的地方,这再次强调了基于多物种保护的优先区划分对确定岷山地区多物种保护重要区域的现实意义。

中国政府计划在 2010 年通过了《中国生物多样性保护战略与行动计划(2011—2030 年)》^[4],建议对 35 个生物多样性保护优先区的自然保护区进行空间优化,由于岷山属于 35 个优先区域之一,本研究的成果可用于该区的保护区体系优化。建议在岷山地区自然保护区体系扩展时优先考虑本研究中提出的关键区。虽然本研究中提出的某些关键区(图 2 中的 A-D)的重要性在以前进行的大熊猫保护研究^[5,18-19]中强调过,但是相同研究区域内另外一个对保护包括大熊猫在内的多个物种非常重要的关键区(图 2 中的 E)仍然没有引起重视。此外,以前的研究并没有对得出来的保护空缺进行内部的优先等级分类,而本研究却对确定的关键区内部进行了优先等级的划分,为以后自然保护区的分批次扩建提供了参考依据。根据本研究提出的保护关键区的不同特点可以运用不同的规划方案,比如:A 关键区内的目标优先区的面积最大,而且主体部分位于九寨沟县,因此在未来规划中比较适合新建一个自然保护区;B 关键区的目标优先区面积较小,可以考虑作为勿角自然保护区或白河自然保护区的扩建区而将勿角自然保护区、白河自然保护区与白水江自然保护区连接起来;C 关键区的目标优先区面积较大并且连接了王朗、勿角、白水江、唐家河、龙滴水、小河沟和老河沟自然保护区,建议作为王朗或小河沟自然保护区的扩建区,或者在此新建一个自然保护区;D 关键区的目标优先区面积居第二位,连接了小河沟、龙滴水、雪宝顶、白羊和片口等 5 个自然保护区,而且跨平武、松潘和北川三县,建议将此地作为以上雪宝顶、白羊、片口等自然保护区的扩建区将这 5 个自然保护区连成一片,或者在此新建一个自然保护区与这 5 个自然保护区构成一个自然保护区群;E 关键区的目标优先区面积最小,可以考虑作为小寨子沟自然保护区的扩建区;F 关键区的目标优先区面积较小,可以将其作为千佛山、九顶山或白水河的扩建区。另外,在岷山地区自然保护区体系扩展规划时应该特别注意六个关键区内部的优先等级,优先等级较高的地区应尽早纳入保护区体系中。

本研究提出的规划还只是一个概念性规划,在实际的保护区规划中,还应该考虑如下因素,一是明确关键

区域的物种实际分布状况,本研究是以栖息地适宜性评估为基础完成关键区域识别,这些关键区域目前仅包含部分物种的分布信息,还需要通过进一步的野外调查、红外摄影机监测等明确关键区域的物种分布状况。二是要考虑自然灾害的影响,该区域是地震及泥石流等次生灾害的频发区,2008 年汶川地震及次生灾害对该区南部的都江堰、彭州、什邡、绵竹、安县,以及茂县与北川等县市部分地区的生态系统与物种栖息地造成了重大影响^[20],可能涉及到本研究提出的 F 关键区;三是考虑人类活动胁迫的影响,该区域近年来公路、铁路交通建设,以及水电与旅游资源开发迅速,对野生动植物及其生境利用造成较大的影响。因此,将来的规划中,除了考虑物种的空间分布以外,还要考虑自然与人类活动的综合影响,物种保护的紧迫性,以及保护区建立的成本等因素,对保护规划进行进一步细化。

区域保护是解决生物多样性危机的一项重要措施^[21]。与以前的许多研究不同,本研究所使用的保护优先区划分方法基于多个物种保护,并且考虑了物种之间的互补性原则,能提高自然保护区的保护效率,可用于国内其它地区大尺度上的生物多样性保护规划。本研究的结果也可为协调发展与保护的矛盾,促进该区域生物多样性的保护提供重要依据。

参考文献 (References):

- [1] 唐小平. 中国自然保护区网络现状分析与优化设想. 生物多样性, 2005, 13(1): 81-88.
- [2] 徐海根. 自然保护区生态安全设计的理论与方法. 北京: 中国环境科学出版社, 2000.
- [3] 林鹏, 张宜辉, 杨志伟, 李振基, 郑达贤. 自然保护区群网生态建设的几点思考. 亚热带资源与环境学报, 2006, 1(1): 67-73.
- [4] 环境保护部. 中国生物多样性保护战略与行动计划(2011—2030). 北京: 环境科学出版社, 2011.
- [5] 肖赓, 欧阳志云, 朱春全, 林凌. 岷山生物多样性保护优先区与自然保护区规划. 北京: 中国林业出版社, 2012.
- [6] 古晓东, 王鸿加, 刘富文. 岷山山系大熊猫自然保护区 2003 年生物多样性监测. 四川动物, 2005, 24(2): 168-170.
- [7] 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.
- [8] Pawar S, Koo M S, Kelley C, Ahmed M F, Chaudhuri S, Sarkar S. Conservation assessment and prioritization of areas in Northeast India: priorities for amphibians and reptiles. Biological Conservation, 2007, 136(3): 346-361.
- [9] Viña A, Tuanmu M N, Xu W H, Li, Y, Ouyang Z Y, DeFries R, Liu J G. Range-wide analysis of wildlife habitat: implications for conservation. Biological Conservation, 2010, 143(9): 1960-1969.
- [10] Viña A, Henebry G M, Gitelson A A. Satellite monitoring of vegetation dynamics: sensitivity enhancement by the wide dynamic range vegetation index. Geophysical Research Letters, 2004, 31(4): L04503, doi: 10.1029/2003GL019034.
- [11] Xu W, Viña A, Qi Z, Ouyang Z, Liu J, Liu W, Wan H. Evaluating conservation effectiveness of nature reserves established for surrogate species: Case of a giant panda nature reserve in Qinling Mountains, China. Chinese Geographical Science, 2014, 24(1): 60 - 70.
- [12] Pearson R G, Raxworthy C J, Nakamura M, Townsend Peterson A. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. Journal of Biogeography, 2007, 34(1): 102-117.
- [13] Phillips S J, Anderson R P, Schapire R E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modelling, 2006, 190(3-4): 231-259.
- [14] 汪松, 解焱. 中国物种红色名录. 北京: 高等教育出版社, 2004.
- [15] Elith J, Graham C H, Anderson R P, Dudík M, Ferrier S, Guisan A, Hijmans R J, Huettmann F, Leathwick J R, Lehmann A, Li J, Lohmann L G, Loiselle B A, Manion G, Moritz C, Nakamura M, Nakazawa Y, Overton J M C, Townsend Peterson A, Phillips S T, Richardson K, Scachetti-Pereira R, Schapire R E, Soberón J, Williams S, Wisz M S, Zimmermann N E. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. Ecography, 2006, 29(2): 129-151.
- [16] Moilanen A, Kujala H. Zonation—user manual (CP). 2004-2008.
- [17] Margules C R, Pressey R L. Systematic conservation planning. Nature, 2000, 405(6783): 243-253.
- [18] Shen G Z, Feng C Y, Xie Z Q, Ouyang Z Y, Li J Q, Pascal M. Proposed conservation landscape for giant pandas in the Minshan mountains, China. Conservation Biology, 2008, 22(5): 1144-1153.
- [19] Wang X Z, Xu W H, Ouyang Z Y. Integrating population size analysis into habitat suitability assessment: implications for giant panda conservation in the Minshan Mountains, China. Ecological Research, 2009, 24(5): 1101-1109.
- [20] 欧阳志云, 徐卫华, 王学志, 王文杰, 董仁才, 郑华, 李迪华, 李智琦, 张宏锋, 庄长伟. 汶川大地震对生态系统的影响. 生态学报, 2008, 28(12): 5801-5809.
- [21] Urbina-Cardona J N, Flores-Villela O. Ecological-niche modeling and prioritization of conservation-area networks for Mexican Herpetofauna. Conservation Biology, 2010, 24(4): 1031-1041.