

燕山地区国家重点保护鸟类生境评估与 国家级自然保护区保护空缺分析

谢文冬^{①②} 贾嘉^{①③} 卜长利^{①③} 马黎明^{①②} 郭建刚^④
宋凯^① 李欣海^① 孙悦华^{①*} 方昀^{①*}

① 中国科学院动物研究所, 动物生态与保护生物学国家重点实验室 北京 100101; ② 河北大学生命科学学院 保定 071002; ③ 中国科学院大学 北京 100049; ④ 河北雾灵山国家级自然保护区 承德 067399

摘要: 燕山地区地处太行山生物多样性保护优先区, 紧邻人口密集的京津冀城市群, 拥有很高的鸟类物种多样性。为探讨燕山地区的鸟类生境状况与保护效益, 本研究以当地 40 种国家重点保护鸟类为指示物种, 利用物种分布模型和 Marxan 系统保护规划模型进行了保护空缺分析与保护策略优化。研究发现, 在燕山地区的鸟类生境中, 森林的面积最大 (6 537 km²), 连贯性最强, 而湿地仅有 345 km², 占总面积之比为 3.3%, 且在景观格局中各斑块之间分散程度高。目前燕山地区国家级自然保护区所保护的 94.6% 为森林与草地生境, 湿地生境面积极少。物种分布模型预测重点保护鸟类多样性高的地区偏向于湿地生境, 与湖泊的距离因子在模拟过程中贡献度最大。通过 Marxan 模型分析获得需要优先保护的生物多样性热点区的面积为 2 442 km², 比目前保护区面积提高了 6 倍。热点区内生境类型更加平均, 湿地在受保护区域中的生境面积占比提高至 7.9%。新规划的热点区中指示物种平均受保护比例由 1.2% 上升至 33.6%, 提高了 28 倍。本研究显示, 燕山地区的国家级自然保护区呈现较大的保护空缺, 新规划的热点区可为未来燕山地区的国家公园建设和保护规划提供重要依据。

关键词: MaxEnt; 燕山; Marxan; 景观破碎化; 保护空缺; 国家级自然保护区; 国家重点保护野生鸟类
中图分类号: Q958 **文献标识码:** A **文章编号:** 0250-3263 (2022) 02-170-15

Comprehensive Assessment of Habitats of National Key Protected Birds and GAP Analysis of National Nature Reserves in Yanshan Mountains, China

XIE Wen-Dong^{①②} JIA Jia^{①③} BU Chang-Li^{①③} MA Li-Ming^{①②} GUO Jian-Gang^④
SONG Kai^① LI Xin-Hai^① SUN Yue-Hua^{①*} FANG Yun^{①*}

① *Key Laboratory of Animal Ecology and Conservation Biology, Institute of Zoology, Chinese Academy of Science, Beijing* 100101;

② *College of Life Science, Hebei University, Baoding* 071002; ③ *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing* 100049;

④ *Wuling Mountain National Nature Reserve, Chengde* 067300, China

基金项目 生态环境部生物多样性调查与评估项目 (No. 2019HJ2096001006) ;

* 通讯作者, E-mail: sunyh@ioz.ac.cn, fangyun@ioz.ac.cn;

第一作者介绍 谢文冬, 男, 本科生; 研究方向: 鸟类生态学; E-mail: Lafayette1899@gmail.com。

收稿日期: 2021-12-06, 修回日期: 2022-01-25 DOI: 10.13859/j.cjz.202202002

Abstract: [Objectives] China is one of the megadiverse countries with the largest diversity of birds, and the biodiversity in China is facing threats from rapid urbanization and population growth. There are large conservation gaps in eastern China, where most of the populous cities are located. The Yanshan Mountains range is located in the priority area of biodiversity protection, and close to the densely populated Beijing-Tianjin-Hebei urban agglomeration, with a high diversity of bird species, however, the distribution patterns and conservation status of national key protected birds in the Yanshan Mountains are still unclear. **[Methods]** In this study, we used FRAGSTATS (version 4.2) to quantify the landscape pattern of habitats in Yanshan Mountains (Fig. 1) using 5 commonly used parameters and selected 40 national key protected birds as indicators (Fig. 2a) to assess the local habitat and biodiversity protection status. We produced species distribution models for every indicator species using a maximum entropy approach. Marxan was used as an effective method of planning protection units that consider conservation cost of different land use on the basis of the indicator species' potential distribution. **[Results]** We found that the forest habitat in Yanshan Mountains has the largest proportion (61.5%) with a total of 6 537 km² (Fig. 2b) and the least fragmentation (Table 1). Grassland habitat was 1 910 km², accounting for 18.0%. Agricultural land is 1 438 km², accounting for 13.5%. The wetland habitat is only 345 km², accounting for 3.3% (Fig. 2c), including Guanting Reservoir, Miyun Reservoir, Huairou Reservoir and other large water bodies. The area of national nature reserve in Yanshan Mountains is 404 km², 94.6% of which is forest and grassland, while the area of wetland habitat is very small. Forest-Grassland type is the representative habitat in Yanshan Mountains, occupying the majority of habitats and having good connectivity (Table 1). The patch density of wetland is very low with a high degree of dispersion between patches, resulting in further decrease of connectivity. However, it can be seen from (Fig. 2a) that the diversity of the national key protected birds in wetland habitats is similar to that in forest habitats, and the number of wild birds under national first-class key protection is the largest, indicating the importance of wetland habitat types to biodiversity in Yanshan Mountains. The species distribution model predicted that areas with high biodiversity tended to be around water habitats such as Miyun Reservoir, Guanting Reservoir and Yuqiao Reservoir (Fig. 3a), while very small in forest habitats and there were biodiversity hotspots around Yanqing District. Distance from lakes contributes greatly to the simulation of potential distribution areas, especially in the modeling of wetland birds (Appendix 2). Based on Marxan analysis, the optimal solutions of 2 442 km² of biodiversity hotspots requiring priority conservation were identified (Fig. 3b) with the original national nature reserves accounting for 16.5% of the hotspots. Totally, 33 species reached the conservation target (Appendix 3), with the average protected percentage of the potential distribution increasing from 1.2% to 33.6%. The proportion of forest and grassland in the biodiversity hotspots is 72.3% and 15.2%, respectively. Totally, 56.3% of the total area of wetland in Yanshan Mountains is included in the hotspot areas (196 km²), accounting for 7.9% (Fig. 3c), strengthening the protection of reservoir and other wetland environments. The number of species in every 1 km × 1 km raster of the biodiversity hotspot for prioritized protection in the forest, wetland and farmland are higher than in the overall range of Yanshan Mountains (Fig. 4), showing the hotspot areas were able to cover the major distribution hotspot of the national key protected birds. The habitat in the biodiversity hotspot requiring prioritized protection identified by the Marxan model is more equalized and diversified, with higher conservation efficiency, compared with the existing national nature reserves. **[Conclusion]** The protected areas of national

nature reserves in Yanshan Mountains present a huge conservation gap of wetland habitat, indicating that the construction of more coherent protected areas in this area is of great significance to the protection of national key protected birds in highly urbanized areas. Areas of high landscape heterogeneity exhibited higher biodiversity but a lower proportion of protection with the need for more thorough field investigation. Our approach of conservation gap analysis for threatened birds on a multi-species and multi-habitat scale will be helpful for future conservation planning in densely populated areas.

Key words: MaxEnt; Yanshan Mountains; Marxan; Landscape fragmentation; Conservation gap; National nature reserve; National key protected birds

中国是世界上 12 个生物多样性特别丰富 (megadiversity) 的国家之一 (Xu et al. 1999), 也是世界上具有鸟类物种数最多的国家之一 (中国科学院生物多样性委员会 2021)。随着我国人口增长、城镇化加速, 景观破碎化和生境退化日益加剧, 严重威胁我国生物多样性资源 (闻丞等 2015)。2021 年 10 月 8 日, 国务院发布《中国的生物多样性保护》白皮书, 提出要采取有效的区域保护措施和空间规划工具, 提高区域保护与自然保护区管理的有效性 (王伟等 2021)。截至 2021 年, 中国国家级自然保护区已达我国陆域国土面积约 9.7% (国家级自然保护区名录 http://www.gov.cn/test/2012-04/18/content_2116472.htm), 但人类活动强度大、生产力高的地区对濒危鸟类的保护比例仍然较低 (赵广华等 2013, 闻丞等 2015), 存在较大的保护空缺 (周鑫 2017, 王伟等 2021)。在本研究中, 选取保护比例较低、人口密度大的燕山地区作为研究区域, 开展野外调查与保护空缺分析。

燕山地处太行山生物多样性保护优先区 (陈龙等 2019), 地理环境与地质结构异常复杂, 横跨华北区黄淮平原亚区与东北区松辽平原亚区两个生物地理区划, 动物种类的分布反映出区系间的过渡特征 (张荣祖 1999)。雾灵山作为燕山的主要山脉之一, 在末次盛冰期可能存在冰期避难所, 造就了该区域物种多样性的聚集与积累, 使得燕山地区即使临近京津冀这一高密度城市群, 仍具有很高的生物多样性 (周鑫 2017, 白茜茜等 2018)。燕山地区现有

国家级自然保护区的主要保护对象为温带森林生态系统和野生动植物, 其中, 河北雾灵山、北京松山和天津八仙山等国家级自然保护区拥有丰富的珍稀鸟类多样性资源 (汤小明等 2016, 张源笙等 2017, 李立嘉等 2018)。

燕山地区国家级自然保护区的保护效益如何? 是否存在保护空缺? 对于燕山重点保护鸟类的分布与保护情况需要综合评估与分析。鸟类的生存状况可以作为衡量生境状况和环境变化的重要指标 (Herrando et al. 2012)。因此本研究以燕山地区国家重点保护鸟类作为生境质量的指示物种, 模拟各物种潜在分布区。依据鸟类生境类型对燕山地区的生态环境进行重分类, 量化其景观格局与破碎化情况。综合生物多样性保护效益与经济成本, 评估人口密集的燕山地区现有国家级自然保护区的保护空缺, 并规划燕山地区国家重点保护鸟类多样性丰富的优先保护热点区域。

1 研究地区与方法

1.1 研究地区

燕山山脉位于河北省和北京市北部交界 (39°40' ~ 42°10' N, 115°45' ~ 119°50' E), 由潮白河河谷直到山海关, 海拔 500 ~ 1 500 m, 主峰雾灵山海拔 2 116 m。处于暖温带大陆性季风气候区, 1 月均温 - 9.9 ~ - 6.0 °C, 7 月均温 23.0 ~ 26.3 °C, 年均温 8.7 ~ 12.3 °C, 年降水量 487.6 mm 左右 (柴博语 2021)。

本次鸟类生境分析与需要优先保护的热点区域分析范围基于京津冀太行山生物多样性保护

优先区域燕山片区。调查区域总面积 10 626 km², 包含北京市延庆区、平谷区、密云区、顺义区、怀柔区和昌平区, 以及天津市蓟县和河北省遵化市、兴隆县、赤城县及怀来县的全部或部分区域(图 1)。

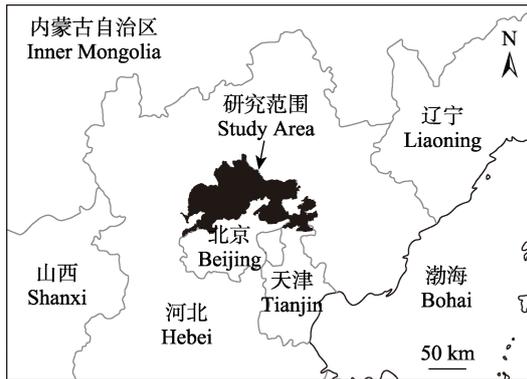


图 1 燕山山脉鸟类调查研究区域位置示意图(底图边界线来源于标准地图服务系统)

Fig. 1 Location of the study area, drew on the base map from Standard Map Serves System

1.2 数据来源

2017 年 11 月至 2018 年 3 月, 在北京市延庆区进行鸟类多样性调查, 将延庆区划分为 25 个 100 km² 的调查网格, 每个网格内选择一条 2 km 的样线, 尽量覆盖更多的栖息地类型, 共调查 3 次。其后在 2019 年 8 月和 9 月在延庆区之外的燕山整体地区进行鸟类多样性调查, 共调查 38 条样线, 全长 76.7 km, 共调查一次。在野外调查的基础上补充此前雾灵山鸟类调查结果以及全球生物多样性数据库 (GBIF.org 2021) 中的鸟类分布数据, 共得到燕山地区 298 种鸟类名录, 隶属 19 目 57 科, 包含雀形目 30 科。其中, 国家 I 级重点保护野生鸟类 10 种, 国家 II 级重点保护野生鸟类 46 种。通过数据筛选, 保留物种分布点数量大于 15 的国家重点保护野生鸟类 (Gaiarsa et al. 2015)。最终利用 40 种重点保护鸟类作为指示物种构建物种分布模型, 包括 6 种国家 I 级重点保护野生鸟类, 34 种国家 II 级重点保护野生鸟类 (图 2a)。

根据前人对鸟类物种分布模型的研究 (Yi et al. 2016), 利用燕山地区的地理因素、气候因素、植被要素以及人类活动因素, 对燕山地区的国家重点保护野生鸟类进行了最大熵物种分布模型的构建。为全面分析各个环境因素对不同鸟类的影响, 模型使用 19 种环境要素, (WorldClim1.4 数据库 www.worldclim.com), 使用 ArcGIS10.7 中从海拔数据中提取得到坡度与坡向, 通过 ArcGIS 计算距道路、河流、湖泊、人类聚居区以及农田的欧氏距离 (附录 1)。

1.3 燕山地区生境分析

提取燕山地区植被覆盖类型 (Zhang et al. 2021), 根据 40 种指示物种的生境信息对不同地表覆盖进行重分类, 将植被类型划分为林地、草地、湿地、灌丛、农田、裸地与城市 7 类 (Lantz et al. 2008), 得到燕山地区生境分布图 (图 2b)。为了更好量化衡量各类型生境的连贯性与斑块化程度, 通过 ArcGIS 对燕山地区的森林、草地、湿地和灌丛生境进行提取分析, 使用 FRAGSTATS 4.2 对森林、湿地、草地、灌丛、森林草地和森林灌丛生境分别进行破碎化分析 (Deng et al. 2009)。生境破碎化衡量指标选择常用的 5 个参数指标, 包括斑块数量 (patch number, NP)、斑块密度 (patch density, PD)、景观形状指数 (landscape shape index, LSI)、最大斑块指数 (largest patch index, LPI) 和相关性长度 (correlation length, CL) (熊明刚 2018, Mohammadi et al. 2021), 分析数据的分辨率为 1 km²。

1.4 MaxEnt 模型构建

使用 MaxEnt (ver.3.4.4) 模型对 40 种指示物种的潜在分布区进行预测 (Phillips et al. 2008)。对物种分布的数据筛选保证 1 km² 内只有唯一某一物种的分布点, 以避免空间自相关效应 (齐增湘等 2011)。将每种鸟类的 80% 分布点位作为训练数据进行分布预测, 其余 20% 分布点记录作为验证数据, 模型运算中采用了自动特征选择功能 (auto feature function) 来避

免模型构建中的过拟合效应 (over-fitting) (马星等 2021)。采用刀切法 (Jackknife procedure) 来分析环境变量对物种潜在分布的相对影响程度, 使用受试者工作特征曲线 (the Receiver operating characteristics curve, ROC) 下的面积值 (area under the curve, AUC) 来验证模型模拟结果。选择最大训练敏感性加特异性阈值 (maximum training sensitivity plus specificity threshold) 将 0-1 连续的物种潜在分布预测结果转化为 0 或 1 的二值分布, 其中 1 代表物种存在, 0 表示无分布 (Yesson et al. 2017, Perzanowski et al. 2020)。

1.5 Marxan 生物多样性保护热点区分析

Marxan 4.0.6 模型是一种基于模拟退火法的系统保护规划模型, 用于选择保护体系中一定经济限制条件下的最小成本区 (Moilanen et al. 2009), 最早用于海洋保护体系规划, 随着模型的不断完善, 目前已广泛应用于陆地保护体系规划 (Munro 2006)。分析中将 1 km² 作为研究单元, 使用 ArcGIS 10.7 中的 Spatial Analysis 模块 Zonal 子模块下 Zonal Statistics as Table 工具, 统计每个目标物种在每个规划单元中的栖息地分布面积, 构建物种分布矩阵。保护目标要求规划后国家 I 和 II 级重点保护野生鸟类的潜在分布区比例达到 30% (Allnutt et al. 2012), 模型迭代运算 100 次, 得到规划单元的最优解。

选址迭代计算后, 依靠模型边界修正值 (boundary length modifier, BLM) 控制调整结果单元的空间紧密度, 如果过度密集, 可能使一些保护效用不高的规划单元入选; 若过度分散, 则不便于新保护地的规划 (Tang et al. 2021)。通过对 BLM 的修改可以分析结果的成本和边界总长与总面积的关系, 找到能够使二者平衡的点, 从而反复计算得到更合理的保护优先区空间分布模式。最终模型使用模型边界修正值为 100。

国家级自然保护区内拥有丰富的生物多样性资源 (岳建兵等 2006, 郭雅儒等 2011, 汤小明等 2016, 李立嘉等 2018), 因此在分析中

将燕山地区已经设立的国家级自然保护区, 包括河北雾灵山、大海陀、北京松山和天津八仙山国家级自然保护区设置为已被保护且不重新规划的状态, 将城市所在分析单元设置为不可规划区。国家级自然保护区边界数据由中国自然保护区标本资源共享平台提供 (<http://www.papc.cn/html/folder/946895-1.htm>)。此外, 为区分原始生境与农田生境, 将基础分析单元的成本设置为面积, 并赋予农田成本权重为 2。

2 结果

2.1 燕山地区重点保护鸟类生境分析

在燕山地区 40 种重点保护鸟类所分布的 7 种生境类型中 (图 2b), 森林生境的面积最大, 为 6 537 km², 主要由阔叶针叶混交和混交灌丛林等类型组成 (表 1)。燕山地区湿地生境仅有 345 km², 占燕山总面积之比为 3.3% (图 2c), 包括官厅水库、密云水库、怀柔水库、海子水库和于桥水库等大型水体。燕山地区国家级自然保护区总面积为 404 km², 其中 94.6% 为森林与草地, 而湿地面积极少。

破碎化分析发现, 燕山地区森林生境连贯性最强, 为燕山地区代表性生境 (表 1)。草地生境的破碎化程度最高, 具有较高斑块密度。湿地的斑块密度很低, 各斑块之间分散程度高, 而其中重点保护鸟类的多样性与森林生境相近, 并且分布有 6 种国家 I 级重点保护野生鸟类 (图 2a)。

2.2 燕山地区 40 种重点保护鸟类的潜在分布区预测

物种分布模型 AUC 值均大于 0.9, 具有较高的代表性, 能够进行进一步分析。根据 40 种研究物种潜在分布图的叠加, 得到燕山地区国家重点保护鸟类多样性潜在分布情况 (图 3a)。其中, 红隼 (*Falco tinnunculus*) 与红脚隼 (*F. amurensis*) 广泛分布于森林、草地等多种类型生境, 其潜在分布面积最大, 分别为 2 616 km² 和 2 896 km²。湿地鸟类中, 鸳鸯 (*Aix galericulata*) 的潜在分布面积最大, 为 2 557 km²。模型构建

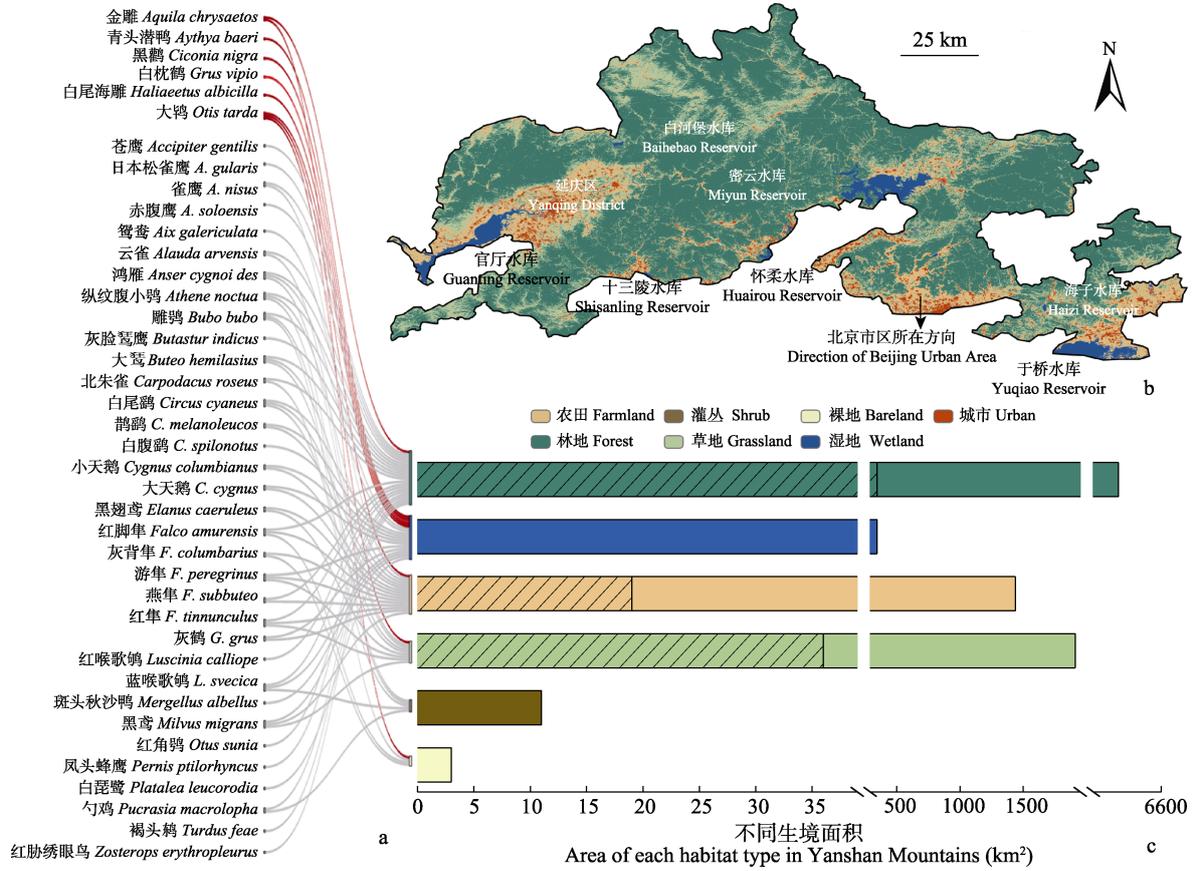


图 2 燕山国家重点保护鸟类生境归类及各类生境的分布状况

Fig. 2 Categorization and distribution of the habitat of national key protected birds in Yanshan Mountains

a. 40 种研究物种的生境类型，其中，红色线条代表国家 I 级重点保护野生鸟类与生境类型的对应关系，灰色线条代表国家 II 级重点保护野生鸟类；b. 燕山地区生境类型进行重分类的结果，以 7 种颜色区分 7 类生境；c. 除城市外 6 种类型生境的面积，其中，斜线柱形图代表国家级自然保护区内面积。

a. The habitat information of the 40 indicator species, in which the red lines stand for National First-class Protected Birds and the gray lines stands for National Second-class Protected Birds; b. The result of habitat reclassification exhibited in different colors; c. The total area of different habitat, apart from urban, with the habitat area protected in the national nature reserves highlighted in slash.

表 1 燕山地区生境破碎化分析结果

Table 1 Habitat fragmentation analysis in Yanshan Mountains

生境类型 Habitat type	面积 (km ²) Area	斑块数量 Patch number	斑块密度 (个/hm ²) Patch density	最大斑块指数 Largest patch index	景观形状指数 Landscape shape index	相关性长度 (m) Correlation length
森林 Forest	6 537	6 438	0.2	14.3	105.9	24 904.6
湿地 Wetland	345	1 417	< 0.1	0.4	24.5	5 558.8
草地 Grassland	1 910	23 457	0.8	1.1	213.4	3 901.9
裸露灌丛 Shrub	11	17	< 0.1	< 0.1	4.1	52.2
森林 + 草地 Forest & Grassland	8 447	2 938	0.1	26.7	44.2	46 276.9
森林 + 灌丛 Forest & Shrub	6 548	6 450	0.2	14.3	105.9	24 904.1

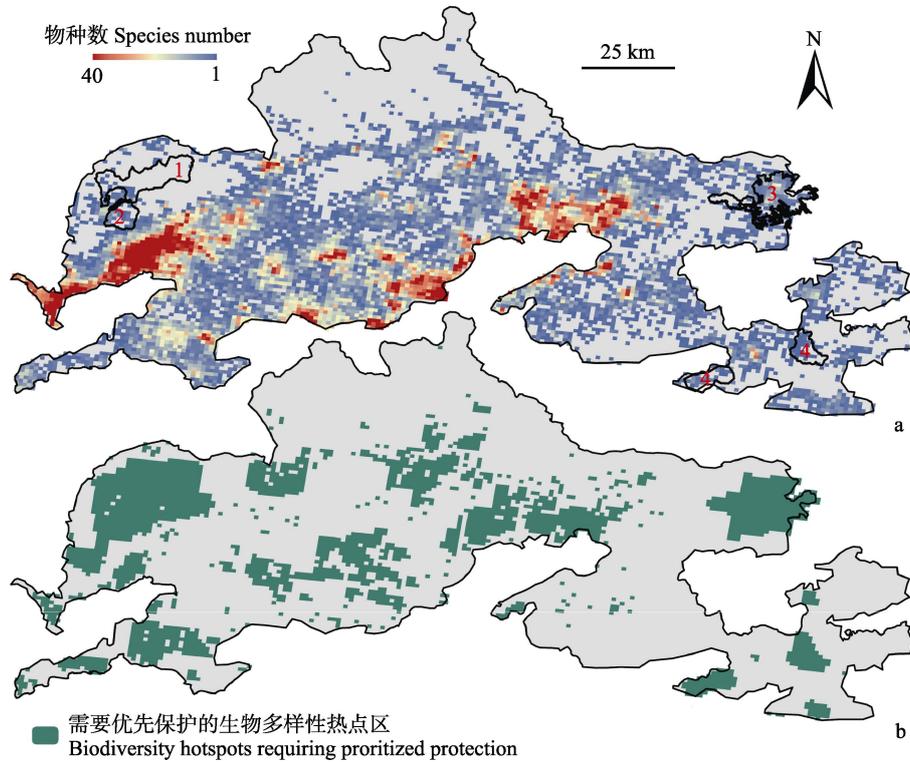


图3 燕山地区 40 种国家重点保护野生鸟类的多样性分布与需要优先保护的生物多样性热点区识别结果

Fig. 3 Diversity distribution of the 40 national key protected birds and the biodiversity hotspots recognized for prioritized protection

a. 40 种指示物种的潜在分布叠加图，红色代表物种多样性高的地区。1. 河北大海陀国家级自然保护区，2. 北京松山国家级自然保护区，3. 河北雾灵山国家级自然保护区，4. 天津八仙山国家级自然保护区；b. 利用 Marxan 模型对燕山地区保护地进行重新规划后识别出需要在重新规划保护区时优先保护的生物多样性热点区，绿色部分为模型模拟的最优解，表示以最低成本保护 40 种国家重点保护野生鸟类的最小区域。

a. The overlaid distribution map of the 40 indicator species. The national nature reserves (NNR) in Yanshan Mountains were marked as: 1. Hebei Dahaituo NNR; 2. Beijing Songshan NNR; 3. Hebei Wulingshan NNR; 4. Tianjin Baxianshan NNR; b. The optimal result for planned areas in Marxan modeling were displayed in green, representing the smallest area with the minimum cost that needed prioritized protection in future nature reserves planning.

的各物种潜在分布图叠加后，物种多样性分布预测结果较高的地区偏向于密云水库、官厅水库和于桥水库等水域生境周边，而连贯性较强的森林生境中相对分布较少。

对各个环境因素在模型构建中的贡献值进行统计（附录 2），发现与湖泊的距离因素在潜在分布区模拟过程中的贡献值很大，尤其对于湿地鸟类。季节性温度变化（BIO4）、最热月最高温（BIO5）与年温度变化范围（BIO7）的

贡献值普遍高于其他因素。

2.3 燕山地区重点保护鸟类多样性保护优先区规划分析

通过 Marxan 模型对燕山地区重点保护鸟类多样性热点区域进行分析，共得到需要优先保护的区域面积为 2 442 km²（图 3b），规划后整体保护比例由原有的 3.8% 提高到 23%，其中林地生境仍占比最大（1 765 km²，72.3%）（表 2）。规划后湿地生境保护比例显著提高，涵盖了燕

山地区总体湿地面积的 56.5%。将燕山地区划分为千米网格, 并按照生境类型进行分类, 统计每个网格中潜在分布的保护鸟类物种数量。结果表明, 规划后保护区域中林地、湿地和农田类型网格中的平均物种数皆高于整个燕山地区的平均水平(图 4), 说明其包含了更多生物多样性较高的区域。

规划后 40 种重点保护鸟类潜在分布区平

均受保护比例由 1.2% 提高至 33.6%, 其中有 33 个物种的规划后保护比例超过 30%, 达到保护目标(附录 3)。例如, 白枕鹤(*Grus vipio*)的潜在分布区由未被保护达到 18.5% 的保护比例; 再如, 规划前受保护比例最高的褐头鹀(*Turdus feae*), 其潜在分布区受保护比例由 13.4% 提高到规划后的 46.9%。规划后的保护面积是原有保护区域的 6 倍, 而重点保护鸟类的

表 2 燕山地区整体、原有国家级自然保护区与规划后的生物多样性优先热点区中不同生境面积及占比

Table 2 Habitat area and proportion of the entire Yanshan Mountains, existing national nature reserves and biodiversity hotspots requiring prioritized protection

生境 Habitat	总体 Total		保护区 National nature reserves		规划后的优先保护热点区 Planned biodiversity hotspot	
	面积 Area (km ²)	占比 Proportion (%)	面积 Area (km ²)	占比 Proportion (%)	面积 Area (km ²)	占比 Proportion (%)
农田 Farmland	1 438	13.53	19	4.70	109	4.5
森林 Forest	6 537	61.52	346	85.64	1 765	72.3
灌丛 Shrub	11	0.10	0	0.00	1	0.0
草地 Grassland	1 910	17.97	36	8.91	371	15.2
裸地 Bareland	3	0.03	0	0.00	1	0.0
湿地 Wetland	345	3.25	0	0.00	195	8.0
城市 Urban	382	3.59	3	0.74	0	0.0

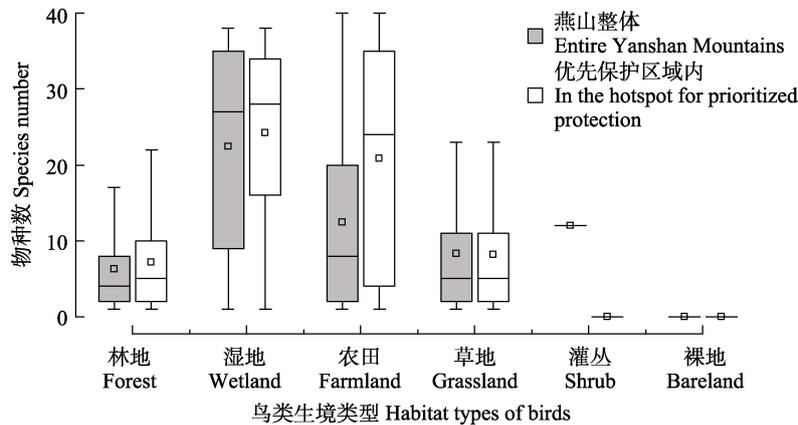


图 4 需要优先保护的生物多样性热点区内各类型生境栅格与燕山整体公里栅格的物种数统计结果对比

Fig. 4 The statistical compression for species number in every 1 km × 1 km raster in the biodiversity hotspot and the entire range of Yanshan Mountains

灰色箱型图代表千米栅格的国家重点保护鸟类物种数值在整个燕山地区的统计结果, 白色箱型图代表在需要优先保护的生物多样性热点区内的统计结果。箱中横线代表物种数中位数, 小方框代表平均物种数。

The number of species in every 1 km × 1 km raster of the entire Yanshan Mountains and the biodiversity hotspot for prioritized protection, which is grouped by habitat. The horizontal line in the box represents the median species number and the small square represents the mean species number.

平均保护比例提高了 28 倍。因此, 规划后保护区域的保护效益得到了较大的提高。

3 讨论

3.1 模型构建的局限性

研究中由于数据量有限, 仅获得了物种的存在点数据, 因而选择最大熵物种分布模型 (MaxEnt) 对燕山地区国家重点保护野生鸟类的潜在分布情况进行预测 (Phillips et al. 2006, 周海涛等 2016)。根据研究结果, 模型构建中所选择的 40 种国家重点保护鸟类均集中分布于湿地和水库周边, 与前人研究结果相似 (黄越等 2021)。但是根据野外调查与前人研究 (李晓京 2008), 燕山地区的森林生态系统中具有非常丰富的鸟类物种多样性, 且河北雾灵山国家自然保护区是整个燕山地区的生物多样性热点 (宋福春等 2005, 郭雅儒等 2011, 汤小明等 2016)。本研究中满足物种分布模型构建的国家重点保护野生鸟类仅占燕山地区分布鸟类的很小一部分, 所获得数据在一定程度上集中于湿地与水库, 导致物种分布模型获得的结果可能存在一定偏差 (Kramer-schadt et al. 2013), 未来鸟类调查研究需要增加对森林生境的整体考察与数据积累。

在物种分布模型的构建中, 为统一每种鸟类进行模拟时所使用的的环境条件相同, 以对比环境因子对不同生境鸟类重要程度的差异, 因此选择保留所有变量 (王袁 2014)。根据模型构建结果, 每种鸟类的模型 AUC 值均大于 0.9, 模型预测结果可以进行进一步的分析 (张颖等 2011), 但可能因为环境变量的自相关性导致模型拟合程度过高 (over-fitting) 而造成准确度下降 (Radosavljevic et al. 2014)。

Marxan 模型原本作为保护规划海洋岛屿保护情况的模型, 被改进适用于陆地生态系统。在很多以往的研究中已被证实具有实际利用价值, 并且已被利用于多种保护目的 (徐佩等 2013, 姜雪娇等 2014, 彭涛 2019)。使用 Marxan 模型可以与《生物多样性公约》缔约方

大会第十五次会议《昆明宣言》中提出的, 加强生物多样性的可持续利用但同时也要满足人们的需求的目标相结合, 更好实现保护规划。

研究中主要考虑了保护区面积带来的成本, 将城市用地排除于规划范围外, 并提高了农田用地的规划成本, 是对燕山地区实际保护区规划经济效益与保护成本的简化 (图 3b)。在燕山地区未来的保护区规划或国家公园建设中, 可以以此结果为基础, 优化燕山地区规划成本的设置, 对具有不同保护需求的物种设置不同的保护目标, 综合生物多样性保护效益与经济效益, 更加准确地规划保护方案。

3.2 燕山地区的生境状况与保护建议

燕山地区的城市及农田造成了景观格局复杂程度增加, 相比于连续的森林生境, 湿地与草地生境的景观格局严重破碎化, 其中的生物多样性会受到严重威胁 (武晶等 2014)。一般认为, 破碎化的景观结构对生物多样性存在负面作用 (Forman 1995, 威仁海 2008), 但二者之间并非简单的线性关系 (Tews et al. 2004)。

景观异质性可以为动物提供更为多样的栖息地和食物, 满足其生存、繁衍和生态分化的需求, 因而对生境适应性较广的鸟类更为有利, 如本研究中的红隼与红脚隼等; 但对于分布生境单一的狭域物种, 生境破碎化会导致其基因交流受阻, 生存适合度下降, 因而存在严重的负面影响, 如本研究中的白枕鹤、青头潜鸭 (*Aythya baeri*) 等湿地鸟类。

燕山地区原有国家级自然保护区的主要保护目标为当地占比最大、分布最为连贯的森林生态系统 (表 1), 其对于褐头鸫、勺鸡 (*Pucrasia macrolopha*)、红胁绣眼鸟 (*Zosterops erythropleurus*) 和燕隼 (*Falco subbuteo*) 等森林生境中鸟类的保护力度较高, 而对于白枕鹤、黑鹳 (*Ciconia nigra*) 和青头潜鸭等湿地鸟类的保护力度不足。由于燕山地区湿地多为水库类型栖息地, 距离人口密集区近, 边缘效应显著 (Polak et al. 2013, 周睿等 2016, Khamcha et al. 2018), 保护程度低, 景观结构复杂, 湿

地中的国家重点保护鸟类受到巨大威胁。

在不同生境类型鸟类潜在分布区的模型构建中,与湖泊距离因素的贡献值均高于其他环境因子,说明燕山地区珍稀鸟类的核心分布区多临近湿地生境。本研究范围内除国家级自然保护区外,还有喇叭沟门国家级森林公园和云峰山、云蒙山等省级自然保护区等多种类型的森林生态系统保护地,而保护内陆湿地和水域生态系统的保护地仅有野鸭湖国家湿地公园。野鸭湖国家湿地公园位于官厅水库附近,鸟类多样性丰富,符合本研究中生物多样性热点区的预测。加强野鸭湖鸟类的保护力度,并增加保护湿地生境的保护区,可以提高燕山地区重点保护鸟类的保护效益。

2011 年我国划分了 35 个生物多样性优先区,从 2013 年开始构建并试点国家公园建设方案,目前正在试点或已经成立的 10 个国家公园均位于生物多样性保护优先区域内,但仅有 7 个生物多样性优先区内的受保护面积超过 30% (王伟等 2021)。保护比例较低的生物多样性保护优先区域多位于人口较多的中国东部大城市带,包括太行山、燕山区域。根据本研究结果,原有国家级自然保护区仅占规划后需要优先保护的生物多样性热点区域的 16.5%,研究中所分析的 40 种国家重点保护野生鸟类的潜在栖息地受保护比例很低,存在 2 038 km² 的保护空缺急需保护。

国家级自然保护区和国家公园选址时一般会优先选择人为干扰程度较低的区域进行规划,然而越来越多的研究表明,人口聚集区周边存在很多狭域分布物种的多样性热点区,人口密度的增长引起环境剧变的同时也会促进物种分化 (Fjeldsá 2007, Bax et al. 2019)。马莉等 (2021) 认为,以北京市现存保护区建设体系为基础,可以在北京开展燕山国家公园的建设。本研究支持燕山国家公园的建立。燕山地区需要以原有国家级自然保护区与本研究中规划的需要优先保护的生物多样性丰富的热点区域为基础,规划建设面积更大、保护效益更强

且保护生境更为全面的保护区。

对于生物多样性的保护,不应局限于保护原始且人为干扰少的区域免受人类过度开发的破坏,而应结合可持续发展的观念,在经济不断进步的同时实现发展与保护的“双赢”(Rodrigues et al. 2004, van Rensburg et al. 2004)。对于人类生活而言,在聚居区、大城市周边建设生物多样性保护区还会对人们生活福祉、经济状况和身心健康等多方面产生积极作用 (Naidoo et al. 2019)。协调经济可持续发展与整体生物多样性保护之间的关系是未来保护工作的重要目标,同时也是巨大挑战。未来中国还需要更多保护空缺调查与保护区规划的实践研究,以完善中国的生物多样性保护体系。

参 考 文 献

- Allnutt T F, Mcclanahan T R, Andréfouët S, et al. 2012. Comparison of marine spatial planning methods in Madagascar demonstrates value of alternative approaches. *PLoS One*, 7(2): 1–15.
- Bax V, Francesconi W. 2019. Conservation gaps and priorities in the tropical Andes biodiversity hotspot: implications for the expansion of protected areas. *Journal of Environmental Management*, 232: 387–396.
- Deng J, Wang K, Hong Y, et al. 2009. Spatio-temporal dynamics and evolution of land use change and landscape pattern in response to rapid urbanization. *Landscape and Urban Planning*, 92(3): 187–198.
- Fjeldsá J. 2007. The relationship between biodiversity and population centres: the high Andes region as an example. *Biodiversity and Conservation*, 16(10): 2739–2751.
- Forman R T T. 1995. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, 10(3): 133–142.
- Gaiarsa M P, Alencar L R, Valdujo P H, et al. 2015. Setting conservation priorities within monophyletic groups: an integrative approach. *Journal for Nature Conservation*, 24: 49–55.
- GBIF.org. 2021. GBIF Occurrence Download. [DB/OL]. [2021-11-20]. <https://doi.org/10.15468/dl.mwzjx8>.
- Herrando S, Weiserbs A, Quesada J, et al. 2012. Development of urban bird indicators using data from monitoring schemes in two

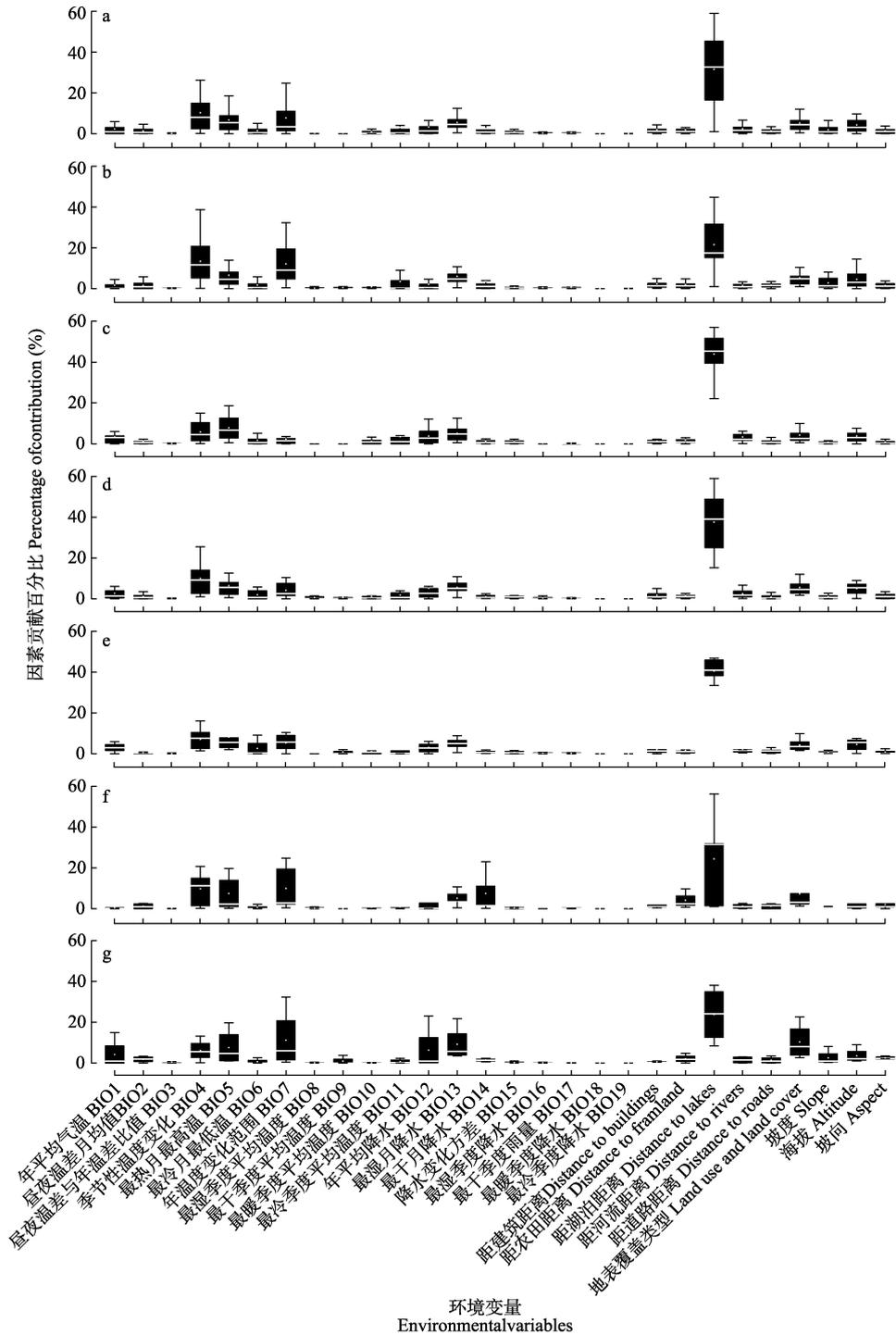
- large European cities. *Animal Biodiversity and Conservation*, 35(1): 141–150.
- Khamcha D, Corlett R T, Powell L A, et al. 2018. Road induced edge effects on a forest bird community in tropical Asia. *Avian Research*, 9(2): 123–135.
- Kramer-schadt S, Niedballa J, Pilgrim J D, et al. 2013. The importance of correcting for sampling bias in Maxent species distribution models. *Diversity and Distributions*, 19(11): 1366–1379.
- Lantz V, Martínez-Españeira R. 2008. Testing the environmental Kuznets curve hypothesis with bird populations as habitat-specific environmental indicators: evidence from Canada. *Conservation Biology*, 22(2): 428–438.
- Mohammadi A, Almasieh K, Nayeri D, et al. 2021. Identifying priority core habitats and corridors for effective conservation of brown bears in Iran. *Scientific Reports*, 11(1): 1044.
- Moilanen A, Wilson K, Possingham H. 2009. *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. New York: Oxford University Press, 185–195.
- Munro K G. 2006. Evaluating Marxan as a terrestrial conservation planning tool. Vancouver: University of British Columbia Graduate Thesis, 11–21.
- Naidoo R, Gerkey D, Hole D, et al. 2019. Evaluating the impacts of protected areas on human well-being across the developing world. *Science Advances*, 5(4): 1–7.
- Perzanowski K, Bleyhl B, Olech W, et al. 2020. Connectivity or isolation? Identifying reintroduction sites for multiple conservation objectives for wisents in Poland. *Animal Conservation*, 23(2): 212–221.
- Phillips S J, Anderson R, Schapire R. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3): 231–259.
- Phillips S J, Dudík M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(2): 161–175.
- Polak M, Wiacek J, Kucharczyk M, et al. 2013. The effect of road traffic on a breeding community of woodland birds. *European Journal of Forest Research*, 132(5): 931–941.
- Radosavljevic A, Anderson R P. 2014. Making better maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. *Journal of Biogeography*, 41(4): 629–643.
- Rodrigues A S L, Andelman S J, Bakarr M I, et al. 2004. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428(6983): 640–643.
- Tang J, Lu H, Xue Y, et al. 2021. Data-driven planning adjustments of the functional zoning of Houhe national nature reserve. *Global Ecology and Conservation*, 29: 1–10.
- Tews J, Brose U, Grimm V, et al. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31(1): 79–92.
- van Rensburg B J, Erasmus B F, van Jaarsveld A S, et al. 2004. Conservation during times of change: correlations between birds, climate and people in south Africa. *South African Journal of Science*, 100(5): 266–272.
- Xu H, Wang S, Xue D. 1999. Biodiversity conservation in China: legislation, plans and measures. *Biodiversity & Conservation*, 8(6): 819–837.
- Yesson C, Bedford F, Rogers A D, et al. 2017. The global distribution of deep-water Antipatharia habitat. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 145: 79–86.
- Yi Y, Cheng X, Yang Z, et al. 2016. Maxent modeling for predicting the potential distribution of endangered medicinal plant (*H. Riparia* Lour) in Yunnan, China. *Ecological Engineering*, 92: 260–269.
- Zhang X, Liu L, Chen X, et al. 2021. GLC_FCS30: global land-cover product with fine classification system at 30m using time-series Landsat imagery. *Earth System Science Data*, 13(6): 2753–2776.
- 白茜茜, 潘昭, 任国栋. 2018. 燕山-太行山区黑带食蚜蝇(双翅目: 食蚜蝇科)谱系地理学分析. *生态学杂志*, 37(1): 157–163.
- 柴博语. 2021. 燕山南北两侧气候差异性探究. *农业灾害研究*, 11(2): 87–89, 92.
- 陈龙, 刘春兰, 马明睿, 等. 2019. 太行山生物多样性保护优先区(北京区域)急需保护物种的空间分布、热点识别及保护成效评价. *生态与农村环境学报*, 35(4): 451–458.
- 郭雅儒, 王振鹏, 毛富玲, 等. 2011. 雾灵山自然保护区夏季鸟类多样性研究. *河北林业科技*, 179(4): 29–30.
- 黄越, 顾蓀芸, 阳文锐, 等. 2021. 如何在北京充分实现受胁鸟类栖息地保护? *生物多样性*, 29(3): 340–350.

- 姜雪娇, 李海蓉, 管磊, 等. 2014. 基于 MARXAN 模型的源的识别方法改进及应用. 科学技术与工程, 14(26): 309-315.
- 李立嘉, 田向玲, 刘馨, 等. 2018. 天津八仙山国家级自然保护区核心区鸟类和哺乳动物资源初探. 天津师范大学学报: 自然科学版, 38(2): 35-39.
- 李晓京. 2008. 北京山区森林鸟类多样性及其保护研究. 北京: 北京林业大学博士学位论文, 79-80.
- 马莉, 白冰, 祝晓倩, 等. 2021. 北京建立燕山国家公园可行性研究. 自然与文化遗产研究, 6(4): 74-80.
- 马星, 王浩, 余蔚, 等. 2021. 基于 MaxEnt 模型分析广东省鸟类多样性热点分布及保护空缺. 生物多样性, 29(8): 1097-1107.
- 彭涛. 2019. 国家公园选址的空间评价与规划研究. 杭州: 浙江大学硕士学位论文, 70-71.
- 威仁海. 2008. 生境破碎化对城市化地区生物多样性影响的研究. 上海: 华东师范大学博士学位论文, 51-64.
- 齐增湘, 徐卫华, 熊兴耀, 等. 2011. 基于 MAXENT 模型的秦岭山系黑熊潜在生境评价. 生物多样性, 19(3): 343-352, 398.
- 宋福春, 张香, 张文林, 等. 2005. 北京雾灵山自然保护区冬季鸟类物种多样性调查. 动物学杂志, 40(2): 50-54.
- 汤小明, 张德怀, 马志红, 等. 2016. 北京雾灵山自然保护区冬春季地面活动鸟兽红外相机初步调查. 动物学杂志, 51(5): 751-760.
- 王伟, 李俊生. 2021. 中国生物多样性就地保护成效与展望. 生物多样性, 29(2): 133-149.
- 王袁. 2014. 基于 MaxEnt 模型的神农架川金丝猴不同季节生境识别. 武汉: 华中农业大学硕士学位论文, 12-15.
- 闻丞, 顾垒, 王昊, 等. 2015. 基于最受关注濒危物种分布的国家级自然保护区空缺分析. 生物多样性, 23(5): 591-600.
- 武晶, 刘志民. 2014. 生境破碎化对生物多样性的影响研究综述. 生态学杂志, 33(7): 1946-1952.
- 熊明刚. 2018. 卧龙大熊猫生境破碎化评价及廊道构建研究. 成都: 成都理工大学硕士学位论文, 31-33.
- 徐佩, 王玉宽, 杨金凤, 等. 2013. 汶川地震灾区生物多样性热点地区分析. 生态学报, 33(3): 718-725.
- 岳建兵, 胡德夫, 王志臣. 2006. 北京云蒙山森林公园雀形目鸟类的组成和分布. 山西林业科技, (1): 19-22.
- 张荣祖. 1999. 中国动物地理. 北京: 科学出版社.
- 张颖, 李君, 林蔚, 等. 2011. 基于最大熵生态位元模型的入侵杂草春飞蓬在中国潜在分布区的预测. 应用生态学报, 22(11): 2970-2976.
- 张源笙, 蒋万杰, 蒋健, 等. 2017. 北京松山国家级自然保护区林下鸟类和兽类多样性动态监测. 野生动物学报, 38(3): 367-375.
- 赵广华, 田瑜, 唐志尧, 等. 2013. 中国国家级陆地自然保护区分布及其与人类活动和自然环境的关系. 生物多样性, 21(6): 658-665.
- 中国科学院生物多样性委员会. 2021. 中国生物物种名录: 2021 年度版. [EB/OL]. [2021-11-14]. http://www.sp2000.org.cn/browse/browse_taxa.
- 周海涛, 那晓东, 臧淑英, 等. 2016. 最大熵(Maxent)模型在物种栖息地研究中的应用. 环境科学与管理, 41(3): 149-151.
- 周睿, 钟林生, 刘家明, 等. 2016. 中国国家公园体系构建方法研究——以自然保护区为例. 资源科学, 38(4): 577-587.
- 周鑫. 2017. 京津冀地区森林生物多样性分布格局与自然保护区体系构建研究. 北京: 北京林业大学硕士学位论文, 52-55.

附录 1 模型构建所用环境变量详细信息与来源

Appendix 1 Description and source of the environment variables used in modeling

类型 Type	变量名 Name	变量信息 Description	单位 Unit	来源 Source	
气候变量 Climate Variables	BIO1	年平均气温 Annual mean temperature	℃	WorldClim, https://worldclim.com/current	
	BIO2	昼夜温差月均值 Mean diurnal range [Mean of monthly (max temp - min temp)]	℃		
	BIO3	昼夜温差与年温差比值 Isothermality (BIO2/BIO7) × 100	-		
	BIO4	季节性温度变化 Temperature seasonality (standard deviation × 100)	℃		
	BIO5	最热月最高温 Max temperature of warmest month	℃		
	BIO6	最冷月最低温 Min temperature of coldest month	℃		
	BIO7	年温度变化范围 Temperature annual range (BIO5 - BIO6)	℃		
	BIO8	最湿季度平均温度 Mean temperature of wettest quarter	℃		
	BIO9	最干季度平均温度 Mean temperature of driest quarter	℃		
	BIO10	最暖季度平均温度 Mean temperature of warmest quarter	℃		
	BIO11	最冷季度平均温度 Mean temperature of coldest quarter	℃		
	BIO12	年平均降水 Annual mean precipitation	mm		
	BIO13	最湿月降水 Precipitation of wettest month	mm		
	BIO14	最干月降水 Precipitation of driest month	mm		
	BIO15	降水变化方差 Precipitation seasonality (Coefficient of variation)	1		
	BIO16	最湿季度降水 Precipitation of wettest quarter	mm		
	BIO17	最干季度雨量 Precipitation of driest quarter	mm		
	BIO18	最暖季度降水 Precipitation of warmest quarter	mm		
	BIO19	最冷季度降水 Precipitation of coldest quarter	mm		
地形要素 Geography Variables	Altitude	海拔 Altitude	m	ASTER_GDEM_30M, https://earthexplorer.usgs.gov/	
	Aspect	坡向 Aspect			
	Slope	坡度 Slope			
植被要素 Land Cover Variables	LULC	植被利用类型 Land use and land cover	-	GLC_FCS30-2020, http://data.casearth.cn/sdo/detail/5d904b7a0887164a5c7fbfa0	
	Cropland	距农田距离 Distance to farmland	m		
	Lake	距湖泊距离 Distance to lakes	m		
距离要素 Distance Variables	River	距河流距离 Distance to rivers	m	River data, https://hydrosheds.org/page/hydrorivers	
	Road	距道路距离 Distance to roads	m		高德地图 Gaode Map
	Building	距建筑距离 Distance to buildings	m		GHSL, https://ghslsys.jrc.ec.europa.eu/download.php



附录 2 物种分布模型环境因子贡献值统计

Appendix 2 Statistic for the contribution of each variable in the species distribution modeling

a. 总体; b. 林地; c. 湿地; d. 农田; e. 草地; f. 灌丛; g. 裸地。

The percentage of contribution of each variable in the species distribution modeling for every studied species grouped by different habitat. a. Total;

b. Forest; c. Wetland; d. Farmland; e. Grassland; f. Shrub; g. Bareland.

附录 3 国家重点保护野生鸟类潜在分布区研究包括的具体鸟类名录及分析结果统计

Appendix 3 Species list for the national key protected birds included in the species distribution modeling, including result of modeling

物种 Species	保护等级 Protection class	数据量 Sample size	AUC 值 Area under the ROC curve	潜在分布面积 Potential distribution area (km ²)	原受保护比例 Percent of previous protected area (%)	规划后保护比例 Percent of protected area in Marxan result (%)
金雕 <i>Aquila chrysaetos</i>	I	40	0.98	2 392.11	0.54	34.40
青头潜鸭 <i>Aythya baeri</i>	I	16	0.98	265.41	0.00	36.45
黑鹳 <i>Ciconia nigra</i>	I	66	0.95	1 948.62	0.04	30.01
白枕鹤 <i>Grus vipio</i>	I	21	1.00	541.95	0.00	18.48
白尾海雕 <i>Haliaeetus albicilla</i>	I	44	0.97	1 031.67	0.00	33.69
大鸨 <i>Otis tarda</i>	I	22	0.99	880.13	0.00	31.91
苍鹰 <i>Accipiter gentilis</i>	II	74	0.93	1 979.44	1.30	36.29
日本松雀鹰 <i>A. gularis</i>	II	64	0.93	1 975.16	3.29	37.75
雀鹰 <i>A. nisus</i>	II	216	0.94	2 174.65	1.89	35.35
赤腹鹰 <i>A. soloensis</i>	II	31	0.95	2 557.35	0.90	30.00
鸳鸯 <i>Aix galericulata</i>	II	151	0.97	2 557.35	0.10	32.81
云雀 <i>Alauda arvensis</i>	II	93	0.96	1 093.32	0.00	28.43
鸿雁 <i>Anser cygnoides</i>	II	58	0.98	598.46	0.00	28.47
纵纹腹小鸮 <i>Athene noctua</i>	II	35	0.96	1 815.06	0.33	29.39
雕鸮 <i>Bubo bubo</i>	II	28	0.97	1 089.04	0.00	31.13
灰脸鵟鹰 <i>Butastur indicus</i>	II	60	0.95	1 506.84	2.05	35.34
大鵟 <i>Buteo hemilasius</i>	II	44	0.95	1 552.22	1.71	33.87
北朱雀 <i>Carpodacus roseus</i>	II	35	0.97	1 266.26	1.89	40.30
白尾鸫 <i>Circus cyaneus</i>	II	89	0.96	2 218.31	0.00	34.00
鹊鸲 <i>C. melanoleucos</i>	II	35	0.98	755.13	0.23	39.68
白腹鸫 <i>C. spilonotus</i>	II	56	0.97	1 353.59	0.00	35.99
小天鹅 <i>Cygnus columbianus</i>	II	47	0.98	1 005.99	0.00	30.55
大天鹅 <i>C. cygnus</i>	II	61	0.98	778.25	0.00	28.49
黑翅鸢 <i>Elanus caeruleus</i>	II	22	0.99	598.46	0.00	31.90
红脚隼 <i>Falco amurensis</i>	II	152	0.93	2 896.39	1.51	30.00
灰背隼 <i>F. columbarius</i>	II	27	0.98	785.95	0.00	38.13
游隼 <i>F. peregrinus</i>	II	92	0.96	1 217.46	0.35	30.03
燕隼 <i>F. subbuteo</i>	II	128	0.94	1 541.09	2.11	33.72
红隼 <i>F. tinnunculus</i>	II	277	0.93	2 615.57	0.88	31.16
灰鹤 <i>G. grus</i>	II	55	0.97	1 046.23	0.00	25.78
红喉歌鸲 <i>Luscinia calliope</i>	II	46	0.98	642.12	0.67	45.20
蓝喉歌鸲 <i>L. svecica</i>	II	34	0.98	873.28	0.00	30.00
斑头秋沙鸭 <i>Mergellus albellus</i>	II	89	0.97	874.14	0.10	28.40
黑鸢 <i>Milvus migrans</i>	II	72	0.97	1 999.99	1.20	34.80
红角鸮 <i>Otus sunia</i>	II	46	0.94	2 422.93	2.26	30.00
凤头蜂鹰 <i>Pernis ptilorhynchus</i>	II	75	0.97	1 186.64	0.65	41.41
白琵鹭 <i>Platalea leucorodia</i>	II	38	0.99	1 069.34	0.00	30.02
勺鸡 <i>Pucrasia macrolopha</i>	II	43	0.96	1 511.98	6.29	35.73
褐头鹇 <i>Turdus feae</i>	II	25	0.99	970.89	13.40	46.91
红胁绣眼鸟 <i>Zosterops erythropleurus</i>	II	36	0.96	971.74	2.64	46.87