

DOI: 10.20103/j.stxb.202503190627

朱玥, 李果, 赵彩云, 高晓奇, 罗遵兰, 孙光, 王平, 胡晓生, 肖文宏, 董文攀, 刘浩宇. 基于互补性的重点保护野生动植物优先保护区识别——以北京怀柔区为例. 生态学报, 2026, 46(4): 1892-1902.

Zhu Y, Li G, Zhao C Y, Gao X Q, Luo Z L, Sun G, Wang P, Hu X S, Xiao W H, Dong W P, Liu H Y. Identification of priority conservation areas for key protected wild animals and plants based on the principle of complementarity: a case study of Huairou District, Beijing. Acta Ecologica Sinica, 2026, 46(4): 1892-1902.

基于互补性的重点保护野生动植物优先保护区识别 ——以北京怀柔区为例

朱玥¹, 李果^{2,*}, 赵彩云², 高晓奇², 罗遵兰², 孙光², 王平³, 胡晓生³, 肖文宏⁴, 董文攀⁵, 刘浩宇⁶

1 北京市怀柔区生态环境局, 北京 101400

2 中国环境科学研究院, 北京 100012

3 中国地质调查局自然资源综合调查指挥中心, 北京 100055

4 中国科学院动物研究所, 北京 100101

5 北京林业大学生态与自然保护学院, 北京 100083

6 河北大学生命科学学院, 保定 071002

摘要: 国家与地方重点保护野生动植物及其栖息地是生物多样性保护的重要内容。为获取以提升重点保护物种保护率为目标的规划单元组合, 构建了一套基于物种组成互补性排序与概率抽样原理的优先保护区判别算法。并在优先保护区筛选过程中, 融合物种保护重要级加权处理与栖息地面积保护目标设定, 强调了对高保护重要级物种与局限分布物种的栖息地保护。以北京怀柔区为案例区, 针对该区域内 222 种国家/北京市重点保护野生动植物, 运用上述算法识别了重点保护物种保护率分别达到 80%、95% 和 100% 的优先保护区。这些优先保护区的面积占怀柔区全区面积的比例分别为 5.92%、9.10% 和 10.83%。通过优先保护区与生态保护红线范围的叠加分析, 发现怀柔区重点保护物种保护空缺主要分布在雁栖湖与怀柔水库周边区域, 以及怀九河上游地带。与基于热点区域的优先保护区识别方法相比, 本文方法选取的区域更具代表性和成本效益优势, 能有效支撑提升重点保护物种保护率的目标。但本文方法识别的优先保护单元具有离散的空间分布格局, 这体现了不同物种在空间分布上的差异性。鉴于此, 优先保护单元上的就地保护应同区域生态空间保护紧密结合, 在加强重点保护物种关键分布区管护的同时, 进一步减缓区域人类活动带来的干扰与保护压力。

关键词: 重点保护物种; 公里网格; 互补性排序算法; 优先保护区; 空间规划

Identification of priority conservation areas for key protected wild animals and plants based on the principle of complementarity: a case study of Huairou District, Beijing

ZHU Yue¹, LI Guo^{2,*}, ZHAO Caiyun², GAO Xiaochi², LUO Zunlan², SUN Guang², WANG Ping³, HU Xiaosheng³, XIAO Wenhong⁴, DONG Wenpan⁵, LIU Haoyu⁶

1 Beijing Huairou District Ecology and Environment Bureau, Beijing 101400, China

2 Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China

3 Natural Resources Comprehensive Survey Command Center, China Geological Survey, Beijing 100055, China

4 Institute of Zoology, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101, China

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(32471743); 中国环境科学研究院中央财政科技计划结余经费专项(2021-JY-26)

收稿日期: 2025-03-19; **网络出版日期:** 2025-11-13

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: ligu@caes.org.cn

5 School of Ecology and Nature Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China

6 College of Life Sciences, Hebei University, Baoding 071002, China

Abstract: Protecting national and provincial key protected species and their habitats is the crucial standpoint of biodiversity conservation in China. Efficient and accurate identification of priority conservation areas (PCAs) for these most deserving species facilitates the achievement of national and regional biodiversity conservation goals. This study proposes an algorithm that combines the sorting approach based on species compositional complementarity with probabilistic sampling to identify PCAs. To enhance protection for species with higher conservation value and narrow range, our algorithm incorporates weight scores based on the regional conservation category of each target species, as well as habitat area protection targets. We applied the algorithm to delineate PCAs in Huairou District, Beijing, aiming to attain protection rates of 80%, 95%, and 100% for 222 key protected species, the results showed that the PCAs exhibited a fragmented distribution pattern in the district, occupying 5.92%, 9.10% and 10.83% of the total study area to achieve the respective protection rate targets. By spatially overlaying the PCA maps with the ecological protection redline map. Conservation gaps were primarily located in the southern region, which represented a critical hotspot for key protected avian species. Compared to hotspot-based PCAs identification approach, our approach demonstrates greater cost-effectiveness in targeting key protected species. Given substantial interspecific variation in spatial distributions, the PCAs identified by our approach exhibit a discrete, patch-like distribution pattern. Site-based conservation should be integrated with regional ecological protection, ensuring effective conservation and management of key species with great importance, while concurrently mitigating impacts from human disturbances and habitat loss.

Key Words: key protected species; 1 km-grid; complementarity-based sorting algorithms; priority conservation areas; spatial planning

重点保护野生动植物对维持生态系统完整性及其功能具有独特且重要的作用,但通常面临较高的消失风险,是生物多样性保护的焦点对象^[1-2]。2021年,新版《国家重点保护野生动物名录》《国家重点保护野生植物名录》先后发布。全国多地多部门均制定了提升重点保护物种保护率相关的目标。《中国生物多样性保护战略与行动计划(2023—2030年)》提出到2030年国家重点保护陆生野生动物和陆生野生植物物种数保护率均达到80%左右。在省级生物多样性保护战略与行动计划中,如《北京市生物多样性保护规划(2021—2035年)》要求北京市国家重点保护野生动植物保护率至2025年达到95%、至2035年达到100%。各地对地方重点保护野生动植物及栖息地的保护要求也不断加强。为提升重点保护物种保护率,识别重点保护物种优先保护区并填补保护空缺至关重要。《昆明-蒙特利尔全球生物多样性框架》也强调了空间规划(行动目标1)及保护“对生物多样性特别重要的区域”(行动目标3)对实现2050年愿景的关键作用。

在生物多样性优先保护区规划中,互补性算法是应用最广泛的算法^[3],其理论基础源于 β 多样性的概念^[4]。由于实践应用中生物多样性保护往往面临成本约束,因此互补性成为优先区选址决策的重要考量。但在具体应用中,需针对研究设定的特定目标开展互补性评估。例如Zonation的算法通过评估特定分析单元未被纳入保护网络时物种分布的边际损失来辅助决策^[5];而C-Plan的算法则是评估特定分析单元未被纳入保护网络时整体保护目标(如物种栖息地面积保护目标)的实现难度增加情况^[6]。然而,就提升重点保护物种保护率这一核心目标而言,回归互补性算法的原始要义,即根据区域间物种组成差异性进行优先区选址优化,如利用基于互补子集原理的排序算法(国内有研究者也称之为Dobson算法,本文简称为互补性排序算法),具有更明确且重要的实践意义。

互补性排序算法根据分析单元的物种丰富度及其包含多少已选取的分析单元所不包含的物种来筛选优先保护区^[7-9]。受可获取的物种分布信息限制,此前的研究通常以行政单元^[9-11]或较低空间分辨率的等面积网格(如全球尺度的1110 km×1110 km网格、国家尺度的50 km×50 km网格)^[3,12-13]为分析单元。以行政

单元进行分析,物种信息通常容易获得,但未考虑行政单元之间面积差异对分析结果产生的影响^[9]。以等面积网格进行分析则避免了面积差异带来的影响。但使用空间分布率较低的单元网格,虽然具有可不进行空间整合或仅需要极少的整合就能满足维持物种有生存力种群(a Viable Population)的优点,可由于未考虑单元网格内部物种分布的空间差异,不能准确识别需要保护的具体区域,存在效率较低的问题^[14]。并且分析单元过大也限制了该方法在区域与次区域尺度上的应用。

随着更多生物多样性数据的获取与物种分布模型的发展,利用较高空间分辨率的等面积网格物种分布数据进行优先保护区识别成为主流^[3]。但随着数据空间分辨率提高,直接使用传统算法可能出现如下问题:(1)保护单元面积较小,只识别与保护目标物种的一个或少数几个分布单元不利于该物种种群的长期维持,特别是区域内的小种群或局限分布的物种;(2)多个单元网格物种丰富度相同的情况发生率较高,难以直接通过比较物种丰富度高低来选出需要优先保护的单元网格。此外,传统方法对所有物种一视同仁,未考虑对研究区内保护紧迫性较高的物种的优先保护。因此,本文设定了局限分布物种分布区 100% 保护的目标,在物种组成互补性排序的基础上结合概率抽样,构建基于物种保护重要值的重点保护物种优先保护区识别方法,并结合北京怀柔区生物多样性调查结果进行示范应用。

1 研究方法

1.1 优先保护区识别方法

传统的互补性排序算法的具体过程为:首先选出物种保护重要值(如物种丰富度)最高的单元网格,将该单元网格内包含的所有物种排除后再根据剩余物种重新计算单元网格的重要值并排序,再次选出重要值最高的单元网格并排除其包含的物种,反复进行前述步骤直至所有列出的物种都被排除。为解决前述问题,本文对算法进行了如下调整:

为加强对保护紧迫性高的物种的集中分布地的优先保护,本文按物种的保护重要级对物种进行赋权,并按公式(1)计算单元网格内所有物种累计的保护重要值(IV)。

$$IV = \sum_{i=1}^N W_i \quad (1)$$

式中, N 为单元网格内的物种数, W_i 为第 i 个物种的权重值。设定类别权重最简便的方法是采用“等步长(Equal steps)”法^[15]。如按保护重要级由高到低设置为:一级=7,二级=5,三级=3,四级=1。这种方法反映了各类别在本质上是根据保护紧迫性划分的序数等级,并通过将步长设定为 2,强调了高等级物种的保护紧迫性。

单元网格按 IV 值由高到低排列,选出 IV 值最高的单元网格。当有 m 个单元网格的 IV 值相同时,则从这些等值单元网格中随机抽取 k 个网格。可选择的组合数有 $C_m^k = \frac{m!}{k!(m-k)!}$ 种。取 $k = \lceil \frac{m}{2} \rceil$ 。这时能获得的可选组合数最多,为后续执行多次运算奠定基础。

网格选出后,若无物种达到排除条件,则继续按当前的 IV 值选取 IV 值次高的单元网格。当有物种达到排除条件时,则将该物种排除,并根据剩余物种计算剩余网格的 IV 值,然后按前述规则继续选取单元网格。反复进行前述步骤直至达到重点保护物种保护率的物种数被排除。

IUCN 红色名录标准 D2^[16] 提出将物种种群占有面积 $< 20 \text{ km}^2$ 作为判断植物、动物等是否易受人类活动影响,并可能在极短时间成为极危,甚至灭绝的评估标准。为加强对局限分布物种的保护,本文参考该标准,将 20 km^2 作为物种保护的面积底限,即物种栖息地保护目标,并将物种排除条件设定为:(1)对于分布面积 $< 20 \text{ km}^2$ 的物种,则保护该物种全部分布区。即当局限分布物种的分布网格都被选出时,该物种被排除。(2)对于分布面积 $\geq 20 \text{ km}^2$ 的物种,则该物种分布区纳入优先保护区的面积不低于 20 km^2 。即在选出的单元网格中,非局限分布物种的分布面积累计达到 20 km^2 时,该物种被排除。

需要注意的是,互补性是一种动态的交互关系,即某个单元网格对保护目标体系的潜在贡献是变化

的^[17]。随着其他单元网格被选入保护网络,该未选网格中部分或全部物种的保护目标可能已得到部分或完全实现。由于单次随机抽取的结果具有不确定性,因此,本文执行 1000 次运算,求得各单元网格在 1000 次运算中被选中的次数,即该单元网格的优先保护系数(C_p)。物种组成独特、互补性高的单元网格将获得较高的 C_p 值;而在物种组成相似性高的单元网格中加权物种丰富度较高的将获得较高的 C_p 值。

按单元网格的 C_p 值由高到低选取优先保护单元。本文将满足栖息地保护目标的物种种数占比达到重点保护物种保护率时选出的单元网格作为优先保护单元。

1.2 案例应用

1.2.1 研究区概况

怀柔区位于北京市东北部,北依燕山山脉,南偎华北平原,是首都北部重点生态屏障和水源保护区,也是北京市生物多样性保护的关键区域。总面积为 2123 km²,山区面积约占总面积的 89%。全区生态保护红线面积约 942 km²,约占总面积的 44%。北部的喇叭沟门—帽山区域位于我国暖温带与寒温带交接处,保存着北京面积最大的一片原始次生林。

1.2.2 目标物种

根据怀柔区生态环境局组织的生物多样性本底调查结果,2019—2024 年怀柔区野外观测记录到国家一级保护野生动植物 14 种、国家二级保护野生动植物 60 种、北京市重点保护野生动植物 148 种(图 1)。

1.2.3 物种分布区预测

对于分布点位数 ≥ 5 的物种,利用 MaxEnt 模型^[18],结合气候(19 个生物气候因子)、地形地貌(海拔、坡度、距离水体距离)、地表覆盖状况(生态系统类型、植被覆盖度)、人为干扰(距离道路距离、距离居民地距离)共 4 类 26 个环境变量,对物种分布区进行预测。为降低环境变量多重共线性的影响,剔除相关性较高(Pearson 相关系数 $|r| > 0.7$) 的环境变量。最终模型中采用的环境变量包括: Bio3(等温性)、Bio5(最暖月最高温)、Bio14(最干月降水量)、坡度、距离水体距离、生态系统类型、植被覆盖度、距离道路距离、距离居民地距离。设置模型重复运算次数为 10 次,取 10 次模拟结果的平均值作为最终模拟结果。利用受试者工作特征(the Receiver Operating Characteristic, ROC) 曲线下方面积(the Area Under the Curve, AUC)^[19] 和真实技巧统计值(true skill statistic, TSS)^[20] 来评价模型的有效性。当 AUC 值大于 0.7^[21]、TSS 值大于 0.5 时^[22] 表示模拟效果可接受。利用灵敏度-特异度和最大化方法(Sensitivity-Specificity Sum Maximization Approach)^[23—24] 确定划分物种分布区的阈值。对于分布点位数 < 5 的物种与模型模拟效果较差的物种,则根据其分布记录点位,直接绘制物种空间分布网格图。1 km² 通常为保护区最小面积^[25],因此本文单元网格的大小设定为 1 km \times 1 km。

物种分布数据以 2019—2024 年在怀柔区开展的野外调查获取的数据为主——调查方法参考生态环境部《县域生物多样性调查与评估技术规定》——并补充中国观鸟记录中心(<http://www.birdreport.cn>) 2019—2024 年怀柔区的鸟类记录。生物气候因子(1970—2000 年均值)数据下载自 WorldClim (<http://worldclim.org>)。本文选用 WorldClim 数据,因其在物种分布模拟研究中被广泛应用,并反映长期平均气候条件。ASTER GDEM 数据下载自地理空间数据云(<http://www.gscloud.cn>)。水系、居民地、交通数据下载自全国地理信息资源目录服务系统(<http://www.webmap.cn>)。基于美国陆地卫星 Landsat 8/9 影像数据([| 物种类群 | 国家一级保护 | 国家二级保护 | 北京市重点保护 |
|----------------|--------|--------|---------|
| 植物 Plants | 0 | 0 | 30 |
| 哺乳类 Mammals | 0 | 0 | 10 |
| 鸟类 Birds | 14 | 60 | 148 |
| 爬行类 Reptiles | 0 | 0 | 10 |
| 两栖类 Amphibians | 0 | 0 | 10 |
| 鱼类 Fishes | 0 | 0 | 10 |
| 昆虫 Insects | 0 | 0 | 10 |](https://</p>
</div>
<div data-bbox=)

图 1 怀柔区重点保护物种组成与数量

Fig.1 Composition and species number of key protected species in Huairou District

earthexplorer.usgs.gov), 按照《全国生态状况调查评估技术规范—生态系统遥感解译与野外核查》(HJ 1166—2021) 进行遥感数据解译并得到 2022 年怀柔区生态系统类型空间分布数据(分辨率 30 m×30 m), 使用地面调查数据开展分类模型的训练和验证。30 m 年最大归一化植被指数数据(分辨率 30 m×30 m) 下载自国家生态科学数据中心(<https://www.nesdc.org.cn>)。采用像元二分法计算植被覆盖度。环境变量数据空间分辨率均重采样为 1 km×1 km。

1.2.4 物种保护重要级分级

本文从物种的濒危程度(C_1)、物种价值(C_v)和受干扰强度(C_d)三个方面设置评估指标(表 1), 结合实地调查结果, 运用公式(2)—(3)计算重点保护野生动植物的综合评价价值(C_s), 并评估物种在研究区内的保护重要级。

表 1 怀柔区重点保护物种重要级评估指标与赋值标准

Table 1 The criteria and indicators for assessing the conservation categories of key protected species in Huairou District

指标 Indicators	分指标 Sub-indicator	分级 Categories	得分 Scores
物种濒危程度 Endangered level of species	区域内稀有程度	在研究区内分布点极少, 仅调查到 1—2 个分布点	5
		在研究区内分布点少, 仅调查到 3—5 个分布点	4
		在研究区内分布点较少, 仅调查到 6—15 个分布点	3
		在研究区内分布点较多, 调查到 16—30 个分布点	2
		在研究区内分布点多, 调查到 30 个以上分布点	1
	国内濒危程度: 中国生物多样性红色名录等级	极危	5
		濒危	4
		易危	3
		近危	2
		数据缺乏 无危	1 0
物种价值 Value of species	保护价值: 特有性	华北地区特有	3
		中国特有	2
		非中国特有	1
	保护价值: 保护等级	国家一级保护	3
		国家二级保护	2
		北京市重点保护	1
		经济价值: 利用价值	重要的用材树种、绿化观赏或药用植物; 按照《陆生野生动物基准价值标准目录》, 基准价值>3000 元的动物; 有经济价值, 没有人工养殖或难养殖的鱼类
较好的用材树种、绿化观赏或药用植物; 按照《陆生野生动物基准价值标准目录》, 基准价值 300—3000 元的动物; 有经济价值, 有人工养殖的鱼类	2		
无特殊经济用途的植物; 按照《陆生野生动物基准价值标准目录》, 基准价值<300 元的动物; 无特殊经济用途的鱼类	1		
物种受干扰强度 Degree of disturbance to species	100%—物种保护效率	≥75%	5
		50%—75%	4
		25%—50%	3
		10%—25%	2
		<10%	1

指标值计算公式^[26]:

$$C = \sum_{i=1}^n X_i / \sum_{i=1}^n X_{Max,i} \quad (2)$$

物种综合评价价值(C_s)计算公式:

$$C_s = 0.6C_i + 0.2C_v + 0.2C_d \quad (3)$$

式中, n 为指标内分指标的个数, X_i 为目标物种第 i 个分指标的分值, $X_{\max,i}$ 为第 i 个分指标的最大值。指标权重采用优序图方法确定。物种 C_s 值越大, 其在研究区内的保护重要级越高。本文按 C_s 值由高到低, 划分四个等级: C_s 值 > 0.7 为区域一级保护; $0.5 < C_s$ 值 ≤ 0.7 为区域二级保护; $0.3 < C_s$ 值 ≤ 0.5 为区域三级保护; C_s 值 ≤ 0.3 为区域四级保护。

本文将物种分布区图与生态保护红线范围进行叠加, 以生态保护红线内的物种分布区面积占其分布区总面积的比例作为该物种在研究区内的保护效率^[27]。

1.2.5 优先保护区识别

利用本文构建的算法与热点区域法两种方法识别怀柔区重点保护野生动植物优先保护区。

热点区域法基于重点保护物种总丰富度, 并按区域总面积 5%^[28-30] 原则筛选出具有高物种丰富度的优先保护区。

1.2.6 保护空缺分析

将生态保护红线图层与优先保护区图层进行叠加, 识别出未被生态保护红线覆盖的优先保护单元部分, 并将其作为保护空缺。

2 结果与分析

2.1 目标物种保护效率与优先保护等级

根据 222 个目标物种的评估结果, 怀柔区高等植物平均保护效率为 $(84.90 \pm 22.93)\%$, 哺乳类平均保护效率为 $(83.36 \pm 11.64)\%$, 鸟类平均保护效率为 $(36.42 \pm 27.79)\%$, 爬行类平均保护效率为 $(57.04 \pm 23.14)\%$, 两栖类(仅 1 个重点保护物种)保护效率为 50.00%, 鱼类平均保护效率为 $(30.52 \pm 17.26)\%$, 昆虫平均保护效率为 $(76.81 \pm 40.16)\%$ 。保护效率超过 95% 的物种数占比为 18.92%; 保护效率不足 50% 的物种数占比达到 55.41%, 其中, 有 14 种鸟类(如白头鹤(*Grus monacha*)、白枕鹤(*Grus vipio*)、震旦鸦雀(*Paradoxornis heudei*)等)和 1 种植物(柘(*Maclura tricuspidata*))的分布区未被生态保护红线覆盖。怀柔区重点保护野生动植物的保护效率有待提升。

目标物种的综合评价在 0.229—0.896 之间。区域一级保护物种有 19 种, 占 8.55%, 该类型中绝大部分种类为《中国生物多样性红色名录》受威胁物种, 具有较高的物种价值系数, 其中有 15 个物种在研究区内记录到的分布点数量不足 5 个, 13 个物种保护效率低于 50%; 区域二级保护物种有 71 种, 占 31.98%, 该类型物种具有较高的物种价值系数, 其中有 22 个物种为受威胁物种, 32 个物种在研究区内的分布点数不足 5 个, 40 个物种保护效率低于 50%; 区域三级保护物种有 124 种, 占 55.86%, 该类型中绝大部分种类为近危物种, 具有中等的物种价值系数, 其中有 22 个物种在研究区内的分布点数不足 5 个, 72 个物种保护效率低于 50%; 区域四级保护物种有 8 种, 占 3.6%, 该类型物种均为无危物种, 具有中等的物种价值系数, 在研究区内分布广泛, 物种保护效率均超过 50%。

2.2 优先保护区域与保护空缺

怀柔区重点保护物种热点区域位于东南部怀柔水库、雁栖湖等湿地及其周边区域, 其空间分布格局受重点保护鸟类丰富度空间分布的重要影响; 而重点保护植物与哺乳类丰富度高值区均位于怀柔区北部和中部山区, 重点保护爬行类丰富度高值区主要位于中部山区, 重点保护鱼类丰富度高值区出现在怀九河、怀沙河部分河段, 重点保护两栖类和昆虫的分布较为分散(图 2)。

80% 保护水平优先区面积占研究区总面积的 5.92%, 95% 保护水平优先区面积占比为 9.10%, 100% 保护水平优先区面积占比为 10.83%。优先保护单元主要分布在怀柔区北部喇叭沟门自然保护区、温栅子—老朝阳、东石门—项栅子, 中部黑坨山—云蒙山区域以及琉璃庙河、白河沿线, 南部怀柔水库和雁栖湖及周边区域以及怀九河、怀沙河沿线(图 3)。

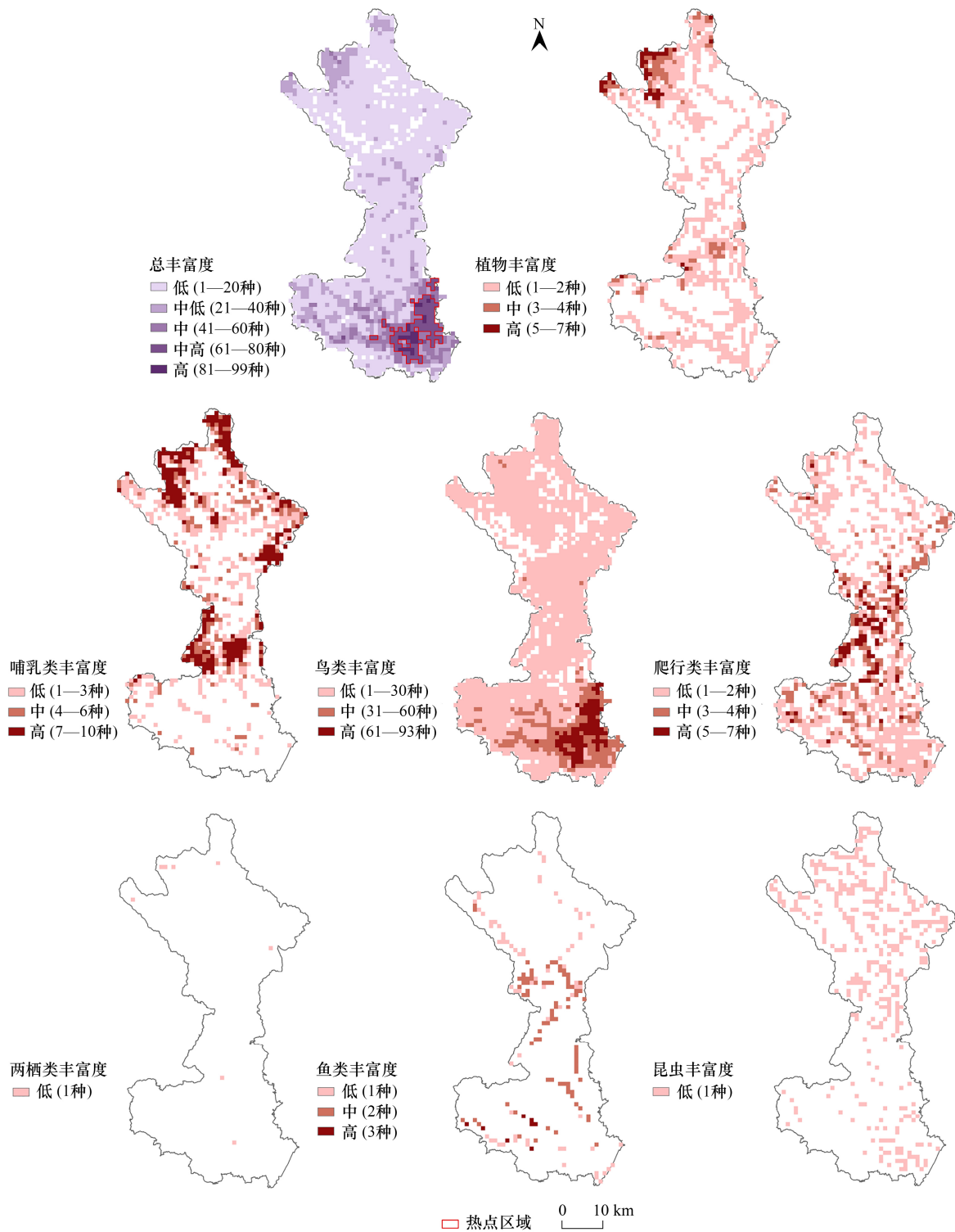


图2 怀柔区重点保护物种丰富度空间分布格局

Fig.2 Species richness patterns of key protected species in Huairou District

保护空缺主要分布在怀柔区南部怀柔水库周边区域、雁栖湖及其周边区域，以及怀九河上游区域。在80%保护水平优先区中，保护空缺总面积占比约53.02%；保护空缺中森林、灌丛、草地、湿地、农田、城镇生态系统面积占比分别为31.34%、2.53%、20.22%、2.70%、15.07%和27.92%。在95%保护水平优先区中，保护空

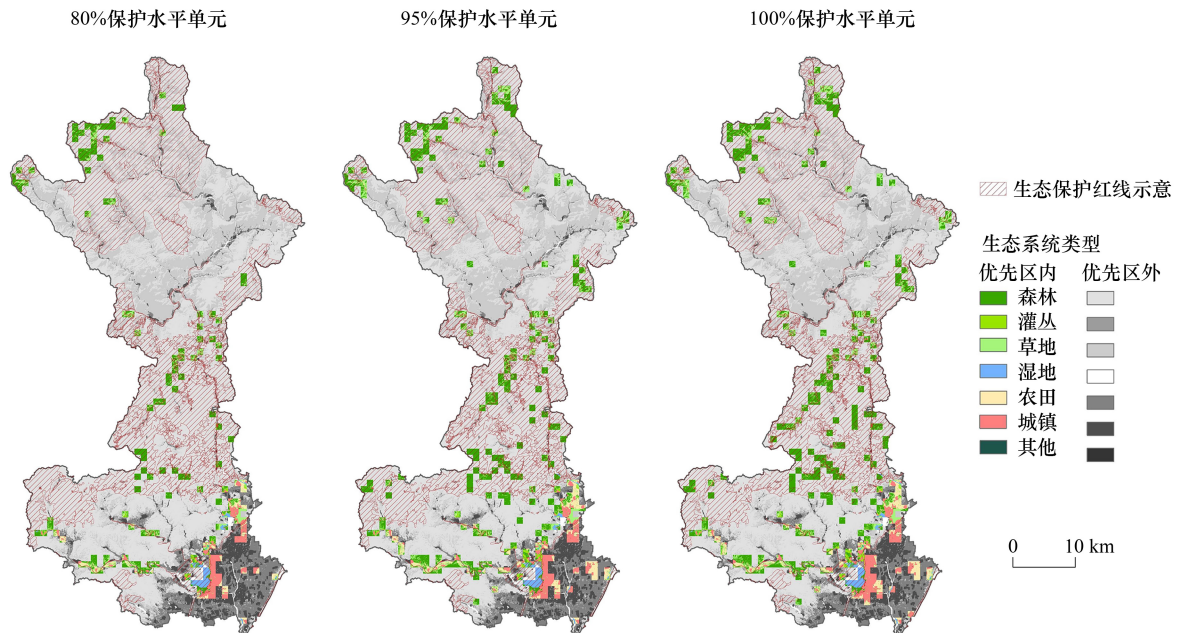


图3 怀柔区重点保护物种优先保护区与保护空缺

Fig.3 Priority conservation areas and conservation gaps for key protected species in Huairou District

缺总面积占比约 56.13%；保护空缺中森林、灌丛、草地、湿地、农田、城镇生态系统面积占比分别为 37.61%、2.68%、20.90%、1.95%、16.65%和 20.04%。在 100%保护水平优先区中，保护空缺总面积占比约 53.33%；保护空缺中森林、灌丛、草地、湿地、农田、城镇生态系统面积占比分别为 38.05%、2.42%、20.73%、1.82%、15.90%和 20.90% (图 3)。

3 讨论

物种丰富程度与互补性是筛选生物多样性优先保护区的两个重要量化维度^[4,28-29]。热点区域法识别的优先保护区分布集中,并形成较大的保护斑块(图 2),而互补性排序算法得到的优先保护单元在空间上分布相对分散,斑块面积小(图 3)。基于岛屿生物地理学理论的“大而少”原则认为单个大生境斑块(SL)比总面积相同的多个小斑块(SS)具有更高的多样性(SL>SS)^[31]。这一原则深刻地影响了大多数生物多样性保护政策制定与保护规划——优先保护面积大、连通性高的区域,而对保护离散的小型栖息地斑块则持相对模糊的态度。然而许多研究发现 SL 与 SS 之间没有显著差异(SS=SL),或证明了相反的模式(SS>SL)^[32-34],即“大而少或小而多”(Single large or several small, SLOSS)争论。相较于少量大型斑块,多个小型斑块通常能维持更多特化种,并为需要重点保护的濒危物种提供关键栖息地^[35]。不同类群重点保护物种的分布区在空间上重叠有限(图 2)。互补性排序算法的结果反映了物种在空间分布上的这种差异性。这些识别出的离散、小型斑块在物种保护与保护网络优化设计方面具有显著潜力^[36-39],特别是在人类活动持续加剧栖息地丧失与破碎化的背景下。小型斑块具有单位面积物种承载效率高、对 β -多样性贡献显著以及分散风险等优势^[33,35]。而仅保护高物种丰富度区域,将会遗漏一些物种,制约生物多样性保护的力度。如热点区域法识别的保护优先区仅集中分布在怀柔区南部。由于怀柔区重点保护物种丰富度受鸟类丰富度主导,导致热点区域法划定的保护优先区对除鸟类外的其他生物类群保护不足。因此,有必要结合互补性排序算法,补充保护具有独特物种分布的小型斑块,形成互补性保护格局,从而全面提升区域重点保护物种保护水平。

需要指出的是,不同物种对最小斑块面积的需求具有差异,而生物最小面积需求(Minimum Area Requirements, MAR)是保护规划需要考虑的重要方面^[40-41]。栖息地丧失与破碎化是导致物种丧失的主要驱

动因素^[42]。且栖息地丧失还调控并诱导了生物多样性对生境破碎化的单峰响应^[43]。为切实保障研究区域内物种的长期存续,需要尽可能地保障物种栖息地的面积规模。尽管基于物种分布模型的空间规划方法能够有效整合物种分布信息,但却无法确定筛选出的区域足够维持物种有生存力的种群^[3]。特别是在使用公里网格尺度的数据时,由于分析单元面积有限,如按传统算法对于单个物种仅筛选出一个或少量优先保护单元将难以维持其在研究区内的长期存续。为此,本文在算法中引入了“物种栖息地保护目标”参数。该参数的设置意义是在保护优先区中为特定物种保存达到目标数量的栖息地面积。由于本算法既考虑了物种组成上的互补,也考虑了对物种栖息地面积的保护,因此单元网格保护重要值(IV)不只体现单元网格在提升重点保护物种保护率上的贡献,也反映了该单元网格在物种栖息地保护目标实现上的重要性。

而物种栖息地保护目标的科学设定需要结合保护对象的 MAR 以及保护成本投入(如面积)等信息,并尽量提高哺乳类、鸟类等高 MAR 物种的保护面积。MAR 受到生物类群、体型大小、营养级等影响^[44-45],可通过种群生存力分析(Population Viability Analysis)等方法进行估算。物种分布模型与种群生存力分析相结合的方式也有助于优化优先区识别结果^[46]。但这需要对所关注的目标物种种群动态、家域范围等进行长期生态观测以获取科学的分析数据。受数据可获得性限制,本文在评估过程中没有针对各个物种设定栖息地保护目标,而是参考 IUCN 红色名录标准 D2,从加强局限分布物种保护的角度,将各物种栖息地保护目标统一设定为 20 km²。这个阈值基于物种保护的面积底限,很可能导致最终得到的优先区范围小于一些高 MAR 物种的实际保护需求。

利用互补性排序算法识别重点物种优先保护区在本质上寻求的是识别研究区域内对重点物种保护具有重要意义的关键点位。然而,该算法未纳入如土地使用、管理费用和社会经济影响等经济成本考量。因此,与其他仅依赖生物多样性信息的分析方法一样,本研究算法所识别的优先保护区并不能直接作为保护干预措施的实施区域——此类优先保护区内的管理行动应首先侧重于监测与预警^[47]。特别是由于此类优先保护区所隐含的重点物种保护率目标(如达到 80%、95%、100%覆盖率),使得各个优先保护单元成为监测与预警中不可替代的关键点位。此外,受物种分布模型固有局限性的影响,输出结果存在不同程度的误报(False Positive)与错报(False Negative),造成筛选出的优先保护区中并不一定包含设定的目标物种,这也需要通过后续实地调查进一步验证^[48]。

在重点保护物种关键分布点位上实施的就地保护(Site-based conservation)也需同区域生态空间保护相结合,以切实减缓生物多样性下降驱动因素的影响^[49]。生态保护红线是我国实施生态空间保护的创新模式,扩大了对具有重要生物多样性维护功能区域的覆盖,有助于实现对自然保护区外分布的物种及其栖息地的大规模保护^[50]。如怀柔区生态保护红线覆盖了全区 100%的国家重点保护野生植物、86.57%的国家重点保护野生动物、96.77%的北京市重点保护野生植物、94.87%的北京市重点保护野生动物。通过生态保护红线与优先保护区的叠加分析,识别出红线内的优先保护区、红线内的非优先保护区、红线外的保护空缺区三类区域(图 3),有助于指导区域分类保护与管理。如:尽可能将红线内的优先保护区纳入保护地管理范围;加强其他生态保护红线区特别是优先区周围区域的生态保护修复,加强重点保护物种生境管护,建设阻隔人为活动干扰的缓冲带;因地制宜加强保护空缺区生态友好型建设,如城市和农田周边林地的保留与恢复,建设生物多样性友好的社区花园等;以及探索其他基于区域的有效保护措施(OECMs)实践。

4 结语

重点保护物种是区域生物多样性保护的关键对象。生物多样性本底调查为掌握区域内重点保护物种保护状况、优化就地保护规划奠定了基础。为提高区域重点保护物种保护率,获得更具成本效益的重点保护物种保护规划单元组合,本文构建了基于物种组成互补性排序与概率抽样的优先保护区判识算法。该算法有效解决了传统算法中因多个单元网格保护重要值评分相同而产生的选址决策难题,并通过物种权重系数设定,实现了对区域内高保护等级物种的优先保护,通过物种栖息地保护目标设置,确保了优先保护区内各物

种栖息地面积达到一定规模。基于物种组成互补性筛选的优先保护单元往往呈现空间离散分布特征,但应充分重视离散的小型斑块对维持重点保护物种的重要贡献。建议采取“点状保护与区域生态空间保护相结合”的策略,在加强重点物种关键分布区保护的同时,系统性减缓人类活动干扰与栖息地丧失的影响。在识别重点物种保护关键点位的基础上,需进一步开展生态连通性评估与社会经济成本效益分析,从而为保护网络优化及 OECMs 的实施提供更科学可行的选址依据。

参考文献 (References):

- [1] Lyons K G, Brigham C A, Traut B H, Schwartz M W. Rare species and ecosystem functioning. *Conservation Biology*, 2005, 19(4): 1019-1024.
- [2] Mouillot D, Bellwood D R, Baraloto C, Chave J, Galzin R, Harmelin-Vivien M, Kulbicki M, Lavergne S, Lavorel S, Mouquet N, Timothy Paine C E, Renaud J, Thuiller W. Rare species support vulnerable functions in high-diversity ecosystems. *PLoS Biology*, 2013, 11(5): e1001569.
- [3] Plumptre A, Hayes J, Baisero D, Rose R, Holness S, von Staden L, Smith R J. Strengths and complementarity of systematic conservation planning and Key Biodiversity Area approaches for spatial planning. *Conservation Biology*, 2025, 39(2): e14400.
- [4] Kukkala A S, Moilanen A. Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 2013, 88(2): 443-464.
- [5] Moilanen A, Kohonen I, Lehtinen P, Kivistö I, Jalkanen J, Virtanen E, Kujala H. Zonation 5 v2.0 user manual. [2025-05-22]. <https://zonationteam.github.io/Zonation5>.
- [6] Pressey R L, Watts M E, Barrett T W, Ridges M J. The C-plan conservation planning system: origins, applications, and possible futures//*Spatial Conservation Prioritization*. Oxford: Oxford University Press, 2009: 211-234.
- [7] Vane-Wright R I, Humphries C J, Williams P H. What to protect —Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation*, 1991, 55(3): 235-254.
- [8] Pressey R L, Possingham H P, Margules C R. Optimality in reserve selection algorithms: When does it matter and how much *Biological Conservation*, 1996, 76(3): 259-267.
- [9] Dobson A P, Rodriguez J P, Roberts W M, Wilcove D S. Geographic distribution of endangered species in the United States. *Science*, 1997, 275(5299): 550-553.
- [10] Yang F L, Hu J M, Wu R D. Combining endangered plants and animals as surrogates to identify priority conservation areas in Yunnan, China. *Scientific Reports*, 2016, 6: 30753.
- [11] 陈阳, 陈安平, 方精云. 中国濒危鱼类、两栖爬行类和哺乳类的地理分布格局与优先保护区——基于《中国濒危动物红皮书》的分析. *生物多样性*, 2002, 10(4): 359-368.
- [12] Shrestha N, Wang Z H. Selecting priority areas for systematic conservation of Chinese *Rhododendron*: hotspot versus complementarity approaches. *Biodiversity and Conservation*, 2018, 27(14): 3759-3775.
- [13] 戴文昱, 吴朝宁, 李思青, 任翌成, 王结臣. 基于 Dobson 算法的中国受威胁陆栖哺乳类优先保护识别与保护现状分析. *生态学报*, 2023, 43(21): 9038-9047.
- [14] Pressey R L, Humphries C J, Margules C R, Vane-Wright R I, Williams P H. Beyond opportunism: Key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology & Evolution*, 1993, 8(4): 124-128.
- [15] Butchart S H M, Akçakaya H R, Berryman A J, Brooks T M, Burfield I J, Chanson J, Dias M P, Donaldson J S, Hermes C, Hilton-Taylor C, Hoffmann M, Luedtke J A, Martin R, McDougall A, Neam K, Polidoro B, Raimondo D, Rodrigues A S L, Rondinini C, Rutherford C, Scott T, Simkins A T, Stuart S N, Vine J. Measuring trends in extinction risk: a review of two decades of development and application of the red list index. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 2025, 380(1917): 20230206.
- [16] IUCN. Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012.
- [17] Margules C R, Pressey R L. Systematic conservation planning. *Nature*, 2000, 405(6783): 243-253.
- [18] Phillips S J, Anderson R P, Schapire R E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 2006, 190(3/4): 231-259.
- [19] Phillips S J, Dudík M. Modeling of species distributions with maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 2008, 31(2): 161-175.
- [20] Allouche O, Tsoar A, Kadmon R. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 2006, 43(6): 1223-1232.
- [21] Swets J A. Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science*, 1988, 240(4857): 1285-1293.
- [22] Landis J R, Koch G G. The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, 1977, 33(1): 159-174.
- [23] Cantor S B, Sun C C, Tortolero-Luna G, Richards-Kortum R, Follen M. A comparison of C/B ratios from studies using receiver operating characteristic curve analysis. *Journal of Clinical Epidemiology*, 1999, 52(9): 885-892.
- [24] Manel S, Williams H C, Ormerod S J. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied Ecology*, 2001, 38(5): 921-931.

- [25] Diao Y X, Wang J J, Yang F L, Wu W, Zhou J, Wu R D. Identifying optimized on-the-ground priority areas for species conservation in a global biodiversity hotspot. *Journal of Environmental Management*, 2021, 290: 112630.
- [26] 周训康, 杜凡, 周幸, 徐梦蔚, 何程程, 原日强, 石明. 文山州重点保护野生植物地理分布及优先保护等级. *植物研究*, 2024, 44(2): 210-219.
- [27] Spiliopoulou K, Brooks T M, Dimitrakopoulos P G, Oikonomou A, Karavatsou F, Stoumboudi M T, Triantis K A. Protected areas and the ranges of threatened species: Towards the EU Biodiversity Strategy 2030. *Biological Conservation*, 2023, 284: 110166.
- [28] Myers N, Mittermeier R A, Mittermeier C G, da Fonseca G A B, Kent J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 2000, 403(6772): 853-858.
- [29] Reid W V. Biodiversity hotspots. *Trends in Ecology & Evolution*, 1998, 13(7): 275-280.
- [30] Grenyer R, Orme C D L, Jackson S F, Thomas G H, Davies R G, Davies T J, Jones K E, Olson V A, Ridgely R S, Rasmussen P C, Ding T S, Bennett P M, Blackburn T M, Gaston K J, Gittleman J L, Owens I P F. Global distribution and conservation of rare and threatened vertebrates. *Nature*, 2006, 444(7115): 93-96.
- [31] Diamond J M. The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biological Conservation*, 1975, 7(2): 129-146.
- [32] Deane D C, Nozohoumehrabad P, Boyce S S D, He F L. Quantifying factors for understanding why several small patches host more species than a single large patch. *Biological Conservation*, 2020, 249: 108711.
- [33] Fahrig L, Watling J I, Arnillas C A, Arroyo-Rodríguez V, Jörger-Hickfang T, Müller J, Pereira H M, Riva F, Rösch V, Seibold S, Tschamtké T, May F. Resolving the SLOSS dilemma for biodiversity conservation: a research agenda. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 2022, 97(1): 99-114.
- [34] Saravia L A, Balza U, Momo F. Why there are more species in several small patches versus few large patches: a multispecies modelling approach. *Functional Ecology*, 2025, 39(1): 103-113.
- [35] Riva F, Fahrig L. Obstruction of biodiversity conservation by minimum patch size criteria. *Conservation Biology*, 2023, 37(5): e14092.
- [36] Lindenmayer D. Small patches make critical contributions to biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2019, 116(3): 717-719.
- [37] Wintle B A, Kujala H, Whitehead A, Cameron A, Veloz S, Kukkala A, Moilanen A, Gordon A, Lentini P E, Cadenhead N C R, Bekessy S A. Global synthesis of conservation studies reveals the importance of small habitat patches for biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2019, 116(3): 909-914.
- [38] Deane D C, He F L. Loss of only the smallest patches will reduce species diversity in most discrete habitat networks. *Global Change Biology*, 2018, 24(12): 5802-5814.
- [39] Yan Y Z, Jarvie S, Zhang Q, Zhang S S, Han P, Liu Q F, Liu P T. Small patches are hotspots for biodiversity conservation in fragmented landscapes. *Ecological Indicators*, 2021, 130: 108086.
- [40] Verboom J, Snep R P H, Stouten J, Pouwels R, Pe'er G, Goedhart P W, van Adrichem M, Alkemade R, Jones-Walters L. Using Minimum Area Requirements (MAR) for assemblages of mammal and bird species in global biodiversity assessments. Wageningen, The Netherlands: Wageningen University and Research, 2014.
- [41] Wang Y H, Zhang C C, Qiu L, Yang B, Dai Q. Gaps in mammal conservation in China: an analysis with a framework based on minimum area requirements. *Global Change Biology*, 2023, 29(18): 5224-5239.
- [42] Secretariat of the Convention on Biological Diversity. *Global Biodiversity Outlook 5*. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2020.
- [43] Zhang H L, Chase J M, Liao J B. Habitat amount modulates biodiversity responses to fragmentation. *Nature Ecology & Evolution*, 2024, 8(8): 1437-1447.
- [44] Hechinger R F, Lafferty K D, Dobson A P, Brown J H, Kuris A M. A common scaling rule for abundance, energetics, and production of parasitic and free-living species. *Science*, 2011, 333(6041): 445-448.
- [45] Pe'er G, Tsianou M A, Franz K W, Matsinos Y G, Mazaris A D, Storch D, Kopsova L, Verboom J, Baguette M, Stevens V M, Henle K. Toward better application of minimum area requirements in conservation planning. *Biological Conservation*, 2014, 170: 92-102.
- [46] Bonfim F C G, Cordeiro P H C, Peres C A, Canale G R, Bernardo C S S. Combining modeling tools to identify conservation priority areas: a case study of the last large-bodied avian frugivore in the Atlantic Forest. *Global Ecology and Conservation*, 2019, 17: e00426.
- [47] Smith R J, Bennun L, Brooks T M, Butchart S H M, Cuttelod A, Di Marco M, Ferrier S, Fishpool L D C, Joppa L, Juffe-Bignoli D, Knight A T, Lamoreux J F, Langhammer P, Possingham H P, Rondinini C, Visconti P, Watson J E M, Woodley S, Boitani L, Burgess N D, De Silva N, Dudley N, Fivaz F, Game E T, Groves C, Lötter M, McGowan J, Plumpton A J, Rebelo A G, Rodriguez J P, de M Scaramuzza C A. Synergies between the key biodiversity area and systematic conservation planning approaches. *Conservation Letters*, 2019, 12(1): e12625.
- [48] Johnson S, Molano-Flores B, Zaya D. Field validation as a tool for mitigating uncertainty in species distribution modeling for conservation planning. *Conservation Science and Practice*, 2023, 5(8): e12978.
- [49] Allan J R, Possingham H P, Atkinson S C, Waldron A, Di Marco M, Butchart S H M, Adams V M, Kissling W D, Worsdell T, Sandbrook C, Gibbon G, Kumar K, Mehta P, Maron M, Williams B A, Jones K R, Wintle B A, Reside A E, Watson J E M. The minimum land area requiring conservation attention to safeguard biodiversity. *Science*, 2022, 376(6597): 1094-1101.
- [50] 唐小平, 欧阳志云, 蒋亚芳, 马炜, 徐卫华, 陈尚, 刘增力. 中国国家公园空间布局研究. *国家公园(中英文)*, 2023, 1(1): 1-10.