

山地城市生物多样性规划评估方法对比研究 ——以杭州临安区鸟类多样性为例

A Comparative Study on the Assessment Methods of Biodiversity Planning in Mountain Cities: Taking Bird Diversity in Lin'an District of Hangzhou as an Example

彭宇婷 胡文浩 申亚梅*
PENG Yuting HU Wenhao SHEN Yamei*

(浙江农林大学风景园林与建筑学院, 杭州 311300)
(College of Landscape Architecture, Zhejiang A&F University, Hangzhou, Zhejiang, China, 311300)

文章编号: 1000-0283(2025)08-0070-08
DOI: 10. 12193 / j. laing. 2025. 08. 0070. 008
中图分类号: TU986
文献标志码: A
收稿日期: 2024-12-17
修回日期: 2025-03-25

摘 要

为深入了解人居环境发展与生物多样性保护之间的矛盾, 有多种模拟数据评估方法被用于识别城市生物多样性富集区与敏感区。有研究显示数据InVEST模型方法和真实数据MaxEnt模型方法能相互弥补不足, 为验证以上说法, 选取典型山地城市——杭州市临安区为研究对象, 采用模拟数据InVEST模型方法和真实数据MaxEnt模型方法对临安生境质量和鸟类潜在适生环境进行对比评价, 并使用地理探测器识别其中的关键因子。结果显示, 临安严重高估区域、高估区域、正常区域、低估区域、严重低估区域面积分别为233.9 km²、2 307.7 km²、438.1 km²、39.4 km²和2.4 km², 气候单因子具有较好的显著性, 且气候因子与环境因子的交互作用较为显著。通过对比发现, 两个模型结果有较大差异, 模拟数据InVEST方法较大程度高估了山地城市生境质量与鸟类潜在适生环境; 真实数据MaxEnt模型方法结果显示临安鸟类的潜在适宜生存环境相对较差。由此可见, 对山地城市生物多样性及生境质量综合评价可以采取这两种方法结合。未来应充分考虑环境因子和气象因子对山地城市生物多样性的影响, 并建立适宜的生物多样性规划评估方法, 以便进行有效的规划保护。

关键词

生物多样性; 生境质量; 山地城市; InVEST模型; MaxEnt模型; 评估方法

Abstract

For understanding of the contradiction between living environment development and biodiversity protection, there are a variety of simulation data evaluation method is used to identify urban biodiversity enrichment area and sensitive area, studies show data InVEST model and real data MaxEnt model method can make up for the shortage of each other, to verify the above, this study selects typical mountain city, Hangzhou lin'an area as the research object, using simulation data InVEST model method and real data MaxEnt model method of lin'an habitat quality and birds potential suitable environment comparison evaluation, and using geodetectors to identify the key factors within them. The results showed that the areas seriously overestimated, overestimated, normal, underestimated, and seriously underestimated were 233.9 km², 2 307.7 km², 438.1 km², 39.4 km², and 2.4 km², respectively. The climate single factor was relatively significant, and the interaction between climate factors and environmental factors was more significant. Through comparison, it was also found that the results of the two models differed significantly. The simulated data from the InVEST method greatly overestimated the mountain urban habitat quality and the potential suitable environment for birds; the real data from the MaxEnt model method showed that the potential suitable living environment for Lin'an birds was relatively poor.

Keywords

biodiversity; habitat quality; mountainous region; InVEST model; MaxEnt model; assessment method

彭宇婷

1998年生/女/浙江嘉兴人/硕士/研究方向为生物多样性

胡文浩

1992年生/男/湖南益阳人/博士/讲师/研究方向为景观生态学、生物多样性、生态系统服务功能评估、数量生态学

申亚梅

1977年生/女/江苏姜堰人/博士/教授/研究方向为园林植物开发应用、景观设计教学与科研

*通信作者 (Author for correspondence)
E-mail: yameishen@zafu.edu.cn

随着城市化快速推进, 人居环境与生物多样性保护的空間资源竞争日益加剧, 核心矛盾主要体现在如何精准识别并划定生物多样性保护的核心区域和实现空間布局的优化

和重构^[1-2]。当前研究多采用模拟数据评估方法来评估生态现状并分析提取生物富集区与敏感区, 选择适合的生态核心区来构建生态网络, 促进城市生物多样性保护规划发展,

其理论根基可追溯于麦克哈格的“千层饼堆叠法”^[3]，后经俞孔坚^[4]研究发展成生态安全格局理论，其他研究逐渐衍生出层次分析法、电路理论等系列方法^[5-7]。其中生态系统服务与权衡综合评估模型 (Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs, InVEST) 可通过土地分类与主观赋值而实现生境质量量化分析^[8]，但存在两大局限^[9]：(1) 威胁源参数选择依赖主观经验容易导致结果偏差；(2) 对真实物种分布数据的整合不足。但有研究显示最大熵模型 (Maximum Entropy Model, MaxEnt) 基于环境变量图层和物种分布记录，通过机器学习和最大熵原理可整合环境变量与物种分布记录^[10]，在预测精度上具有显著优势，但现有研究尚未系统对比这两种方法的生态评估差异。

山地城市生态环境的复杂性加剧了方法选择困难问题，其地形破碎化特征导致常规模型易产生评估偏差，而生物多样性变化趋势对源地识别精度高度敏感^[11-12]。当前研究显示选择鸟类作为关键指示物种，其分布数据可综合反映气候变化、土地利用等生态效应^[13-14]。值得注意的是，现有监测多采用季节断面数据^[15]，而气候变化引发的迁徙模式改变要求采用全年监测数据，这对评估方法的时空适应性提出更高要求^[16]。

因此，为探究山地城市生物多样性保护规划评估方法，本研究以典型山地城市杭州临安区为研究区域，采取模拟数据InVEST方法与真实数据MaxEnt方法进行对比，结合地理探测器识别其中关键因子。重点解决三个核心问题：(1) 两种方法在鸟类适生区识别中的空间一致性程度；(2) 模型差异的主要驱动因素；(3) 山地城市生境保护红线的优化划定标准。研究结果将为多源数据融合的生态评估方法提供理论支撑，并为山地城市

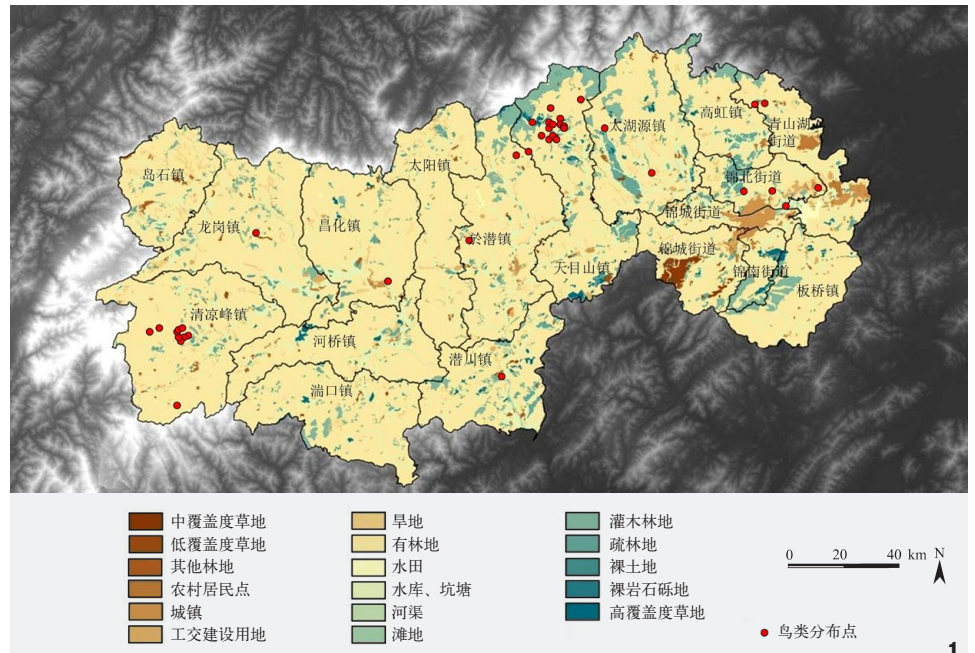


图1 土地利用二级分类和鸟类分布点
Fig. 1 Secondary classification of land use

生物多样性保护规划建立科学的决策路径。

1 研究区域概况与方法

1.1 研究区概况

临安区隶属于浙江省西北部，是杭州市下辖区，总面积3 126.8 km²。身为典型的浙江山地城市，其生态格局多样，森林覆盖率达到81.93%，地处亚热带季风气候区，区境北、西、南三面环山，自然生态资源丰富，是浙西重要的生态屏障。丰富的自然生物资源推动了乡村旅游经济的发展，其新农村建设和旅游资源开发飞速扩张，由此经济发展与生物多样性保护之间产生矛盾和冲突，如何保证生物多样性安全成为山地城市可持续发展的一大挑战。

1.2 数据来源与预处理

本研究的2020年临安土地利用数据来源于中国科学院资源与环境科学数据中心

(<http://www.resdc.cn>)，选取全年鸟类采样点位置信息数据 (图1)，主要来自于中国观鸟记录中心 (<http://www.birdrecord.cn>)、中国动物学会鸟类学分会 (<https://czs.ioz.cas.cn>)、全球生物多样性信息网络数据库 (<https://www.gbif.org>)，数据集中在清凉峰镇和天目山镇。同时结合临安生物栖息地的环境特点和以往研究基础，从气象、环境、人类干扰三个方面考虑^[17]，选取37个影响生物分布的变量 (表1)。

在检验山地城市鸟类分布数据时，选择多维度不同变量是基于鸟类生态需求与山地城市人地耦合特征的综合考量。其中，山地城市用地多建设分布于缓坡，与鸟类核心栖息地重叠度较多，DEM与夜间灯光的空间耦合可量化“立体化人地冲突”。坡度与降水组合可预测水土流失风险区，间接反映地表昆虫群落稳定性，其影响鸟类食物资源^[18]。

表1 影响因子选择
Tab. 1 Impact factor selection

数据分类 Data classification	数据类型 Data type	数据源 Data source	数据网站地址 Data web address	代码 Code	选择原因 Select reason	生态含义 Ecology meaning
人为干扰影响因子	哨兵	欧空局 ESA	—	x1	可识别关键植被类型	强烈的人为干扰会导致山地城市石漠化和生态退化的加速，造成水土流失与生物多样性缺失，此类影响因子的研究是促进人与自然和谐生存的必然选择 ^[19]
	夜间灯光	类NPP-VIIRS	https://doi.org/10.7910/DVN/YGIVCD	x2	光污染改变鸟类昼夜节律	
	人口密度/(人/km ²)	worldpop	https://hub.worldpop.org/	x3	人口密度与人为噪声正相关，影响鸟类繁殖成功率	
	道路密度	通过 open street map 下载并计算得到	https://openmaptiles.org/	x4	道路网络切割生态廊道，阻碍鸟类基因交流	
	GDP/(万元/km ²)	中国科学院资源环境科学与数据中心 CAS	https://www.resdc.cn	x5	区域经济发展水平与生态用地转化率呈显著负相关	
	POI核密度	高德地图 AMAP	https://gaode.com	x6	POI核密度表征人类活动强度，高值区常伴随地表硬化率上升，降低栖息地连通性	
环境影响因子	数字高程模型 (DEM)	NASA	https://srtm.csi.cgiar.org	x7	决定鸟类飞行能耗、觅食路径和巢位选址	环境因子是决定丘陵、山地地区物种分布和组成的主要地形变量，并且这些变量决定小气候条件并影响植被组成、空间分布和生态环境情况 ^[20]
	山体阴影	通过DEM计算得到	—	x8	山地微气候形成的关键因子	
	坡度/°	NASA	—	x9	通过日照差异影响植被分布，间接决定山地各种昆虫等食物资源空间格局	
	坡向	NASA	—	x10		
	归一化差异植被指数 (NDVI)	NOAA	https://www.noaa.gov/	x11	NDVI动态反映山地植被生产力，直接关联昆虫生物量	
气象影响因子	逐年平均温度/℃	CRU	https://crudata.uea.ac.uk	x12		气候变化对山地生态系统的分布格局、结构组成、生理特性、物质循环等产生深刻影响，已有众多研究发现气候变化对森林造成极大影响。如：生长分异、森林演替、林分衰退及死亡率增加、固碳能力降低，甚至成为碳源 ^[21]
	逐月平均温度/℃			x13-x34	逐月数据，匹配鸟类繁殖和越冬期资源需求；	
	逐年降水量/mm	国家青藏高原科学数据中心	https://doi.org/10.5281/zenodo.3185722	x25	逐年趋势，可揭示气候变化对物种分布区漂移的驱动	
	逐月降水量/mm			x26-x37		

1.3 模型构建

1.3.1 基于InVEST模型的生境质量分析方法构建

参照InVEST模型的用户使用手册，研究区特点和前人的研究成果^[21]，确定耕地、农村、城镇、公路4个威胁源，并对其权重和相对敏感度赋值(表2，表3)。

其中，在最大影响距离和权重数据确定中，由于城镇区域的灯光污染和热岛效应可辐射至6 km范围，会导致鸟类昼夜节律紊

乱，致其多样性下降52%，且城镇区域的地表硬化率大于80%，故权重反映其对生态系统的最高威胁等级；农村的8 km范围内林地斑块密度下降35%，廊道连通性降低，农药残留与栖息地碎片化效应等威胁等级低于城镇；公路范围2 km内鸟类撞亡率增加三倍，直接导致基因流下降28%，但影响范围有限；耕地的机械噪声与灌溉排水影响半径约4 km，旱作区鸟类活动减少40%，此外水田排水导

致下游4 km内湿地水文波动，影响涉禽繁殖，耕作期干扰显著，但非全年持续，权重低于永久性威胁源^[22-23]。

对敏感度选择时，结合土地的生态功能、人类干扰程度情况来确定。林地类中混交林和成熟林提供多层次植被结构，支持鸟类停留、觅食和躲避天敌，对生物多样性起到核心支持作用；而有林地中单一树种冠层覆盖虽高，但下层灌木缺乏会降低昆虫多

表2 威胁源、权重和最大影响距离
Tab. 2 Threat sources, weights, and maximum impact distances

威胁源 Threats	最大影响距离 /km Maximum distance of influence	权重 Weight	衰减类型 Decay type
耕地	4	0.6	线性衰减
农村	8	0.8	指数衰减
城镇	6	1.0	指数衰减
公路	2	0.6	线性衰减

表3 生境适宜度及其对威胁源的相对敏感度
Tab. 3 Habitat suitability and its relative sensitivity to threat sources

地类名称 Land name	地类编号 Land class number	生境适宜度 Habitat suitability	耕地 Cultivated land	农村 Countryside	城镇 Town	公路 Highway
水田	11	0.5	0.3	0.8	0.5	0.4
旱地	12	0.3	0.3	0.7	0.5	0.6
有林地	21	0.7	0.8	0.8	0.65	0.65
灌木林地	22	0.6	0.65	0.7	0.6	0.6
疏林地	23	0.6	0.6	0.6	0.5	0.5
其他林地	24	1	0.8	0.85	0.85	0.7
高覆盖度草地	31	0.8	0.5	0.55	0.6	0.35
中覆盖度草地	32	0.7	0.55	0.6	0.65	0.4
低覆盖度草地	33	0.6	0.5	0.5	0.6	0.3
河渠	41	0.9	0.3	0.65	0.75	0.6
水库、坑塘	43	0.7	0.5	0.5	0.8	0.6
滩地	46	0.6	0.5	0.5	0.6	0.3
城镇	51	0	0	0	0	0
农村居民点	52	0	0	0	0	0
工交建设用地	53	0	0	0	0	0
裸土地	65	0	0	0	0	0
裸岩石砾地	66	0	0	0	0	0

样性影响鸟类食物资源，适宜度较混交林低15%^[24]；在水域类中，河流廊道宽度>100 m时，可支撑76%的水鸟物种繁殖，宽度每减少10 m，物种数下降12%。人工水体因水位波动频繁，底栖生物量较自然水体低40%~60%，但仍为部分水鸟提供栖息地；高覆盖草地植被高度>50 cm时，可提供有效隐蔽场所，降低捕食率至15%以下，中低覆盖草地覆盖度每降低10%，地表节肢动物丰度减少18%，影响食虫鸟类食物供应；稻田收割期水位变化导致70%的涉禽被迫迁移，但生长期可维持

中等适宜性；单一作物种植导致昆虫多样性比自然草地低60%，仅吸引广适性物种，故适宜度较低^[25]。

模型运行结束后，通过自然断点法将生境质量指数分为低(0, 0.15]、较低(0.15, 0.35]、中等(0.35, 0.48]、较高(0.48, 0.6]、高(0.6, 0.98]5类。

1.3.2 基于MaxEnt模型的生物多样性热点模拟模型构建

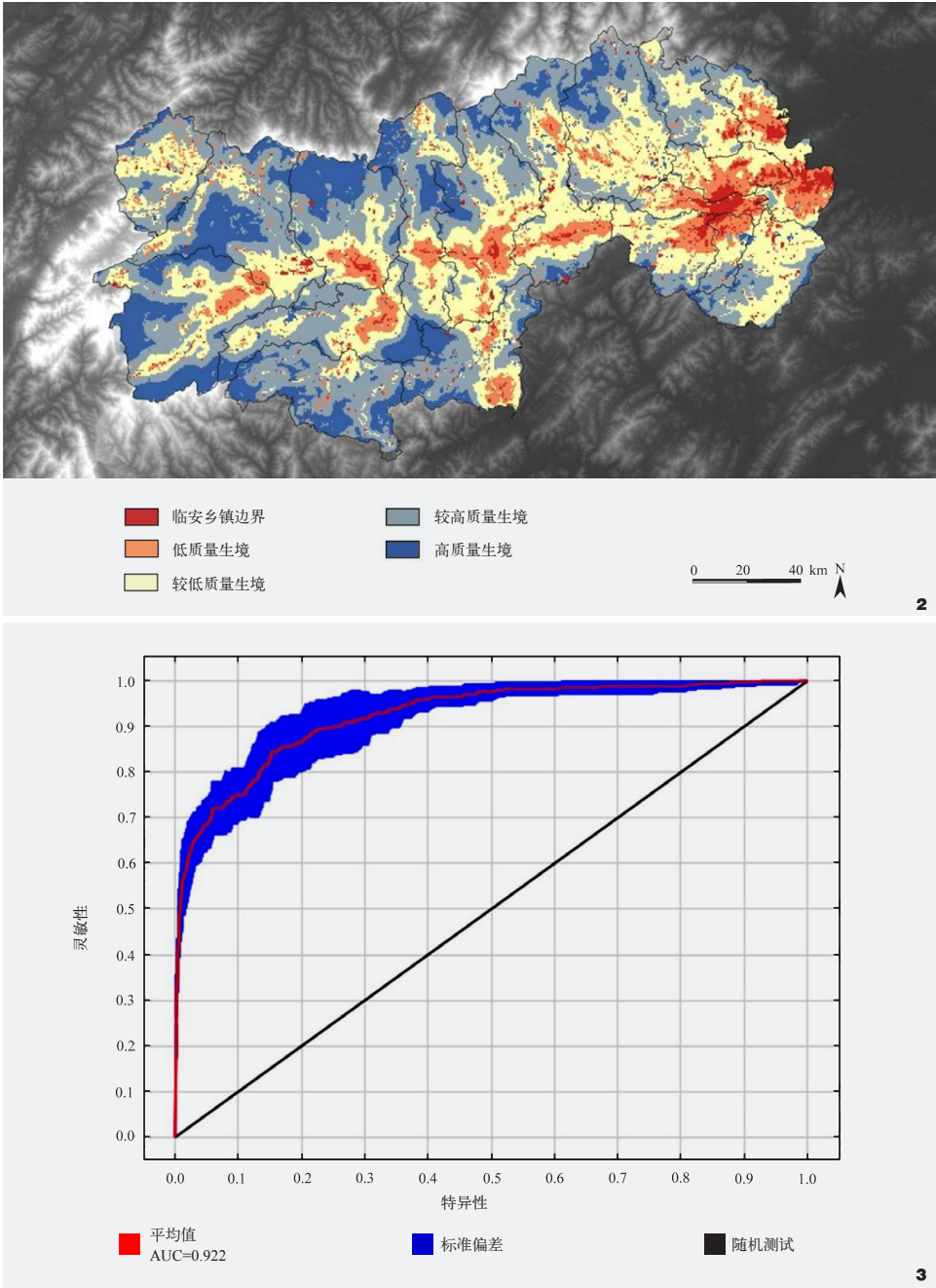
前期经过地理探测器的检验，保留 $p<0.05$

的21个影响因子。在MaxEnt模型中采取随机75%训练集—25%验证集的数据分割策略，模型设置重复运行10次，旨在降低随机性误差。结果输出类型选回归分析(Logistic)模式，其余参数均为默认设置，可平衡模型泛化能力与计算效率。模型运行过程中采用刀切法(Jackknife)对环境变量贡献值描述，使用曲线下面积值(Area Under The Curve, AUC)来验证模型模拟结果的准确性，最后将临安生物潜在适生区分为非适生区(0, 0.08)、低适生区[0.08, 0.2)、中适生区[0.2, 0.47)、高适生区[0.47, 1]并进行分析^[26-27]。

2 结果与分析

2.1 临安城市生境质量分析

据统计发现，临安区的生境质量主要集中在0.3~0.6，低质量生境面积为116.2 km²，较低质量生境面积为335.1 km²，中等质量生境面积为977.1 km²，较高质量生境面积为1 149 km²，高质量生境面积为523.3 km²。研究区内的较高质量生境和高质量生境主要位于远离城市建筑用地和交通路线的较高海拔山地区域，其原土地类型主要为有林地和灌木林地。主要高质量和较高质量区域被低质量、较低质量、中等质量区域分割，无法形成完整连续生境。而低质量生境和较低质量生境以省道、建筑集中区域为主呈周围扩散形式，集中于城市中心或重要的交通枢纽附近，其原土地类型主要为工交建设用地、城镇和农村居民点。由于临安被大面积森林覆盖，城市内有多个风景区与自然保护区，整体生境相对较好。临安东部与中部的地块开发较迅速，由于修建较大面积的建筑群和交通道路，经济活动较为活跃，故其生境质量受人为活动因素影响较大，相较于临安范围边缘的生态屏障区域而言，生境质量较差(图2)。



2.2 临安鸟类多样性潜在适生区分析

经训练集和测试集数据的ROC曲线检验(图3), 证明MaxEnt模型能较好预测其在临安

的生物潜在分布区域。将临安鸟类潜在适生区分级后统计, 分为非适生区 $p < 0.08$, 低适生区 $[0.08, 0.2)$ 、中适生区 $[0.2, 0.47)$ 、高适

生区 $p \geq 0.47$, 具体见图4。非适生区面积约为 $1\,573.3\text{ km}^2$; 低适生区面积约为 922.7 km^2 ; 中适生区面积约为 428.1 km^2 ; 高适生区面积约为 99.9 km^2 。结果显示, 中高适生区域主要分布于临安城镇区域四周, 主要有5个中高适生区, 呈现大面积斑块集中形式, 主要集中于清凉峰、天目山等风景区、龙岗镇, 占总城市面积较小部分, 且各个斑块间未有明显生态廊道。

2.3 临安生境质量与鸟类潜在适生环境对比分析

将生境质量分区与鸟类潜在适生环境分区均一化后相减进行对比分析, 得到的差异图(图5), 分为严重低估区域 $[-1, -0.6]$ 、低估区域 $(-0.6, -0.2]$ 、正常区域 $(-0.2, 0.2]$ 、高估区域 $(0.2, 0.6]$ 、严重高估区域 $(0.6, 1]$ 。计算其面积及占比见图6。

由此可知, 由于城市内大面积的林地植被覆盖, 临安山地城市中上水平质量面积生境较大; 而在生物潜在适生分布区域中, 中上水平适生区域仅集中于5个较小斑块内, 两者对比结果与普遍认知有所不同, 经均一化相减后发现, InVEST模型普遍高估了生境质量与生物多样性, 与真实数据有很大区别。通过严重高估区域和高估区域发现, 二者所占面积和为 233.9 km^2 、 $2\,307.7\text{ km}^2$, 涉及二级分类主要有林地、疏林地、高覆盖度草地, 其分布与非适生环境基本重合。正常区域所占面积较小, 为 438.1 km^2 , 主要集中在农村居民点、城镇、交通基础设施和被高潜在适生范围包围内。低估与严重低估区域集中在正常区域范围包裹内, 所占面积为 39.4 km^2 和 2.4 km^2 , 面积占比较小, 严重低估区域主要有青山湖街道、锦北街道、锦城街道和锦南街道的交界区域, 其存在着较高的

鸟类潜在适生环境被严重低估。

使用地理探测器检验影响因子对于差异图的影响(图7), 筛选因子的显著值 $q < 0.05$ 。筛选得到, x_6 (POI核密度)、 x_{14} (2月温度)、 x_{25} (年降水量)、 x_{27} (2月降水量)、 x_{29} (4月降水量)、 x_{31} (6月降水量)、 x_{35} (10月降水量) 具有较高显著性。从交互结果来看, x_8 (山体阴影)、 x_9 (坡度)、 x_{10} (坡向)、 x_{25} (年降水量)、 x_{27} (2月降水量)、 x_{28} (3月降水量)、 x_{29} (4月降水量)、 x_{30} (5月降水量)、 x_{31} (6月降水量)、 x_{35} (10月降水量) 与其他因子交互结果普遍较为显著, 显著性较明显的因子交互组合为 x_9 (坡度) 与 x_{21} (8月温度)、 x_9 (坡度) 与 x_{22} (10月温度)、 x_8 (山体阴影) 与 x_{14} (2月温度)、 x_8 (山体阴影) 与 x_{18} (6月温度)、 x_9 (坡度) 与 x_{35} (10月降水量)。单因子检测说明气象因子显著性最强, 因子交互结果显示气象因子、环境因子的影响较为显著, 两者皆说明人为干扰因子显著性不强。

3 讨论与结论

根据以往InVEST相关研究显示, 研究区域皆呈现大面积的生境核心区域, 且有多条生态网络连接, 生态可持续发展情况较好。在本研究中, 模拟数据InVEST方法实现了临安生境质量的量化、可视化, 能较为直观地展示临安的生态生境质量情况, 结果显示临安中高生境质量面积大于低质量生境面积, 与以往研究一致^[28-29]。通过MaxEnt方法检测结果发现, 在面对各种收集的鸟类数据, 其可准确预测鸟类在临安生物潜在分布区域, 避免对未知数据做过度的具体假设, 具有较高稳定性和科学性, 通过此方法检验出临安鸟类高适生区域较少, 与生境质量结果相差较大。通过对比均一化图发现, 相较于MaxEnt方法, InVEST方法在评估临安生境质量及鸟类

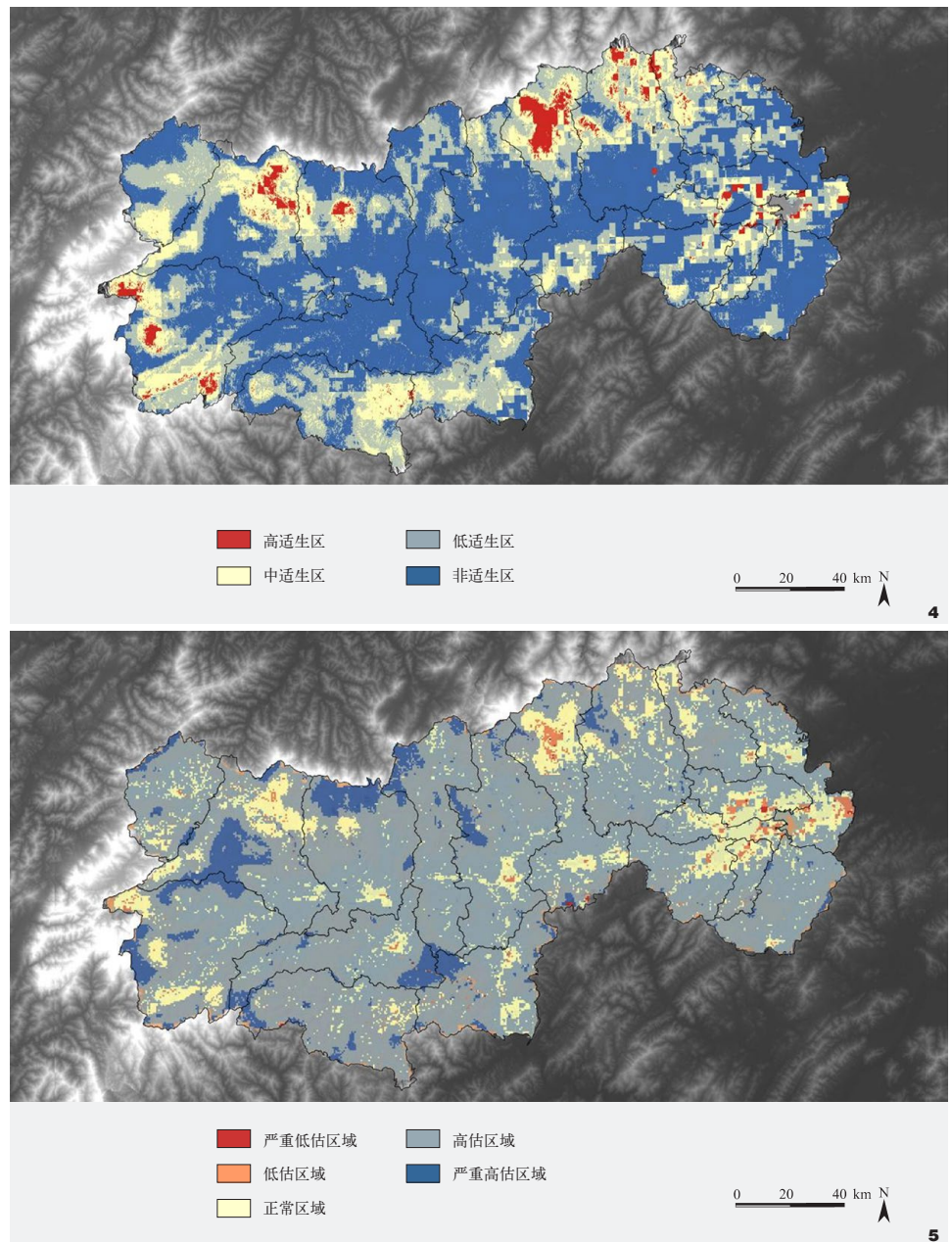


图4 MaxEnt模型
Fig. 4 MaxEnt model

图5 均一化差异图
Fig. 5 Homogenization difference diagram

潜在适生环境时, 存在较大程度的高估。这种高估在严重高估区域和高估区域的面积占比上表现得尤为显著, 导致理论上中高生境质量的面积看似很大, 而实际上适合生物生

存和繁衍的潜在适生环境却相对有限。影响因素结果证明, 山地城市用地鸟类潜在适生环境受到坡度、坡向等空间因素影响较大, 海拔 > 600 m区域集中了80%以上的高适生

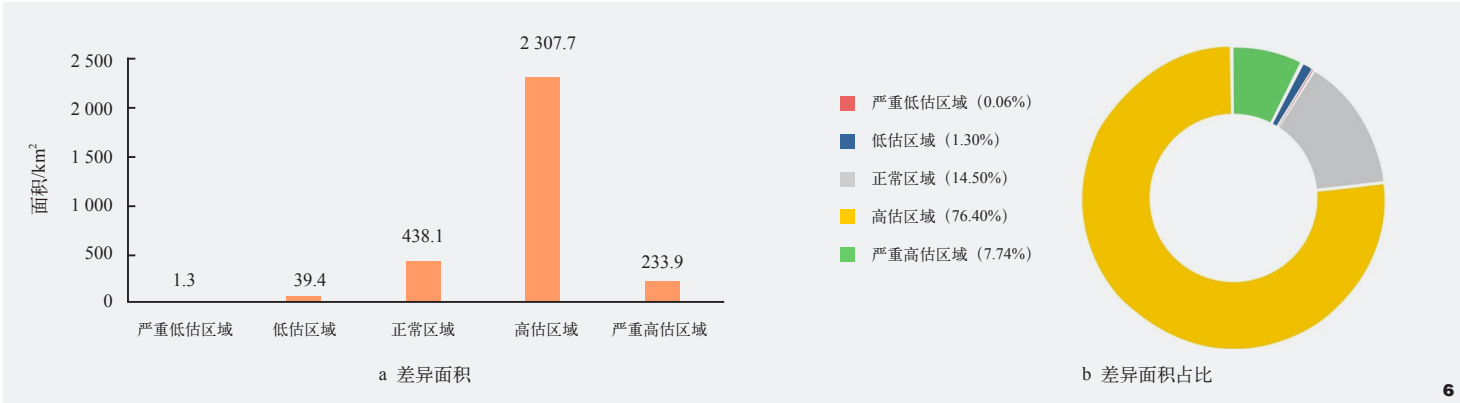


图6 分区面积及占比
Fig. 6 Area and proportion of districts

区，主要原因是临安海拔较高，区域小气候丰富，适合不同鸟类生存^[30]。此外，坡度与温度、降水组合驱动因素交互作用较为显著，是由于冬季坡度对温度的放大效应最显著（每增加10°坡度，阴坡最低温度降低1.2℃），而夏季强降水期（6–8月），陡坡区径流导致土壤侵蚀模数比缓坡区高三倍，引发昆虫群落结构重组，以上证明时空变化规律和驱动因素有一定连续，日后研究需深究。

以往研究采用基于模拟数据驱动的InVEST方法，通过土地分类对研究区域的生境质量进行量化，认为这一方法具有可视性和高效率的优势。然而，研究结果显示，与InVEST用户手册一致，其默认的威胁源仅考虑静态土地利用类型，未整合气候因子和环境因子，导致对林地和草地等生态功能区的服务价值高估，且未考虑山地城市中的人类活动，使得高估区域与非适生环境空间重叠，缺乏与物种真实分布数据的空间耦合分析，难以捕捉生态过程的非线性响应^[31]。所以，在进行相关研究时，可将逐月降水量（如x26、x37）、逐月平均温度（如x14、x21）作为动态威胁源，采用指数衰减函数量化其对生境质量的季节性压力，在威胁源确定时可引入坡度（x9）

与山体阴影（x8）的交互项。同时将生境质量算法改进：显著因子（如x6、x14、x25等）用来构建随机森林回归模型^[32]，反推InVEST威胁源权重，替代传统主观赋值；在生态源地识别中，将MaxEnt模型输出的鸟类适生概率（>0.6）作为InVEST生境质量的权重系数，可降低严重高估区域面积；同时为避免单一评估指标偏差，可采用ROC曲线下面积与真实分布点的空间覆盖率联合评估。上述解决方案可解决威胁源时空异质性表征不足、人为干扰因子权重失真、验证方法生态关联性弱的问题。最后得出结论：InVEST方法使用过程中需要结合其他真实数据的实证研究方法来进行补充研究，而MaxEnt方法因结合鸟类真实坐标数据和显著的环境因子、气候因子，可弥补InVEST方法过度高估生境质量的情况。因此，将这两种方法相结合，可以更全面地评估山地城市生态系统的状况和物种分布，从而确定优先保护区域^[33]。

同时，未来可以根据亚热带季风气候影响下的临安生态环境特点来设定核心保护区，严格遵守生态保护红线，限制乡村旅游等经济活动进入生态保护红线范围。将高适生区划为第一等级保护区，将中适生区划为第二

等级优化区，并加强天目山、清凉峰等高海拔地区的保护工作，确保山地城市内高海拔重点保护区域的小气候多样性、生物多样性和生态系统的稳定性。

注：文中图表均由作者绘制。

参考文献

[1] 马远, 李锋, 杨锐. 城市化对生物多样性的影响与调控对策[J]. 中国园林, 2021, 37(05): 6-13.
[2] 邱坚坚, 刘毅华, 袁利, 等. 人地系统耦合下生态系统服务与人类福祉关系研究进展与展望[J]. 地理科学进展, 2021, 40(06): 1060-1072.
[3] 刘新宇, 刘纯青. 伊恩·麦克哈格与约翰·西蒙兹生态思想比鉴[J]. 风景园林, 2015, 22(10): 106-111.
[4] 俞孔坚. 生物保护的景观生态安全格局[J]. 生态学报, 1999, 19(01): 8-15.
[5] 刘晓阳, 曾坚, 曾鹏. 厦门市绿地生态网络构建及优化策略[J]. 中国园林, 2020, 36(07): 76-81.
[6] 韦宝婧, 苏杰, 胡希军, 等. 基于“HY-LM”的生态廊道与生态节点综合识别研究[J]. 生态学报, 2022, 42(07): 2995-3009.
[7] 于成龙, 刘丹, 冯锐, 等. 基于最小累积阻力模型的东北地区生态安全格局构建[J]. 生态学报, 2021, 41(01): 290-301.
[8] 付凤杰, 刘珍环, 刘海. 基于生态安全格局的国土空间生态修复关键区域识别——以贺州市为例[J]. 生态学报, 2021, 41(09): 3406-3414.

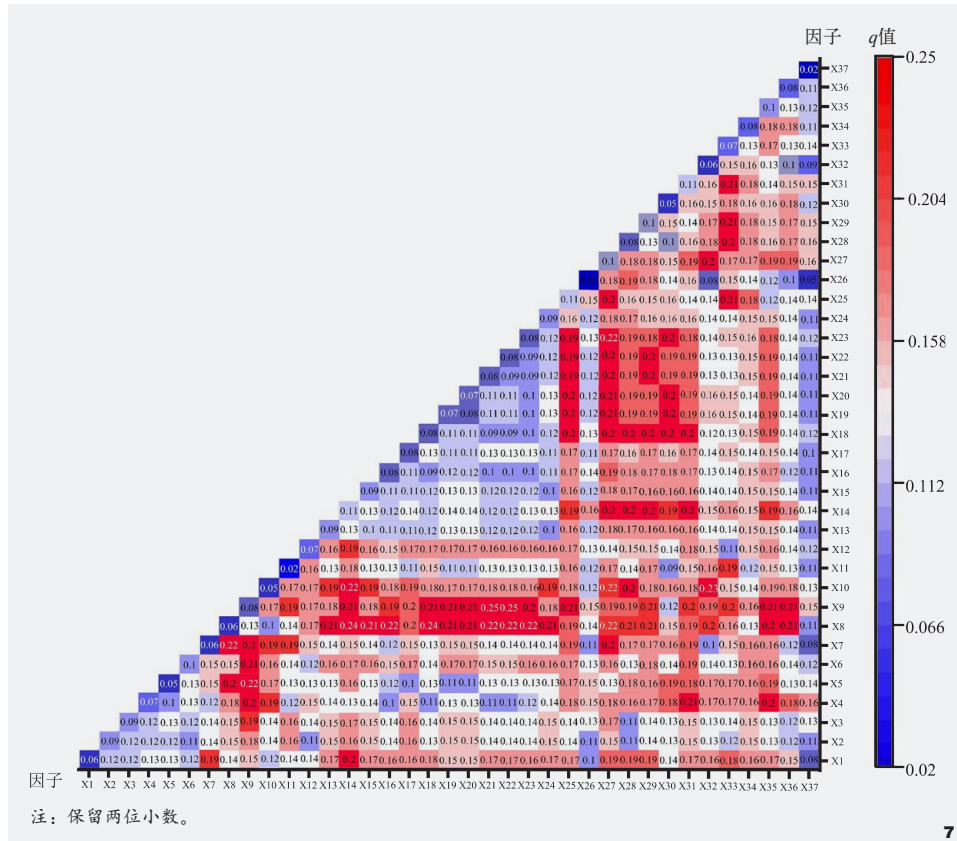


图7 单因子和因子交互探测结果
Fig. 7 Single-factor and factor-to-factor cross-probe results

[9] CHU L, SUN T C, WANG T W, et al. Evolution and Prediction of Landscape Pattern and Habitat Quality Based on CA-Markov and InVEST Model in Hubei Section of Three Gorges Reservoir Area (TGRA)[J]. Sustainability, 2018, 10(11): 3854.

[10] HOTTA M, TSUYAMA I, NAKAO K, et al. Modeling Future Wildlife Habitat Suitability: Serious Climate Change Impacts on the Potential Distribution of the Rock Ptarmigan Lagopus Muta Japonica in Japan's Northern Alps[J]. BMC Ecology, 2019, 19(01): 23.

[11] 黄雅凌, 傅伟聪, 陈梓茹, 等. 基于公众科学的城市绿地生物多样性研究进展[J]. 中国城市林业, 2024, 22(04): 84-91.

[12] 吴茂全, 胡蒙蒙, 汪涛, 等. 基于生态安全格局与多尺度景观连通性的城市生态源地识别[J]. 生态学报, 2019, 39(13): 4720-4731.

[13] PEREIRA H M, NAVARRO L M, SANTOS MARTINS I. Global Biodiversity Change: The Bad, the Good, and the Unknown[J]. Annual Review of Environment and Resources, 2012, 37: 25-50.

[14] 谢世林, 曹垒, 逯非, 等. 鸟类对城市化的适应[J]. 生态学报, 2016, 36(21): 6696-6707.

[15] 廖中蒙, 彭宇兵, 刘家琳. 重庆城市绿地鸟类多样性与影响因素——以悦来国际会展城为例[J]. 中国园林, 2024, 40(07): 111-117.

[16] 郭诗怡, 斋藤馨, 夏原由博, 等. 城市建成环境对鸟类多样性的影响机制研究评述及展望[J]. 中国园林, 2022, 38(02): 71-76.

[17] 夏卓异, 苏杰, 尹海伟, 等. 气候变化背景下中国朱鹮适宜生境时空格局[J]. 应用生态学报, 2023, 34(06): 1467-1473.

[18] 赵周周, 戴强, 邓怀庆, 等. 高寒草地城镇对周边鸟类影响范围评估方法[J]. 四川动物, 2017, 36(03): 266-270.

[19] WANG L Z, CAO Y, INFANTE D M. Disentangling Effects of Natural Factors and Human Disturbances on Aquatic Systems-Needs and Approaches[J]. Water, 2023, 15(07): 1387.

[20] ALAM N, BOHNETTE, ZAFAR M, et al. Impact of

Anthropogenic Threats on Species Diversity: A Case Study of the Sub-Himalayan Tropical Dry Deciduous Forests of Pakistan[J]. Sustainability, 2023, 15(03): 2829.

[21] 王云霓, 代海燕, 曹恭祥, 等. 内蒙古大青山华北落叶松人工林乔木层碳密度年增量与气象因子的关系[J]. 生态学报, 2022, 42(14): 5884-5893.

[22] DONAL P F, GREE R E, HEATH M F. Agricultural Intensification and the Collapse of Europe's Farmland Bird Populations[J]. Proceedings Biological Sciences, 2001, 268(1462): 25-29.

[23] ELPHICK C S, ROBERTS D L, MICHAEL REED J. Estimated Dates of Recent Extinctions for North American and Hawaiian Birds[J]. Biological Conservation, 2010, 143(03): 617-624.

[24] BARLOW J, LENNOX G D, FERREIRA J, et al. Anthropogenic Disturbance in Tropical Forests Can Double Biodiversity Loss From Deforestation[J]. Nature, 2016, 535(7610): 144-147.

[25] ERBAUGH J T, PRADHAN N, ADAMS J, et al. Global Forest Restoration and the Importance of Prioritizing Local Communities[J]. Nature Ecology & Evolution, 2020, 4(11): 1472-1476.

[26] WEN W, LI Z Q, SHAO J R, et al. The Distribution and Sustainable Utilization of Buckwheat Resources Under Climate Change in China[J]. Plants, 2021, 10(10): 2081.

[27] 廖洪圣, 王伟, 陈乐, 等. 典型黄土丘陵沟壑区生境质量时空变化及驱动力: 以祖厉河流域为例[J]. 环境科学, 2024, 45(09): 5361-5371.

[28] 陈妍, 乔飞, 江磊. 基于 In VEST 模型的土地利用格局变化对区域尺度生境质量的影响研究——以北京为例[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2016, 52(03): 553-562.

[29] 王宏杰. 基于InVEST的三江源生境质量评价[J]. 价值工程, 2016, 35(12): 66-70.

[30] PETALAS C, LAZARUS T, LAVOIE R A, et al. Foraging Niche Partitioning in Sympatric Seabird Populations[J]. Scientific Reports, 2021, 11: 2493.

[31] GOLDSTEIN J H, CALDARONE G, DUARTE T K, et al. Integrating Ecosystem-service Tradeoffs into Land-use Decisions[J]. PNAS2012, 109(19): 7565-7570.

[32] STUPARIU M S, CUSHMAN S A, PLEȘOIANU A I, et al. Machine Learning in Landscape Ecological Analysis: A Review of Recent Approaches[J]. Landscape Ecology, 2022, 37(05): 1227-1250.

[33] ARAÚJO M B, ANDERSON R P, MÁRCIA BARBOSA A, et al. Standards for Distribution Models in Biodiversity Assessments[J]. Science Advances, 2019, 5(01): eaat4858.