

DOI: 10.11830/ISSN.1000-5013.202204002



# 不同情景下人类活动对生态保护 重点区域分布的影响分析

代芯妍<sup>1,2</sup>, 王宏卫<sup>1,2</sup>, 王晓琴<sup>1,2</sup>, 周璟<sup>1,2</sup>, 谈波<sup>1,2</sup>, 马晨<sup>1,2</sup>

(1. 新疆大学 地理与遥感科学学院, 新疆 乌鲁木齐 830017;  
2. 新疆大学 新疆绿洲生态自治区重点实验室, 新疆 乌鲁木齐 830017)

**摘要:** 为明确人类活动对生态保护重点区域分布的影响,以新疆阿克苏市和温宿县为例,利用生态系统服务和权衡的综合评估(InVEST)模型提取生态源地;然后,使用地理空间数据模拟研究区内人类活动的范围、强度和当地自然条件,创建自然景观阻力面和人类活动阻力面,并依据设立的 4 个情景分配权重,得到 4 个综合阻力面;最后,使用 Linkage Mapper 插件识别各自生态保护重点区域,并对 4 个结果进行比较. 结果表明:人类活动对生态保护重点区域分布存在影响,尤其在人类活动强度较高的城镇中心区,随着人类活动阻力占比增加,周边生态廊道的数量和位置发生显著变化,总面积保持不变;作为生态廊道的一部分,生态夹点随着廊道位置的变化而变化,总面积不变;生态障碍点修复阈值范围缩小,修复产生的最大价值降低.

**关键词:** 生态保护重点区域; 人类活动; 形态空间格局; 生境质量评价; 阿克苏市; 温宿县; Linkage Mapper

中图分类号: X 171.1(275) 文献标志码: A 文章编号: 1000-5013(2022)05-0635-08

## Analysis on Impact of Human Activities on Distribution of Ecological Protection Key Area Under Different Scenarios

DAI Xinyan<sup>1,2</sup>, WANG Hongwei<sup>1,2</sup>, WANG Xiaoqin<sup>1,2</sup>,  
ZHOU Jing<sup>1,2</sup>, TAN Bo<sup>1,2</sup>, MA Chen<sup>1,2</sup>

(1. College of Geography and Remote Sensing Sciences, Xinjiang University, Urumqi 830017, China;  
2. Xinjiang Key Laboratory of Oasis Ecology, Xinjiang University, Urumqi 830017, China)

**Abstract:** In order to clarify the impact of human activities on the distribution of ecological protection key area, taking Aksu City and Wensu County in Xinjiang as examples, the ecological source is extracted by using integrated valuation of ecosystem services and trade-offs (InVEST) model. Geospatial data is used to simulate the scope, intensity and local natural conditions of human activities in study area, and natural landscape resistance surfaces and human activity resistance surfaces are created. According to the four established scenarios, four comprehensive resistance surfaces are obtained. The Linkage Mapper plugin is used to identify the respective ecological protection key area and the four results are compared. The results show that human activities have an impact on the distribution of ecological protection key area, especially in the urban central area with high intensity of human activities. With the increase of the proportion of human activity resistance, the number and location of surrounding ecological corridors have changed significantly, and the total area remains un-

收稿日期: 2022-04-02

通信作者: 王宏卫(1967-),男,教授,博士,博士生导师,主要从事乡村地理学的研究. E-mail: wanghw\_777@xju.edu.cn.

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(4186010245)

changed. As a part of the ecological corridor, the ecological pinch changes with the location of the corridor, and the total area remains unchanged. The threshold range of ecological barrier restoration reduces, and the maximum value of restoration declines.

**Keywords:** ecological protection key area; human activities; morphological and spatial pattern; habitat quality assessment; Aksu City; Wensu County; Linkage Mapper

随着人类社会非理性超速发展,特别是 20 世纪 90 年代中后期,人类活动对自然生态系统的干扰不断增大,对生态环境的威胁日益增长,人类活动已经成为影响地球上各圈层自然环境稳定的主导负面因子<sup>[1]</sup>.生态安全问题受到越来越多的关注,成为世界各国必须共同面对并亟待解决的重要科学问题<sup>[2]</sup>.一些欧洲国家围绕环境变化与安全的相互关系进行了大量研究和讨论<sup>[3]</sup>.21 世纪,研究逐渐深入到影响环境安全的内在因素,从而促进了相关理论的发展<sup>[4]</sup>.西方对生态安全格局的研究起步较早,19 世纪末,奥尔姆斯特德以河流等自然要素作为纽带,利用开阔的原生绿地,将数个公园连成一条绵延约 16 km 的景观带,也称翡翠项链,成为区域生态安全格局保护应用的成功范例<sup>[5]</sup>.1984 年,联合国教科文组织在人与生物圈计划(MAB)的研究中提出生态基础设施的概念,目的是促进生态可持续发展与城市的协同发展<sup>[6]</sup>.随后,生态基础设施的概念被应用在生物保护领域栖息地的恢复及生态网络的设计中<sup>[7]</sup>,体现了其在提供生物栖息地<sup>[8]</sup>及生产能资源等方面的作用.

国内关于生态安全的研究起步较晚.樊影等<sup>[9]</sup>利用生态系统服务和权衡的综合评估(InVEST)模型构建生态安全格局,对阿勒泰地区生态保护关键区域进行识别,并提出保护策略.何龙斌等<sup>[10]</sup>基于多目标进行生态安全格局构建,并为城市规划提出建设性意见.杜雨阳等<sup>[11]</sup>利用 InVEST 模型和电路模型,构建陕西段秦岭生态安全格局,并结合土地利用现状,提出针对性修复治理建议.钟业喜等<sup>[12]</sup>结合改进引力模型和压力-状态-响应(PSR)模型,探究 2008—2018 年,生态安全约束下环鄱阳湖生态城市群的时空演化格局.崔馨月等<sup>[13]</sup>以长三角城市群为研究对象,利用驱动力-压力-状态-影响-响应(DPSIR)模型得到生态安全综合指数与生态安全等级.徐会勇等<sup>[14]</sup>借助 PSR 模型,从省域层面分析森林生态安全状况,分别对 3 个时期各省森林生态安全状况进行评价和对比.史永龙等<sup>[15]</sup>以江苏省为例,结合使用指标评价法、综合指数法、层次分析法等对 3 个时期土地生态安全状况进行动态评价.王怡然等<sup>[16]</sup>利用 DPSIR 模型对浙江省 79 个区县的森林生态安全指数的时空间变化情况进行探讨.王玉莹等<sup>[17]</sup>以苏南地区为例,基于 3 项主要生态指标识别生态源地,利用最小累积阻力(MCR)模型,构建区域生态安全格局.潘竟虎等<sup>[18]</sup>在测度 5 种典型生态系统服务的基础上,利用有序加权平均模型提取生态源地,使用最小累积阻力模型和电路模型识别生态保护重点区域,构建生态安全格局,提出优化意见.

本文以生物多样性保护为导向,采用生境质量评价结果,结合分析即形态空间格局(MSPA)分析选择生态源地,利用 Linkage Mapper 2.0 平台识别景观间的生态廊道、生态夹点及生态障碍点等生态保护关键区域.

1 研究区概况及数据来源

1.1 研究区概况

研究区概况图,如图 1 所示.研究区隶属新疆维吾尔自治区阿克苏地区,位于塔克拉玛干沙漠西北边缘的欧亚大陆深处,与海洋距离较远,具有典型的暖温带大陆性干旱气候特征,境内野生动植物资源丰富.随着人口的增加,人类大面积垦荒造田,使栖息地严重缩减,野生动物大幅减少.党的十八大以来,阿克苏地区持续多年开展生态文明建设,多项举措改善生态环境已初显成效,野生骆驼、白鹭、雪豹等珍贵的野生动物重现大众视野<sup>[19]</sup>.

1.2 数据及来源

研究使用了矢量、栅格和文本 3 种数据.数据及来源,如表 1 所示.

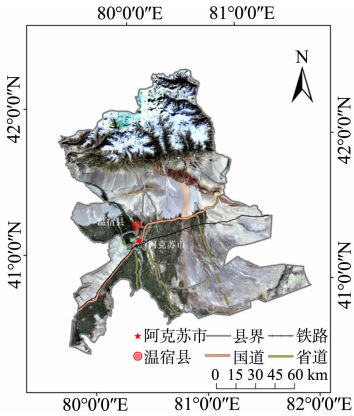


图 1 研究区概况图  
Fig. 1 Overview map of study area

表 1 数据及来源  
Tab. 1 Data and sources

数据名称	年份	空间分辨率	数据来源	网址
行政边界	2020	30 m×30 m	全国地理信息资源目录服务系统	<a href="https://www.webmap.cn/main.do?method=index">https://www.webmap.cn/main.do?method=index</a>
土地利用类型	2020	30 m×30 m	中国科学院地理科学与资源研究所	<a href="http://www.resdc.cn/DataList1.aspx?FieldTypID=1,3">http://www.resdc.cn/DataList1.aspx?FieldTypID=1,3</a>
植被净初级生产力	2020	500 m×500 m	地理国情监测云平台	<a href="http://www.dsac.cn">http://www.dsac.cn</a>
数字高程数据	2020	30 m×30 m	地理空间数据云网站	<a href="http://www.gscloud.cn">http://www.gscloud.cn</a>
中国夜间灯光数据	2020	500 m×500 m	EARTH OBSERVATION GROUP	<a href="https://payneinstitute.mines.edu/">https://payneinstitute.mines.edu/</a>
年均 PM <sub>2.5</sub> 浓度数据	2017	1 km×1 km	China High Air Pollutants	<a href="https://zenodo.org/record/6398971#.YlfgSvu-tPw">https://zenodo.org/record/6398971#.YlfgSvu-tPw</a>
企业详细数据	2021	—	天眼查 APP	—

2 研究设计及方法

2.1 情景设定

在构建生态阻力面时,综合考虑自然景观和人类活动对物种扩张和迁徙的影响,利用企业核密度分析数据、道路线密度分析数据、年均夜间灯光亮度数据和年均 PM<sub>2.5</sub> 浓度数据,构建人类活动阻力面,与自然景观阻力面进行权重叠加。

由于没有足够的数据及相关研究能够表明人类活动对物种扩张和迁徙的具体干扰程度,因此,根据可能的情况设定了 4 种情景,并根据不同情景制作相应的综合阻力面,据此识别生态保护关键区域的变化。4 种情景设定如下:1) 研究区内动物扩张和迁徙过程不会受到人类活动的干扰;2) 研究区内自然景观对动物扩张和迁徙的干扰大于人类活动的干扰;3) 研究区内自然景观对动物扩张和迁徙的干扰与人类活动的干扰相当;4) 研究区内自然景观对动物扩张和迁徙的干扰小于人类活动的干扰。

2.2 研究模型和方法

2.2.1 生境质量评价 利用 InVEST 模型中的生境质量模型,该模型根据土地利用类型与威胁源之间的联系,依据不同生境对威胁源的响应程度,评估不同景观格局下的生境分布和退化情况,可以反映生态系统多样性状态及其为物种提供生存条件的潜力水平。

2.2.2 MSPA 分析 MSPA 分析是一种从像元层面上识别重要生境斑块和廊道的方法,被广泛应用于各类生态源地识别及生态网络构建等相关研究中。将所得结果中的核心区作为生态源地,其生态学含义为大型自然斑块、野生动物栖息地、森林保护区等。

2.2.3 Linkage Mapper Linkage Mapper 是用于支撑区域野生动物栖息地连通性分析的地理信息系统(GIS)工具。该工具能够绘制出核心栖息地矢量图斑和阻力栅格,从而绘制核心区域之间的最低成本联系。当动物离开特定的核心栖息地时,成本加权分析会累积总运动阻力图。

2.3 技术流程

技术流程图,如图 2 所示。

2.3.1 基于 InVEST 模型与 MSPA 分析的生态源地提取 利用 InVEST 模型中的生境质量模型,对研究区生境质量进行评价,将所得结果利用 5 级自然断点法将生境质量分为 5 个等级,依据生境质量评价结果的栅格值分布状况,对其中 1 个临界值做了细微调整,将生境质量大于等于这个临界值的区域作为前景数据,其余作为背景数据;执行 MSPA 分析,将所得结果中的核心区作为生态源地。

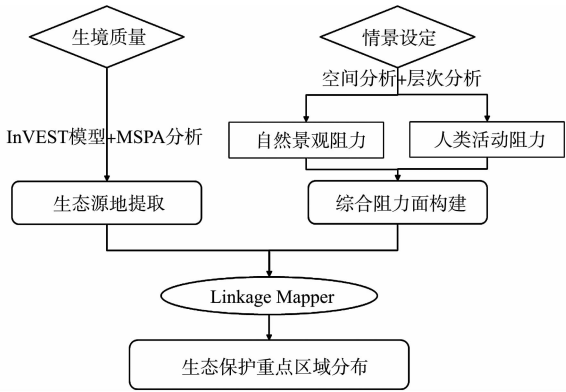


图 2 技术流程图

Fig. 2 Technology flow chart

2.3.2 综合阻力面的构建 将 7 个自然景观阻力因子和 4 个人类活动阻力因子共 11 个指标进行归一化(所有指标值放缩至 0~1),利用层次分析法计算因子权重;依据设定的 4 种情景分配不同权重,得到 4 张不同的综合阻力面。

2.3.3 基于 Linkage Mapper 的生态保护重点区域识别 利用 Linkage Mapper 中的 Build Network and Map Linkages 模块识别并筛选研究区生态廊道,利用 Pinchpoint Mapper 模块识别生态夹点,利用 Barrier Mapper 模块识别生态障碍点。分别输入 4 种情景下的综合阻力面,得到 4 种情景下的生态保护重点区域的分布情况。

3 实验结果与分析

3.1 生境质量分析

将所需数据输入 InVEST 模型中,可得生境质量结果,5 级分类后计算各等级面积(S),可得生境质量统计表如表 2 所示。表 2 中: $\eta$  为各等级生境占比。图 3 为生境质量水平。

根据表 2 和图 3 可知:研究区整体生境质量偏低,平均生境质量值约为 0.403,其中生境质量为极差和差的生境占比之和为 52.64%,生境质量为中等的生境占比为 20.98%,生境质量为好和极好的生境占比之和为 26.39%。参照原有土地利用类型,质量好和极好的生境为林地、灌木林、疏林地等,总面积占比约为 34.16%,说明部分生境受到威胁源的影响发生了退化。这些优质的生境主要连片分布在研究区北部,零散分布在研究区西部和东南方向。

3.2 潜在生态源地识别

前景数据提取结果对比,如图 4 所示。图 4(a),(b)的前景数据是土地利用类型重分类结果和生境质量评价分别与 MSPA 分析相结合获取的。由图 4 可知:由于部分受威胁源剧烈影响的区域被剔除,源自生境质量评估结果提取到的前景数据面积小于源自土地利用的前景数据,能够提高生态源地的识别精度。

结合图 4 和表 2,联系生境质量评估结果发现,人类活动频繁的区域提取到的前景斑块减少,生境退化比较明显,其余位置未发生较大改变,说明人类活动集中的城镇区域对于生境的影响更为明显。

表 2 生境质量统计表

Tab. 2 Statistics of habitat quality

生境质量等级	S/km <sup>2</sup>	$\eta/\%$	平均生境质量
极好	897.657 3	4.39	0.403
好	4 494.594 6	22.00	
中	4 286.163 6	20.98	
差	5 667.212 7	27.74	
极差	5 088.527 7	24.90	

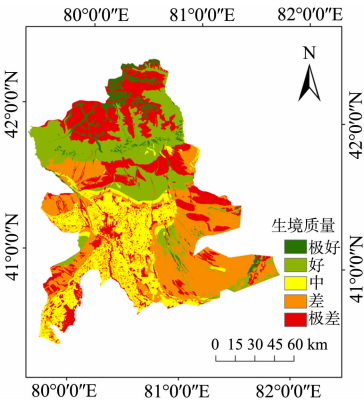
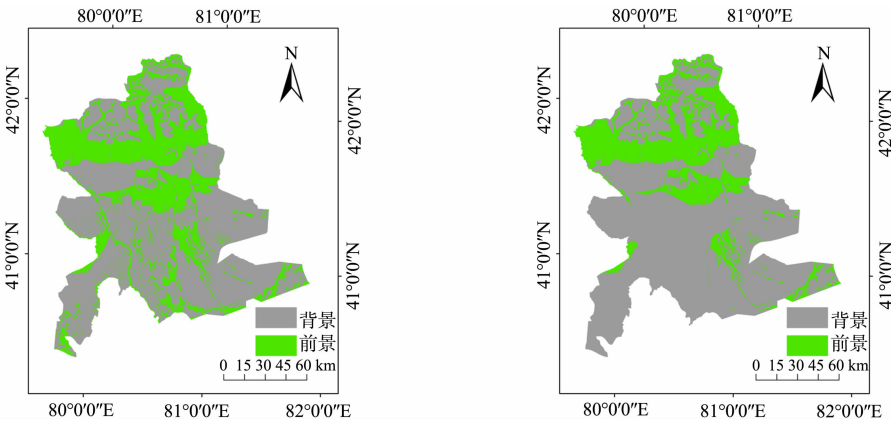


图 3 生境质量水平

Fig. 3 Habitat quality level



(a) 源自土地利用的前景数据

(b) 源自生境质量评估结果的前景数据

图 4 前景数据提取结果对比

Fig. 4 Comparison of foreground data extraction results

通过 MSPA 分析,提取出核心区域 5 051.034 km<sup>2</sup>;最后,利用 ArcGIS 中的计算几何功能,选取核心区中面积大于 5 km<sup>2</sup> 的生态斑块作为生态源地,共选出 28 个生态源地。

3.3 阻力面的构建

3.3.1 阻力因子的选取 在参考相关研究的基础上,根据物种对栖息地质量、水和能源获取的需求及温度和地形对物种扩张和迁移的限制,选取了土地利用类型、植被净初级生产力(NPP)、坡度、坡向、地形起伏、数字高程(DEM)、距水域距离等 7 个自然景观阻力因子,如图 5(a)所示.考虑到各种人类活动可能会对物种的扩张和迁移造成一定的干扰,使用企业核密度分析、道路线密度分析、年均 PM<sub>2.5</sub> 浓度和年均夜间灯光亮度数据作为人类活动阻力因子,如图 5(b)所示.

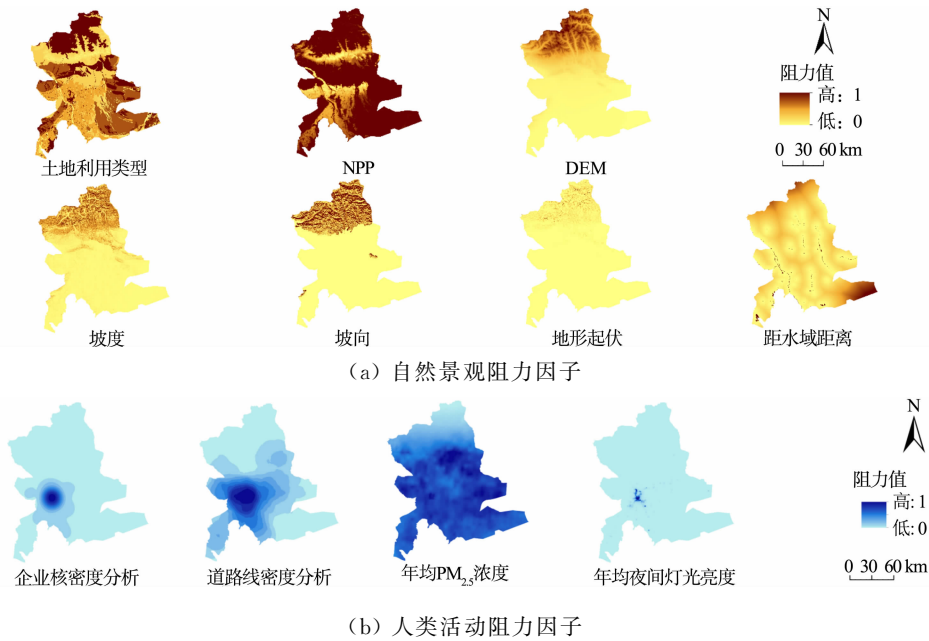


图 5 物种扩张和迁移阻力因子

Fig. 5 Species expansion and migration resistance factors

年均夜间灯光亮度数据用于表征人类生活、通勤、休闲等活动的范围和强度;企业核密度分析由于其距离和密度属性,可用来表征人类经济生产活动的范围和强度;道路线密度分析既包括距离和密度属性,也包括等级属性,用来表示道路对生态源连接的阻碍程度;研究区 PM<sub>2.5</sub> 的主要来源是春季的沙尘天气和冬季的燃煤取暖源<sup>[20]</sup>. 大多数废气排放物都含有重金属等有毒物质. 与水和土壤污染相比,空气污染易于量化且不可避免地外溢. 因此,用空气污染表征各种人类活动造成的污染范围更为合理.

3.3.2 阻力面的构建 依据节 2.1 中提到的可能存在的 4 种情景,利用层次分析法(AHP)对每个阻力因子赋权. 所有阻力因子经过归一化处理,以便于多源数据的叠加处理. 阻力因子及 4 种情景下的各因子权重,如表 3 所示. 表 3 中:+,− 分别表示正向、反向; $\beta$  为自然景观阻力与人类活动阻力的比例.

表 3 阻力因子及 4 种情景下的各因子权重

Tab. 3 Resistance factors and weight of each factor under four scenarios

目标层	准则层	指标层	指标方向	权重			
				$\beta=1:0$	$\beta=1:1$	$\beta=2:1$	$\beta=1:2$
物种扩张和迁徙 阻力因子	自然景观 阻力因子	坡度	+	0.068 6	0.034 3	0.045 7	0.022 9
		土地利用类型	−	0.282 0	0.141 0	0.188 0	0.094 0
		坡向	+	0.099 8	0.049 9	0.066 5	0.033 3
		NPP	−	0.182 0	0.091 0	0.121 3	0.060 7
		距水域距离	+	0.178 7	0.089 4	0.119 1	0.059 6
		地形起伏	+	0.067 2	0.033 6	0.044 8	0.022 4
		DEM	+	0.121 8	0.060 9	0.081 2	0.040 6
	人类活动 阻力因子	年均夜间灯光亮度	+	0	0.107 6	0.071 7	0.143 4
		企业核密度分析	+	0	0.177 8	0.118 5	0.237 0
		年均 PM <sub>2.5</sub> 浓度	+	0	0.061 1	0.040 7	0.081 5
		道路线密度分析	+	0	0.153 6	0.102 4	0.204 8



根据 4 种情景,分别按照  $\beta$  为 1 : 0,1 : 1,2 : 1,1 : 2 制作综合阻力面. 为了满足 Linkage Mapper 使用条件,在权重之和为 1 的基础上,将阻力面放大 1 000 倍,确保 4 个结果的度量一致. 不同  $\beta$  下的阻力面对比,如图 6 所示. 由图 6 可知:随着人类活动阻力占比的增加,综合阻力面的阻力阈值缩小,阻力高值区由研究区东、西、南部外围区域逐渐转移至城镇中心及周围区域.

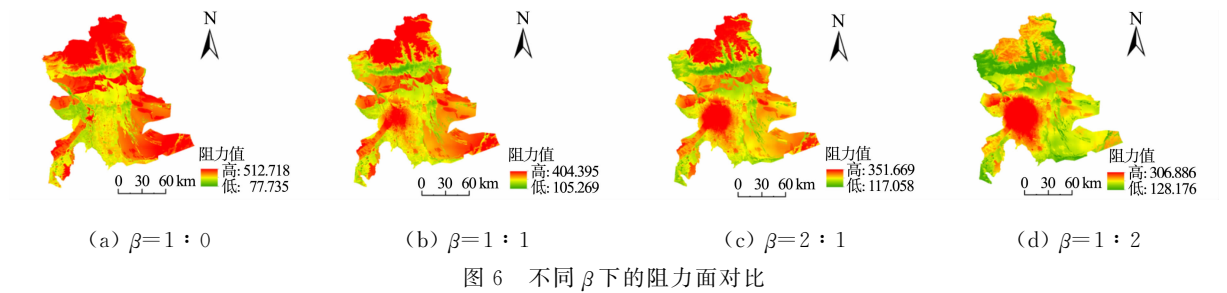


Fig. 6 Comparison of resistance surfaces under different  $\beta$

3.4 生态廊道、生态夹点和障碍点的提取

分别把 4 张不同的综合阻力面输入 Linkage Mapper 工具中,得到 4 种情况下生态保护重点区域的分布状况. 为了突出显示生态夹点和生态障碍点,也为了突出实验结果的主要变化,对局部区域及城镇中心区域进行放大处理.

生态保护重点区域分布对比,如图 7 所示. 由图 7 可知:靠近城镇中心区域共有横向和纵向两类生态廊道发生明显改变,其中,横向生态廊道位于城镇中心中部和偏南方向,纵向生态廊道位于城镇中心西北方向.

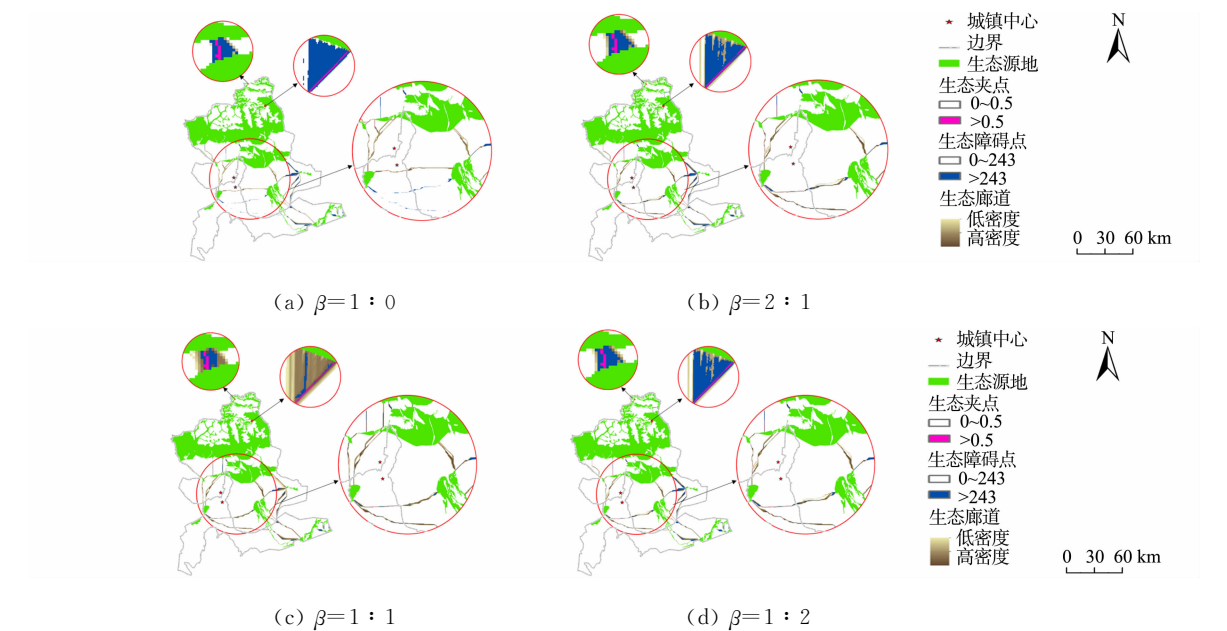


Fig. 7 Comparison of ecological protection key area

- 1) 当自然景观阻力与人类活动阻力比例由 1 : 0 调整为 2 : 1 时,横向生态廊道由最开始的 1 条增长至 2 条,体现在横穿城镇中心的 1 条较短的生态廊道被相对靠南的 2 条更长的生态廊道所替代. 这说明随着人类活动影响的小幅度增加,物种迁移路径长度增加,而纵向廊道的分支减少 1 条.
- 2) 当自然景观阻力与人类活动阻力比例由 2 : 1 调整为 1 : 1 时,新增的横向生态廊道发生外扩,原有的纵向生态廊道也发生外扩. 生态廊道总长度增加,但它们的走向并未发生大幅度改变.
- 3) 当自然景观阻力与人类活动阻力比例由 1 : 1 调整为 1 : 2 时,横向生态廊道不仅持续发生外扩,且其走向趋势也发生了大幅度变化. 纵向生态廊道同样持续发生外扩,同时失去 1 条沟通南北生态斑块的较长廊道,增加 1 条较短的生态廊道.

另外,可以发现靠近城镇中心的区域生态廊道长而窄,生态景观连通难度较大,而研究区北部和东

南部等远离城镇中心的区域生态源地连片分布,生态廊道短而宽,生态景观易于连通。

生态夹点变化如下:研究区内的生态夹点以狭窄的条状、较小的点状及不规则的虚线状呈现,面积很小甚至难以在图 7 中明确显示,随着人类活动阻力占比的增加,夹点(pinch point)值大于 0.5 的夹点面积并未发生变化,靠近城镇中心的生态夹点位置随廊道的移动而发生移动。

生态障碍点的变化如下:随着人类活动阻力占比的增加,修复价值的最大值经历了由 729.196 到 429.230 再到 373.745,最后到 336.917 的变化;为了便于比较,统一以修复价值 243 为界(243 是利用纯自然景观阻力面提取障碍点修复价值的中值),随着人类活动干扰阻力占比的增加,修复价值大于 243 的生态障碍点面积逐渐减小。

## 4 讨论

在生态文明建设战略背景下,新疆维吾尔自治区国土空间规划(2021—2035 年)中的生态空间规划部分确定了“塑造绿色永续的生态空间”的目标,并提出要加强生态空间保护和管控,优化自然保护地体系,统筹自然资源保护和利用,实施生态保护修复等要求。以该规划中南疆重要城镇,即新疆阿克苏市温宿县作为研究区,设计了能够同时反映人类活动的范围及活动强度对生态源地扩张和连通的影响程度的阻力面,与自然景观阻力面赋予不同权重叠加,识别 4 种情景下的生态保护重点区域,识别这些区域时,兼顾考虑了自然景观与人类活动干扰。

从研究区的生境质量评价结果来看,研究区整体生境质量偏低,能够作为生态源地的生境集中连片分布在研究区北部,土地利用类型主要以优质林地和草地及永久性冰山雪地为主,东西两侧及东南方向的生态源地零散分布,而城镇中心区域缺乏能够作为生态源地的生态斑块。造成这种状况的原因可能是研究区北部处于托木尔峰山区,海拔高、地形起伏度较大,且受人类活动影响较小,研究区中南部处于平原地带,距离沙漠较近,植被覆被面积小,而城镇中心作为人类活动核心区域,受人类活动影响较大。如若不采取措施加以干预,长此以往,现有的优良生境也势必会发生退化,进而影响某些物种生存。

生态夹点是生态廊道中电流密度高值区域,即物种流动最容易经过的区域,是生态廊道的重要部分,为了方便对 4 种结果进行比较,研究设置了同样的参数。因此,生态夹点总面积并未发生变化,仅是位置随着生态廊道的移动发生变化。

生态障碍点即具有一定修复价值的区域,修复这些区域对于研究区生态板块的连通具有重要意义。从生态障碍点的变化来看,当自然景观阻力与人类活动阻力比例由 1:0 调整至 2:1 时,城镇中心南部的大片连续生态障碍点转变成成为 2 条沟通东西两侧生态斑块的重要廊道。之后,随着人类活动阻力占比的增大,生态障碍点总面积逐渐缩小。另外,生态障碍点修复价值的最大值呈现递减趋势,这可能与图 6 所显示的阻力面阈值范围缩小存在一定关联。

研究识别了 4 种情景下的生态保护重点区域,明确了人类活动对城镇中心及其周围范围内的生态保护重点区域的分布存在重要影响;对于远离城镇中心的广大区域内的生态保护重点区域存在细微影响。因此,当进行生态格局构建时,对于远离城镇中心的区域,可以参考自然景观阻力与人类活动阻力比例为 1:0 或 2:1 时生态保护重点区域的分布情况;对于城镇中心周围区域,可以参考自然景观阻力与人类活动阻力比例为 1:1 时生态保护重点区域的分布情况;对于城镇中心,可以参考自然景观阻力与人类活动阻力比例为 1:2 时生态保护重点区域的分布情况。

通过对这些区域的建设和保护,一方面,可以连通分散的重要生态斑块,有利于减小城镇建设对当地生态系统和生物多样性保护的影响和威胁,维持当地生态系统的完整和稳定;另一方面,兼顾考虑人类活动和自然景观的影响,更有助于统筹推进生态环境保护,促进区域内人与自然的和谐发展。

## 5 结束语

考虑到人类活动对于物种迁徙和扩散具有一定干扰,进而对生态保护重点区域的分布产生影响,通过上述结果分析,可以确定人类活动干扰对生态保护重点区域的分布具有重要的影响,尤其是人类活动强度较大的城镇中心区域,其周围的生态廊道数量和位置均随着人类活动阻力占比的增加而发生显著

变化;生态夹点作为生态廊道的一部分,其位置随着生态廊道位置的变化而变化,总面积不变;生态障碍点的最高修复价值阈值逐渐变小,修复价值较高的生态障碍点总面积也逐渐减小,说明随着人类活动影响增强,对生态障碍点进行修复所产生的价值减小.

参考文献:

[1] 赵士洞,张永民. 生态系统与人类福祉: 千年生态系统评估的成就、贡献和展望[J]. 地球科学进展,2006,21(9): 895-902. DOI:10. 3321/j. issn:1001-8166. 2006. 09. 002.

[2] SCHREURS M A. Environmental cooperation in Northeast Asia[J]. Global Economic Review,1998,27(1):88-101. DOI:10. 1080/12265089808449727.

[3] LIETZMANN K M,VEST G D. Environment and security in an international context executive summary report: NATO/committee on the challenges of modern society pilot study pilot study co-chairs[J]. Environmental Change and Security Project Report,1999(5):34-48.

[4] 罗贞礼. 土地利用生态安全评价指标的系统聚类分析[J]. 湖南地质,2002(4):252-254. DOI:10. 3969/j. issn. 1672-5603. 2002. 04. 003.

[5] 郑华,吴秀林. 滨海山地地区绿道网规划研究: 以浙江省玉环县为例[J]. 环球市场信息导报,2014(19):40-43.

[6] 沈孝辉. 人与生物圈计划 MaB 与中国自然保护区的四十年[J]. 人与生物圈,2018,113(5):76-79.

[7] BRUINDERINK G G,VAN DER SLUIS T,LAMMERTSMA D,*et al.* Designing a coherent ecological network for large mammals in northwestern Europe[J]. Conservation Biology,2003,17(2):549-557. DOI:10. 1046/j. 1523-1739. 2003. 01137. x.

[8] AHERN J. Greenways as a planning strategy[J]. Landscape and Urban Planning,1995,33(1/2/3):131-155. DOI: 10. 1016/0169-2046(95)02039-v.

[9] 樊影,王宏卫,杨胜天,等. 基于生境质量和生态安全格局的阿勒泰地区生态保护关键区域识别[J]. 生态学报, 2021,41(19):7614-7626. DOI:10. 5846/stxb202011202987.

[10] 何龙斌,凌自苇,齐光文,等. 多目标生态安全格局构建方法与规划应用: 以珠海市为例[J]. 城市发展研究,2021, 28(8):19-23. DOI:10. 5846/stxb201710271929.

[11] 杜雨阳,王征强,于庆和,等. 基于生境质量模型和电路理论的区域生态安全格局构建: 以秦岭(陕西段)为例[J/ OL]. 农业资源与环境学报,2021:1-12[2022-03-15]. [http://www.aed.org.cn/nyzyyhjxb/ch/reader/view\\_abstract.aspx?flag=2&file\\_no=202108170000003](http://www.aed.org.cn/nyzyyhjxb/ch/reader/view_abstract.aspx?flag=2&file_no=202108170000003). DOI:10. 13254/j. jare. 2021. 0531.

[12] 钟业喜,吴青青,吴思雨,等. 生态安全约束下环鄱阳湖生态城市群空间格局演变研究[J]. 江西师范大学学报, 2021,45(5):530-538. DOI:10. 16357/j. cnki. issn1000-5862. 2021. 05. 12.

[13] 崔馨月,方雷,王祥荣,等. 基于 DPSIR 模型的长三角城市群生态安全评价研究[J]. 生态学报,2021,41(1):302-319. DOI:10. 5846/stxb201905060914.

[14] 徐会勇,赵学娇,张大红. 我国省域森林生态安全评价及差异化: 基于生态文明建设背景[J]. 生态学报,2018,38 (17):6235-6242. DOI:10. 5846/stxb201710271929.

[15] 史永龙,贾宪威,蔡昕,等. 省域土地生态安全评价研究: 以江苏省为例[J]. 安徽农业科学,2011,39(4):2365-2368. DOI:10. 13989/j. cnki. 0517-6611. 2011. 04. 097.

[16] 王怡然,张大红,吴宇伦. 基于 DPSIR 模型的森林生态安全时空间变化研究: 以浙江省 79 个县为例[J]. 生态学报,2020,40(8):2793-2801. DOI:10. 5846/stxb201903180509.

[17] 王玉莹,金晓斌,沈春竹,等. 东部发达区生态安全格局构建: 以苏南地区为例[J]. 生态学报,2019,39(7):2298-2310. DOI:10. 5846/stxb201802050308.

[18] 潘竟虎,李磊. 利用 OWA 和电路模型优化黄河流域甘肃段生态安全格局[J]. 农业工程学报,2021,37(3):259-268. DOI:10. 11975/j. issn. 1002-6819. 2021. 03. 031.

[19] 刘红文. 生物多样性保护的阿克苏“画卷”: 野生动植物逾百种[EB/OL]. (2021-10-15)[2022-03-15]. [http://xj. news.cn/zt/2021-10/15/c\\_1127962190. html](http://xj.news.cn/zt/2021-10/15/c_1127962190.htm).

[20] 徐达剑,杨泽远. 阿克苏市空气质量 PM<sub>2.5</sub> 浓度变化研究与对策[J]. 干旱环境监测,2016,30(1):18-22,32. DOI:10. 3969/j. issn. 1007-1504. 2016. 01. 004.

(责任编辑: 黄晓楠      英文审校: 刘源岗)