

DOI:10.13869/j.cnki.rswc.2023.04.053.

张新胜, 蔡明勇, 邵文飞, 等. 陕西秦岭地区生态干扰风险空间分异规律研究[J]. 水土保持研究, 2023, 30(4): 115-121, 129.

ZHANG Xinsheng, CAI Mingyong, TAI Wenfei, et al. Research on the Spatial Variation of Ecological Disturbance Risk of the Qinling Belt in Shaanxi Province[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2023, 30(4): 115-121, 129.

# 陕西秦岭地区生态干扰风险空间分异规律研究

张新胜, 蔡明勇, 邵文飞, 陈绪慧, 史雪威

(生态环境部卫星环境应用中心, 北京 100094)

**摘要:** [目的]揭示不同自然生态状况、资源环境禀赋以及人类干扰强度条件下秦岭地区的生态风险空间分布规律, 对秦岭生态保护具有重要理论意义。[方法]以秦岭地区(陕西段)为研究区域, 选取坡度、植被覆盖度、土地利用类型、生态空间类型等 14 个指标, 基于层次分析权重赋值法和地理信息系统空间分析技术, 构建生态干扰风险评估指标体系和评估模型, 开展了秦岭地区(陕西段)生态干扰风险空间分异规律研究。[结果]秦岭地区(陕西段)生态干扰风险整体呈现“北高—中低—南中”的空间异质性分布格局, 生态干扰较高和高风险区分布在秦岭北麓一带以及汉滨区、汉台区、城固县部分区域。低风险、较低风险、中风险、较高风险和高风险区分别占比 26.46%, 42.44%, 19.92%, 8.62% 和 2.56%。秦岭地区(陕西段)人类活动分布较为集中, 占研究区面积 11.18% 的生态干扰较高和高风险区域集中了研究区内 36.26% 的人类活动面积, 并提出了县域单元生态干扰风险预警机制。[结论]陕西秦岭地区生态干扰风险存在显著的空间分异特征, 整体生态干扰风险程度较低, 研究结果对于秦岭地区人类干扰活动监管策略优化和生态环境保护工作具有重要参考价值。

**关键词:** 生态干扰风险; 生态保护红线; 秦岭地区(陕西段)

中图分类号: X826

文献标识码: A

文章编号: 1005-3409(2023)04-0115-07

## Research on the Spatial Variation of Ecological Disturbance Risk of the Qinling Belt in Shaanxi Province

ZHANG Xinsheng, CAI Mingyong, TAI Wenfei, CHEN Xuhui, SHI Xuewei

(Center for Satellite Application on Ecology and Environment, Ministry of Ecology and Environment, Beijing 100094, China)

**Abstract:** [Objective] Revealing the spatial distribution patterns of ecological risks in the Qinling region under different natural ecological conditions, resource and environmental endowments and human disturbance intensity is of great theoretical significance for ecological protection in the Qinling region. [Methods] The Qinling belt (Shaanxi section) was taken as the study area. The indicator system and evaluation model of ecological disturbance risk were constructed by using 14 factors including slope, vegetation coverage, land use type, and ecological space type and so on. Based on the analytic hierarchy process (AHP) and geographical information system (GIS) spatial analysis function, the indicator system and evaluation model of ecological disturbance risk were constructed. The study on the spatial variation of ecological disturbance risk in the Qinling belt (Shaanxi section) was carried out. [Results] There was significant spatial heterogeneity in ecological disturbance risk in the Qinling belt (Shaanxi section), with an overall distribution pattern of ‘high in the north-low in the south-middle in the south’. The areas with high and relatively high ecological disturbance risk were mainly located at the northern foot of the Qinling Mountain and parts of the Hanbin District, Hantai District and Chenggu County. Low risk, relatively low risk, medium risk to relatively high risk and

收稿日期: 2022-04-25

修回日期: 2022-06-08

资助项目: 国家重点研发计划项目(2021YFB3901103); 成都理工大学地质灾害防治与地质环境保护国家重点实验室开放资助项目(SKLG2020K005)

第一作者: 张新胜(1993—), 男, 河南信阳人, 中级工程师, 硕士研究生, 主要从事生态环境遥感监测应用方面研究。E-mail: xinszhang@163.com

通信作者: 蔡明勇(1986—), 男, 山东菏泽人, 正高级工程师, 博士, 主要从事生态保护红线监管、生态风险评价研究。E-mail: caimingyong@126.com

<http://stbcyj.paperonice.org>

high risk accounted for 26.46%, 42.44%, 19.92%, 8.62% and 2.56%, respectively. It was found that human activities relatively concentrated in the Qinling belt (Shaanxi section), and the areas with the high and relatively high ecological disturbance risk and 11.18% of the study area concentrated 36.26% of the area of human activities in accounting. An early warning mechanism of ecological disturbance risk for county units was proposed. [Conclusion] The risk of ecological disturbance in the Qinling region of Shaanxi has significant spatial differentiation characteristics, and the overall ecological disturbance risk level is relatively low, the results of the study can provide important reference value for the optimization of human disturbance activity regulation strategy and ecological environmental protection in the Qinling belt.

**Keywords:** risk of ecological disturbance; ecological conservation redline; Qinling belt (Shaanxi section)

保护生态环境、预防生态风险、保障生态安全,已成为国家安全的重要组成部分<sup>[1]</sup>。随着可持续发展理念和生态文明建设思想的不断深化,生态风险评估问题越来越受到人们的重视<sup>[2-4]</sup>。自1992年美国环保局(U.S. Environmental Protection Agency, USEPA)颁布生态风险评价框架之后<sup>[5]</sup>,人们关注的焦点逐渐由健康风险评价过渡到生态风险评价方面<sup>[6-7]</sup>,相关研究主要集中在土壤或沉积物重金属污染<sup>[8-9]</sup>、有机污染物<sup>[10]</sup>、自然灾害及社会开发活动<sup>[11-13]</sup>等生态环境风险评价方面。我国生态风险评价起步较晚,研究区域也主要针对一些生态环境脆弱/敏感地区<sup>[14-16]</sup>。傅微等<sup>[17]</sup>以生态脆弱、人与生态环境相互作用敏感的陕北黄土高原为典型研究对象,建立景观生态风险指数,对陕北黄土高原的综合风险状况及其变化进行了定量评价;Li等<sup>[18]</sup>从生态敏感性、生态压力和自我恢复力等3个方面,开展了银马河流域的有色溶解有机物生态风险评估;张晓瑞等<sup>[19]</sup>以安徽省绩溪县为案例,构建基于“敏感性—干扰度”的县域生态风险综合评价模型,提出了开发型和保护型两种生态风险防控分区方案,为县域生态环境保护与可持续发展提供科学的决策依据。

作为“生态风险”的一部分,生态干扰风险是指区域生态系统易受到自然或人为因素影响,进而产生生态破坏的可能性和破坏程度<sup>[20]</sup>。目前大部分学者的研究方向主要集中在生态系统自身风险评估等方面,研究内容主要涉及不同区域尺度生态系统或环境受干扰时自身脆弱程度、敏感性以及恢复能力等方面<sup>[21-23]</sup>,指标选取多考虑的是自然因素以及少数的社会、经济方面空间离散后的统计指标,而对生态系统受外界人为活动影响的可能性方面关注较少,指标选取过程中对交通条件以及旅游、矿产、物种资源等容易诱发人类干扰和开发破坏的高空间异质性数据使用较少,无法体现人类干扰和生态保护管理措施因素对生态环境状况产生的影响。

鉴于此,本文结合秦岭地区(陕西段)区域自然环境特征,以遥感数据源为主,在反映生态环境自身脆弱性、敏感性以及生态系统恢复力的基础上,纳入生态空间重要性、人为活动强度以及资源禀赋等方面指标,构建秦岭地区(陕西段)生态干扰风险评估模型,以期揭示秦岭地区(陕西段)生态环境受自然因素或人为活动影响导致的生态干扰风险空间分异规律及其成因,并在此基础上提出县域尺度生态干扰风险预警机制,为秦岭地区生态环境保护和生态破坏风险管控提供科学依据。

## 1 研究区概况

本研究选取陕西省秦岭地区为研究区域(31°56′—34°38′N, 105°30′—111°02′E),东西以省界为界、长约500 km,南北以秦岭山体坡底为界、宽约300 km,面积约8.2万km<sup>2</sup>,行政范围包括了西安市、宝鸡市、渭南市、汉中市、安康市和商洛市6市中的39个县(市、区)(图1)。研究区海拔2 000~3 000 m,地貌类型多样,北麓以平原为主,南部以低山为主,中部为秦岭主峰。秦岭地区年均气温10~14℃,年均降雨700~900 mm,是我国北方旱作区与南方水田区、湿润与半湿润、800 mm等降雨量线、温带与亚热带多种自然和地理分区的分界线。秦岭和合南北、泽被天下,是黄河、长江流域的重要水源涵养地,且物种资源丰富,被誉为“生物多样性基因库”。作为陕西省乃至全国的重要生态安全屏障之一,秦岭地区是生态环境保护和生态风险管控的重点区域<sup>[24]</sup>。

## 2 研究方法

### 2.1 评估指标体系框架构建

研究构建3层生态干扰风险评估指标体系(图2)。第1层是目标层,生态干扰风险指数(Risk Index of Ecological Disturbance, RIED),综合反映区域生态系统受自然因素或人为活动影响的可能性和破坏程度;第2层是准则层,从生态易损性(生态系统自身

脆弱/敏感性和抗干扰能力、生态环境状况等)、干扰易达性(交通便利条件、人口分布等)和资源易引性(旅游、矿产和物种资源禀赋)三方面衡量生态干扰风险;第 3 层是指标层,包含各准则层评估所需具体指标。本文充分借鉴已有研究基础,在考虑指标数据的可得性、易用性和代表性基础上,结合研究区域的特征,最终选取坡度、植被覆盖度、生态空间类型、土地利用类型等 14 个指标参与秦岭地区(陕西段)生态干扰风险评估。

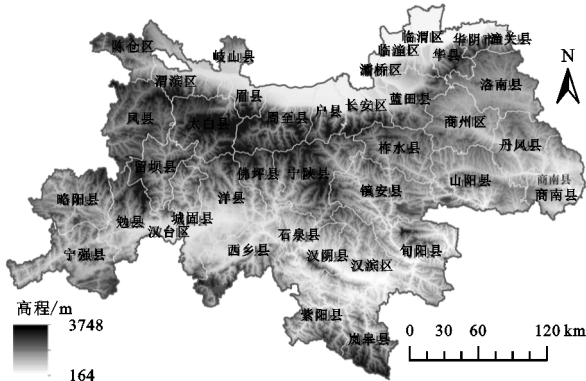


图 1 研究区概况

2.2 指标数据来源

生态干扰风险是自然环境、人类活动和资源禀赋等因素综合作用的结果,评估指标的选取直接决定了生态干扰风险评估结果的合理性和可靠性。本研究中评估指标获取涉及的原始数据包括了基础地理数据、遥感数据、土壤数据和其他数据。(1) 基础地理

数据包括:数字地面高程模型(DEM,空间分辨率 90 m,http://srtm.csi.cgiar.org/),全国 1 : 25 万基础地理信息数据(2019 年版),用于提取坡度、居民点密度和道路密度指标。(2) 遥感数据包括:2020 年 MOD13A1 NDVI 数据集(USGS,https://lpdaac.usgs.gov/),采用最大值合成法以及 Wan 等<sup>[25]</sup>提出的降尺度处理方法,处理得到研究区 2020 年 100 m 分辨率年度 NDVI 产品,再基于像元二分模型<sup>[26]</sup>和 CASA 模型<sup>[27]</sup>分别获得研究区植被覆盖度和净初级生产力指标。土地利用指标采用 2015 年全国生态状况定期调查评估发布的土地利用类型数据(分辨率 30 m)。(3) 土壤数据包括:土壤类型、土壤 pH 和土壤有机质均来源于中国 1 : 100 万土壤数据库,通过分级赋值得到。(4) 其他数据包括:腾讯大数据平台用户位置实时分布数据,通过时间序列叠加分析和空间密度分析获得 2020 年度人口密度指标,像元大小为 100 m×100 m;生态空间类型指标基于国家级/省级自然保护区、生态保护红线、其他空间等不同管控级别的生态空间区域图层加权分析得到;旅游、矿产和物种资源数据代表了环境资源禀赋条件带来的大规模文旅、采矿等开发活动以及偷盗猎珍稀物种行为的潜在可能性,基于矢量点位数据通过空间离散获得。所有参与评估运算的指标均进行裁剪、投影转换和重采样等数据预处理操作。

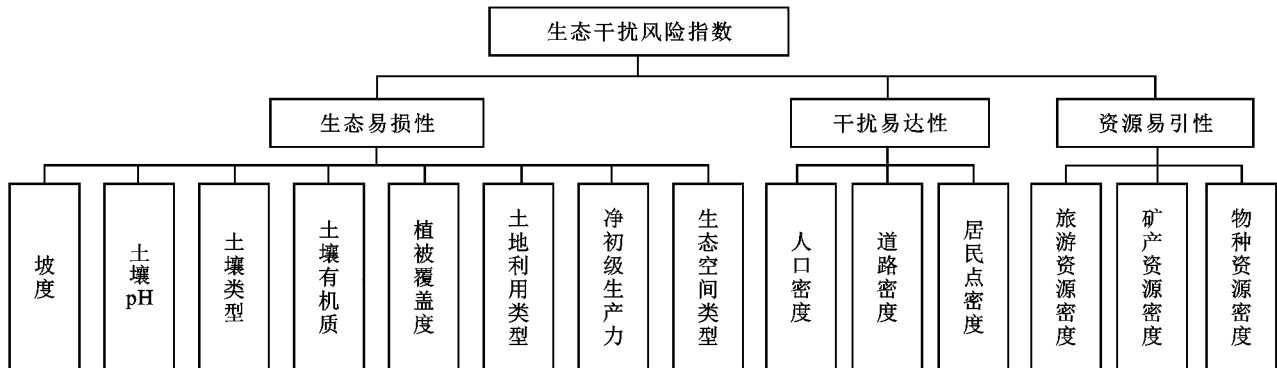


图 2 生态干扰风险评估指标体系框架

2.3 指标标准化处理

由于各指标代表的物理意义和量纲不同,无法直接参与评估运算,为了消除指标量纲和数量级的差异,采用极差标准化和专家分级赋值法分别对定量指标和定性指标进行标准化处理。专家分级赋值法:对于定性指标,包括土壤类型、土壤 pH、土壤有机质、土地利用类型、生态空间类型,依据专家经验和实际情况对各指标进行分级<sup>[28]</sup>,分级处理后的指标均为正向指标。各定性指标的具体分级赋值处理结果见表 1。

极差标准化法:评估指标与生态干扰风险的关系有正负向之分,需采用不同的归一化计算公式。正向关系是评估指标值越大,生态干扰风险越高;负向关系是评估指标值越大,生态干扰风险越小。

其中,正向指标包括:土壤类型、土壤 pH、土壤有机质、土地利用类型、生态空间类型、人口密度、道路密度、居民点密度、旅游资源密度、矿产资源密度、物种资源密度。

$$Z_1 = \frac{x_i - x_{\min}}{x_{\max} - x_{\min}}$$

(1)



负向指标包括:坡度、植被覆盖度、净初级生产力。

$$Z_i = \frac{x_{\max} - x_i}{x_{\max} - x_{\min}} \quad (2)$$

式中: $Z_i$  为第  $i$  个指标的标准化值,范围为 $[0,1]$ ;  $x_i$  为第  $i$  个指标的实际值;  $x_{\max}$  为第  $i$  个指标实际值的最大值;  $x_{\min}$  为第  $i$  个指标实际值的最小值。

表1 评估定性指标分级赋值

定性指标	标准化赋值				
	1	2	3	4	5
土地利用类型	其他	林地	草地	农业用地	居民用地
生态空间类型	国家级自然保护区	国家级缓冲区、试验区	省级自然保护区	生态保护红线	其他空间
土壤 pH	<6.0	6.0~6.5	6.5~7.5	7.5~8.5	>8.5
土壤类型	淋溶土半淋溶土	铁铝土人为土	钙层土高山土	水成土半水成土	初育土盐碱土
土壤有机质	>6	4~6	2~4	1~2	<1

## 2.4 指标权重赋值

层次分析法是通过求解各层级结构的判断矩阵特征向量获取每一层级各元素对上一层级元素的优先权重,然后采用加权求和的方法递归并各层级对总目标层的最终权重。本文利用 YAAHP 软件的层次分析功能构建生态干扰风险评估模型指标重要性判断矩阵,获得各指标权重值(表2),并对模型指标权重进行一致性检验。得到模型一致性比率  $CR = 0.039 < 0.1$ ,说明模型通过一致性检验。模型一致性比率计算公式如下:

$$CR = \frac{CI}{RI} \quad (3)$$

$$CI = \frac{\lambda_{\max} - n}{n - 1} \quad (4)$$

式中:  $CR$  为模型一致性比率,一般认为  $CR < 0.1$  时,有满意的一致性,通过一致性检验;  $CI$  为一致性指标;  $RI$  为随机一致性指标,通过查表获取;  $\lambda_{\max}$  为判断矩阵的最大特征值;  $n$  为评估指标个数。

表2 生态干扰风险评估指标权重

目标层	准则层	指标层	指标正负向	最终权重
生态干扰风险指数	生态易损性 (0.413)	坡度	—	0.115
		土壤 pH	+	0.022
		土壤类型	+	0.021
		土壤有机质	+	0.030
		植被覆盖度	—	0.040
		土地利用类型	+	0.043
	干扰易达性 (0.327)	净初级生产力	—	0.070
		生态空间类型	+	0.072
		人口密度	+	0.107
		道路密度	+	0.135
		居民点密度	+	0.085
		旅游资源密度	+	0.037
	资源易引性 (0.260)	矿产资源密度	+	0.149
		物种资源密度	+	0.074

## 2.5 生态干扰风险指数

借助 ArcGIS 软件空间分析模块,计算出生态干扰风险指数。公式如下:

$$RIED = \sum_{i=1}^n w_i \cdot A_i \quad (5)$$

式中:  $RIED$  为生态干扰风险指数;  $w_i$  为第  $i$  个评估指标的权重值;  $A_i$  为第  $i$  个指标的标准化值;  $n$  为评估指标个数。

## 3 结果与分析

根据研究构建的生态干扰风险评估模型,计算得到研究区逐像元生态干扰风险指数结果,其值域范围为 0.07~0.73。为更加直观描述研究区生态干扰风险状况,采用自然断点法将研究区风险评估结果划分为低风险(0.07~0.20)、较低风险(0.20~0.25)、中风险(0.25~0.32)、较高风险(0.32~0.42)和高风险(0.42~0.73)5个级别。

### 3.1 生态干扰风险空间分布特征

秦岭地区(陕西段)生态干扰风险整体呈现“北高一中低—南中”的分布格局(图3)。结合研究区生态干扰风险评估统计表(表3)可知,研究区生态干扰风险状况以较低和低风险为主、中风险面积次之、较高和高风险区域面积最少。其中,低风险区和较低风险区面积分别为 2.16 万  $\text{km}^2$ 、3.46 万  $\text{km}^2$ , 占总面积的 26.46% 和 42.44%, 较低和低风险区域主要分布在秦岭中部的留坝县、佛坪县、宁陕县、商南县等区域,这与秦岭中部地区的地理位置和生态空间类型有直接关系,秦岭中部地区为秦岭主峰,海拔较高、植被盖度较好且绝大部分区域纳入了国家公园、自然保护区和生态保护红线严格管控区范围,加之交通相对不便,从而人类干扰活动导致的生态风险较低。中风险区面积为 1.63 万  $\text{km}^2$ , 占总面积的 19.92%, 主要分布在秦岭地区东北部和西南部等部分地区。较高风险区和高风险区面积分别为 0.70 万  $\text{km}^2$ 、0.21 万  $\text{km}^2$ , 占总面积的 8.62% 和 2.56%, 集中分布在秦岭北麓一带的灞桥区、临潼区、临渭区以及南部汉滨区、汉台区等部分区域,由于这些区域土地利用类型以建设开发用地和农业用地为主、居住人口集中且交通设

施便利等原因,使得生态环境所承受的人口、资源开发和经济发展压力较大,生态环境相对脆弱,生态干扰风险较高。

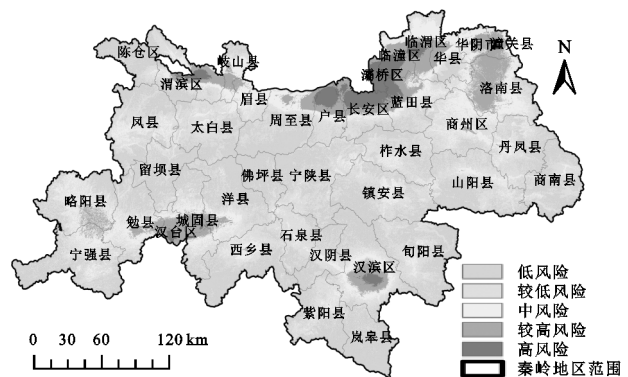


图 3 秦岭地区(陕西段)生态干扰风险等级分布

表 3 秦岭地区(陕西段)生态干扰风险分级

风险等级	低风险(I)	较低风险(II)	中风险(III)	较高风险(IV)	高风险(V)
范围	0.07~0.20	0.20~0.25	0.25~0.32	0.32~0.42	0.42~0.73
面积/km <sup>2</sup>	21598.52	34639.86	16259.28	7038.09	2091.67
占比/%	26.46	42.44	19.92	8.62	2.56

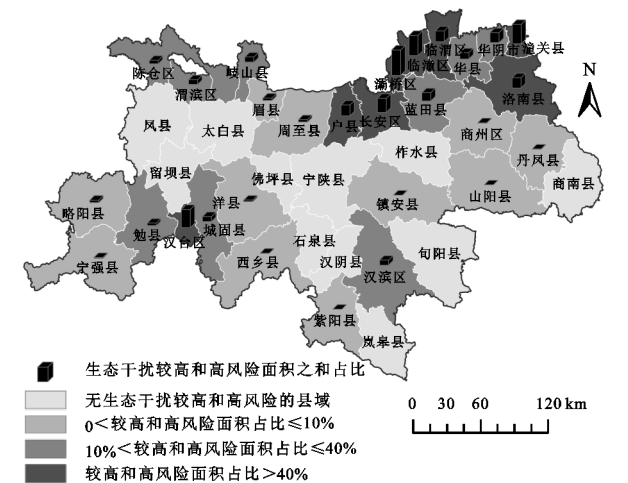


图 4 县域生态干扰较高和高风险占比统计分布

3.3 生态干扰风险与人类活动关系分析

为进一步验证生态干扰风险评估模型的科学性和结果的合理性,基于地理国情调查地表覆盖数据,提取研究区内人工堆掘地、地表构筑物、采矿用地和工业设施用地等人类开发建设活动区域面积,进而统计出不同生态干扰风险等级区域内的人类开发建设活动分布情况。结果表明(图 5),2.56%和 8.62%的生态干扰高风险区域、较高风险分别集中了 10.53%和 25.73%的人类活动,19.92%和 42.44%的生态干扰中风险区域、较低风险区域分布了 29.31%和 25.17%的人类活动,而 26.46%的生态干扰低风险区域仅有 9.26%的人类活动。

秦岭地区较高和高风险区内人类活动面积占全部人类活动面积的 36.26%,约为 0.59 万 km<sup>2</sup>,是较高和高风险区面积占比的 3.3 倍左右。此外,较低、

3.2 县域单元生态干扰风险统计分析

进一步以县域为统计单元,计算每个县域单元的较高和高风险区面积之和的占比,并以 0,10%和 40%为分割点统计出各区间县域数量。由图 4 可知,39 个县(市、区)中生态干扰较高和高风险面积占比超过 40%的县域有 8 个,除汉台区外,潼关县、临渭区和长安区等 7 个县区都位于秦岭北麓地区,需加强生态破坏活动监管和风险预警;生态干扰较高和高风险面积占比介于 10%~40%的县域有 9 个,包括华阴市、蓝田县、华县、岐山县、陈仓区、渭滨区、勉县、城固县和汉滨区;秦岭中部和南部部分县区生态干扰较高和高风险面积占比均小于 10%,且佛坪县、留坝县、宁陕县、岚皋县等 11 个县域内无较高和高风险区域。

低风险区域内人类活动面积与较高、高风险区域内人类活动面积基本相当,但较低、低风险区域面积约为较高、高风险区域面积的 6 倍,即较高和高风险区域内人类活动分布比较集中,研究所提出的模型方法能够有效识别研究区内人类活动对生态环境干扰的高风险区域,进而为生态环境破坏监管和人类干扰活动发现提供重点关注区域。

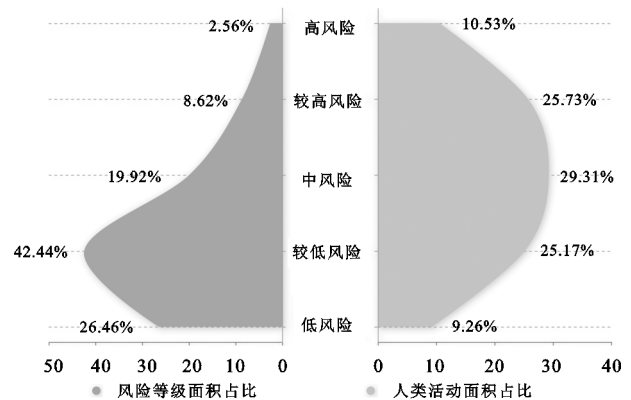


图 5 各等级生态干扰风险及人类活动占比

3.4 生态干扰风险驱动因素分析

从生态易损性、干扰易达性和资源易引性 3 个方面对区域生态干扰风险评估结果进行分析。由于秦岭北麓地区地势较为平坦,坡度基本在 5°以下,人口密度较大,植被覆盖度较低,土地利用类型以易于开发的建设用地和农业用地为主,因此该区域生态系统易损性风险整体处于较高和高风险级别(图 6A),这一结果与武建超等<sup>[29]</sup>研究中关于秦岭北麓生态保护与发展面临的人类生产生活建设开发强度大等问题的描述以及提出通过生态复生技术提高秦岭北麓地区林地

面积和生态承载能力的结论相一致。从干扰易达性分布(图6B)来看,在道路交通条件和人口分布等指标的综合作用下,干扰易达性较高和高风险区域主要集中在秦岭北麓和南部人口密集地区,分布特征与生态易损性较高和高风险区域呈现较强的相关性。

根据研究区资源易引性评估结果(图6C),资源易引性较高和高风险区呈现出明显的局部聚集分布特征。从旅游资源、矿产资源和物种资源3个影响指标的空间分布特征分析,灞桥区、临潼区、潼关县、洛南县等区域旅游资源和矿产资源丰富,增加了该区域的人为破坏活动强度,进而加大了生态干扰风险;秦

岭南部的汉滨区、城固县、略阳县、宁强县矿产资源和珍稀动植物物种资源丰富,在一定程度上存在吸引人为偷盗猎和无序矿产资源开采的可能性,从而导致该区域生态干扰风险较高。有研究表明,近些年来,由于受到非法采矿采石、违建别墅、小水电开发等不合理的人为破坏和开发活动影响,导致该地区出现生态环境质量下降、生态系统功能退化等问题<sup>[30-31]</sup>。由此可见,将旅游、物种、矿产资源纳入生态干扰风险评估模型,表征生态环境潜在经济价值对于人为活动的诱导性作用,可以更加科学、全面地反映秦岭地区(陕西段)生态环境受人为干扰活动的风险程度。

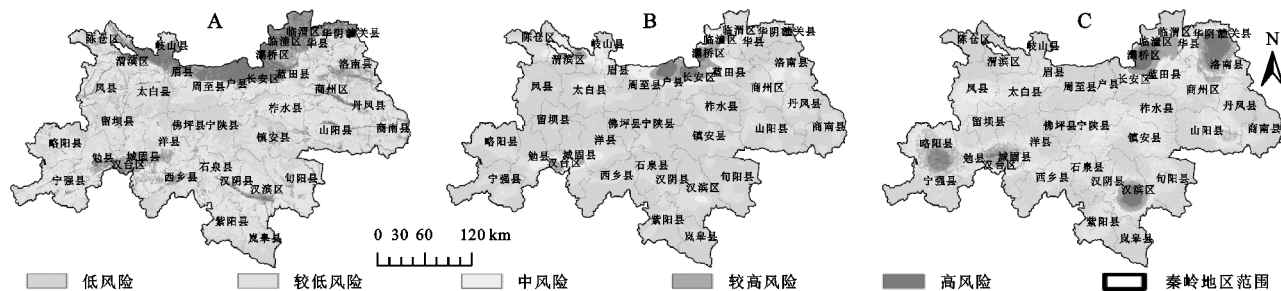


图6 生态易损性(A)、干扰易达性(B)和资源易引性(C)风险等级分布

## 4 讨论

秦岭作为《全国主体功能区规划》中“两屏三带”生态安全战略格局的重要组成部分,其生态价值和重要性不言而喻。开展该区域生态干扰风险评估研究工作,对全面掌握秦岭地区(陕西段)生态干扰风险分布情况有重大意义。文中选取坡度、生态空间类型、植被覆盖度、土地利用类型等14个指标,结合层次分析权重赋值法和地理信息系统空间分析技术,构建了秦岭地区(陕西段)生态干扰风险评估模型,清晰地展现了研究区域内生态干扰风险的空间异质性分布特征。秦岭地区(陕西段)生态干扰较高和高风险区主要分布在人口密集、土地开发强度大、植被状况较差的地区,其空间分布较为集中,但范围比较小,仅占研究区域总面积的11%左右。而生态干扰较低和低风险区分布在植被状况良好、交通相对不便、生态保护措施严格的地区,范围比较大,整体占比为70%左右。

结合研究区域人类活动分布统计数据,评估得到的较高和高风险区内的人类活动比较集中,表明研究建立的模型能够有效地识别生态干扰高风险区域,较好地反映人类干扰活动的分布范围和干扰程度,从而服务于生态空间管控策略优化、人为破坏活动精准监管等生态保护工作。

目前,生态风险评价模型有很多,如PSR模型<sup>[32-33]</sup>、SRP模型<sup>[34]</sup>和基于景观格局的生态风险评估等<sup>[35]</sup>,且不同学者研究所选取的评价指标也各不相同。本研究

在综合考虑指标数据的可得性、易用性和区域特色等方面因素基础上,尽可能全面和有代表性地从自然条件、人为干扰活动影响、资源状况、政策因素等方面挑选评估指标,进而确保评估模型和结果的科学性和客观性。但不可否认,本文构建的指标体系在准则层层面未完全考虑评估指标的均衡性,进而可能对各指标权重赋值有一定程度的影响,后续有待进一步优化。

## 5 结论

(1) 秦岭地区(陕西段)生态干扰风险是区域自然状况基础、生态系统自身特征、环境因素以及人类活动影响等共同作用的结果,将其生态干扰风险指数由低到高划分为5个等级,各风险等级面积占比依次为26.45%,42.41%,19.91%,8.62%,2.56%,即研究区生态干扰风险状况以较低和低风险为主、中风险次之、较高和高风险区域面积最少。

(2) 秦岭地区(陕西段)人类活动分布较为集中,占研究区面积11.18%的生态干扰较高和高风险区域集中了研究区内36.26%的人类活动面积,研究模型可有效识别区域内受自然因素和人类干扰因素导致的生态环境干扰高风险区。

(3) 以县域为统计单元,按照县域内较高和高风险区面积之和占比进行统计,39个县(市、区)中生态干扰较高和高风险面积之和占比超过40%的县域有8个,除汉台区外,其他县区都位于秦岭北麓地区;超过一半县域的生态干扰较高和高风险面积之和占比低于10%。



(4) 研究区生态干扰风险状况在空间上整体呈现“北高一中低一南中”的分布格局,较高和高风险区主要分布在秦岭主体山脉的北麓一带,秦岭中部山区整体呈现为较低和低风险等级,评估结果较好地体现了研究区自然地理条件、人为干扰活动、资源潜力等因素对生态干扰风险的影响。

#### 参考文献:

- [1] 欧阳志云,崔书红,郑华.我国生态安全面临的挑战与对策[J].科学与社会,2015,5(1):20-30.
- [2] 彭文英,李碧君,刘灿.习近平关于生态安全重要论述及生态安全体系建设研究[J].城市与环境研究,2021,1(8):20-34.
- [3] 牛文元.生态环境脆弱带 ECOTONE 的基础判定[J].生态学报,1989,9(2):97-105.
- [4] 赵其国,黄国勤,马艳芹.中国生态环境状况与生态文明建设[J].生态学报,2016,36(19):6328-6335.
- [5] USEPA. Framework for ecological risk assessment [R]. Risk Assessment Forum, 1992, EPA/630/R-92/001, Washington D C.
- [6] 龙涛,邓绍坡,吴运金,等.生态风险评价框架进展研究[J].生态与农村环境学报,2015,31(6):822-830.
- [7] Chang C L. Evaluation of basin environmental vulnerability : the weighted method compared to the compromise method[J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2013,10(5):1051-1056.
- [8] 于孝坤,熊欣怡,范廷玉,等.芜湖河道沉积物重金属污染及生态风险评估[J].环境科学与技术,2021,44(6):153-162.
- [9] 王小莉,陈志凡,魏张东,等.开封市城乡交错区农田土壤重金属污染及潜在生态风险评估[J].环境化学,2018,37(3):513-522.
- [10] 高秋生,焦立新,杨柳,等.白洋淀典型持久性有机污染物污染特征与风险评估[J].环境科学,2018,39(4):1616-1627.
- [11] Wang Z, Kong M J, Li T S. Ecological vulnerability assessment of geological disaster-prone areas : A case study of Shanyang County in Shaanxi Province, China [J]. E3S Web of Conferences, 2019,131:1105-1109.
- [12] 刘慧明,高吉喜,张海燕,等.2010—2015 年中国生物多样性保护优先区域人类干扰程度评估[J].地球信息科学学报,2017,19(11):1456-1465.
- [13] 曹巍,黄麟,肖桐,等.人类活动对中国国家级自然保护区生态系统的影响[J].生态学报,2019,39(4):1338-1350.
- [14] Li X F, Song L N, Xie Z B, et al. Assessment of ecological vulnerability on northern sand prevention belt of China based on the ecological pressure-sensibility-resilience model [J]. Sustainability, 2021,13(11):6078.
- [15] 刘康,欧阳志云,王效科,等.甘肃省生态环境敏感性评价及其空间分布[J].生态学报,2003,23(12):2711-2718.
- [16] 田超,杨夏捷,鞠园华,等.吉林省西部地区生态脆弱性的动态评价[J].水土保持研究,2018,25(4):298-303.
- [17] 傅微,吕一河,傅伯杰,等.陕北黄土高原典型人类活动影响下景观生态风险评估[J].生态与农村环境学报,2019,35(3):290-299.
- [18] Li S J, Zhang J Q, Guo E L, et al. Dynamics and ecological risk assessment of chromophoric dissolved organic matter in the Yinma River Watershed : Rivers, reservoirs, and urban waters [J]. Environmental Research, 2017,158:245-254.
- [19] 张晓瑞,梁辉,胡艳玲,等.基于“敏感性—干扰度”的县域生态风险综合评价与防控分区[J].地理与地理信息科学,2020,36(5):112-118.
- [20] 高吉喜,蔡明勇,张新胜,等.大尺度生态干扰风险评估技术方法及应用研究[J].中国环境科学,2021,41(11):5274-5281.
- [21] Wang P, Hou L G, He X Q. Spatial identification of urban ecological function on the north slope of Qinling mountains based on ecological sensitivity: A case study in Baoji, China[J]. Journal of Geoscience and Environment Protection, 2021,9(5):95-117.
- [22] Yang Y, Song G. Human disturbance changes based on spatiotemporal heterogeneity of regional ecological vulnerability : A case study of Qiqihaer city, north-western Songnen Plain, China[J]. Journal of Cleaner Production, 2020,291:125262.
- [23] Wu H W, Guo B, Fan J F, et al. A novel remote sensing ecological vulnerability index on large scale : A case study of the China-Pakistan Economic Corridor region [J]. Ecological Indicators, 2021,129:107955.
- [24] 李君轶,傅伯杰,孙九林,等.新时期秦岭生态文明建设:存在问题与发展路径[J].自然资源学报,2021,36(10):2449-2463.
- [25] Wan Z, Zhang K, Xue X, et al. Water balance-based actual evapotranspiration reconstruction from ground and satellite observations over the conterminous United States[J]. Water Resources Research, 2015,51(8):6485-6499.
- [26] 刘广峰,吴波,范文义,等.基于像元二分模型的沙漠化地区植被覆盖度提取:以毛乌素沙地为例[J].水土保持研究,2007,14(2):268-271.
- [27] 杨东辉.基于 MODIS 数据的石羊河上游植被净第一性生产力变化研究[D].兰州:西北师范大学,2011.
- [28] 吴楠,陈红枫,匡丕东,等.生态保护红线区干扰退化风险评估:以安徽省为例[J].生态学报,2020,40(16):5571-5578.
- [29] 武建超,任博文,刘少波.秦岭北麓生态复生技术研究[J].科学技术创新,2020(32):189-190.

- 土护坡力学效应及其最优含根量探讨[J].岩石力学与工程学报,2015,34(7):1370-1383.
- [17] 童冉,陈庆标,周本智,等.毛竹和雷竹地下系统结构及生物力学性质[J].生态学报,2020,40(7):2242-2251.
- [18] 刘艳琦.5种植物两个生长期根系生物力学特性的研究[D].呼和浩特:内蒙古农业大学,2018.
- [19] 李宁,陈丽华,杨苑君,油松、华北落叶松根系抗拉特性的影响因素[J].北京林业大学学报,2015,37(12):77-84.
- [20] 杨路,杜峰,秦晶晶,等.黄土区3种优势灌木根土复合体的抗剪强度研究[J].水土保持研究,2022,29(1):295-300,310.
- [21] 徐文秀,杨玲,鲍玉海,等.大型水库消落带2种典型耐淹草本植物单根抗拉力学特性[J].水土保持研究,2020,27(5):259-264,272.
- [22] 刘亚斌,李淑霞,余冬梅,等.西宁盆地黄土区典型草本植物单根抗拉力学特性试验[J].农业工程学报,2018,34(15):157-166.
- [23] 王月,杜峰,周敏,等.陕北林草混交根土复合体抗剪强度研究[J].水土保持研究,2018,25(2):213-219.
- [24] 刘国彬,蒋定生,朱显谟.黄土区草地根系生物力学特性研究[J].土壤侵蚀与水土保持学报,1996,2(3):21-28.
- [25] 张玉,朱海丽,张珂,等.3种滨河植物单根抗拉特性与其微观结构关系[J].干旱区研究,2022,39(2):572-583.
- [26] 张乔艳,唐丽霞,廖华刚,等.多花木蓝根截面微观结构对其抗拉特性的影响[J].植物生态学报,2019,43(8):709-717.
- [27] 张乔艳,唐丽霞,潘露,等.基于根系化学组成的抗拉力学特性分析[J].南京林业大学学报:自然科学版,2020,44(1):186-192.
- [28] Hathaway R L, Penny D. Root strength in some *Populus* and *Salix* Clones[J]. New Zealand Journal of Botany, 1975,13:333-344.
- [29] 韩立亮,宋桂龙.护坡木本植物根系的力学特性及其与细胞壁成分的关系[J].北京林业大学学报,2015,37(11):120-127.
- [30] 赵丽兵,张宝贵.紫花苜蓿和马唐根的生物力学性能及相关因素的试验研究[J].农业工程学报,2007,23(9):7-12.
- [31] 李长暄.林木单根力学性能及其影响因素研究[D].北京:北京林业大学,2014.
- [32] 张超波.林木根系固土护坡力学基础研究[D].北京:北京林业大学,2011.

(上接第114页)

- [16] 刘爽,王雅,刘海龙,等.晋西北不同土地恢复管理措施下土壤物理性状分析[J].植物营养与肥料学报,2019,25(2):235-244.
- [17] 邓继峰,丁国栋,李景浩,等.基于3种不同土壤粒径分级制度的毛乌素沙地樟子松林地土壤体积分形维数差异研究[J].西北林学院学报,2017,32(3):35-40.
- [18] 祝忆伟,张志铭,赵勇,等.不同林龄栓皮栎林下土壤颗粒分形及养分特征研究[J].河南农业大学学报,2017,51(5):634-639.
- [19] 甘凤玲,王涛,何丙辉,等.汶川震区不同植被下土壤组成及其分型特征[J].水土保持研究,2018,25(1):84-91.
- [20] 王卫华,龙小军.土壤粒径分布单重分形与孔隙单重分形[J].中国土壤与肥料,2018(4):55-59.
- [21] 罗雅曦,刘任涛,张静,等.腾格里沙漠草方格固沙林土壤颗粒组成、分形维数及其对土壤性质的影响[J].应用生态学报,2019,30(2):525-535.
- [22] 房莉,余健,方凤满,等.高潜水位矿区不同土地利用方式下复垦土壤颗粒与分形特征[J].金属矿山,2019(3):182-188.

(上接第121页)

- [30] 郭少壮,白红英,孟清,等.1980—2015年秦岭地区景观格局变化及其对人为干扰的响应[J].应用生态学报,2018,29(12):4080-4088.
- [31] 车娜.吸取秦岭“大教训”,划好守牢生态红线[N].中国自然资源报,2020-4-28(2).
- [32] 陈子娟,周廷刚,李洪忠,等.粤港澳大湾区湿地生态风险评评估[J].水生态学杂志,2021,42(5):40-51.
- [33] 吴金鸿,杨涵,杨方社,等.额尔齐斯河流域湿地生态系统健康评价[J].干旱区资源与环境,2014,28(6):149-154.
- [34] 王鹏,赵微,柯新利.基于SRP模型的潜江市生态脆弱性评价及时空演变[J].水土保持研究,2021,28(5):347-354.
- [35] 甄江红,银山,刘果厚,等.草原文化遗址区景观格局变化及其生态风险评估:以元上都为例[J].干旱区资源与环境,2014,28(12):159-165.