引文格式：李占兴,王艳慧. 汾河流域生态系统脆弱性评估及变化分析[J]. 地理空间信息, 2024, 22(8): 45-49. doi:10. 3969/j.issn. 1672-4623.2024.08.010

汾河流域生态系统脆弱性评估及变化分析

李占兴[1,2]，王艳慧[1,2*]
（1. 首都师范大学 资源环境与旅游学院，北京 100048；
2. 首都师范大学 三维信息获取与应用教育部重点实验室，北京 100048）

摘　要：探究汾河流域生态系统脆弱性及其时空分布规律，为生态保护工作提供辅助决策支撑。以汾河流域为研究区，通过SRP模型、AHP法与熵权法构建生态脆弱性评价体系，并利用GIS空间分析方法探测其生态脆弱性时空变化特征。①从整体来看，汾河流域生态脆弱性程度从0.47降至0.37，有一定改善。②从各子流域来看，生态脆弱性程度的改变主要发生在汾河流域上游，多个子流域脆弱性等级下降，截至2020年，呈现出北低南高的空间分布格局。③从空间分布格局来看，汾河流域生态脆弱性总体的空间聚集程度有所减弱，太原市及其周边地区所存在的高-高聚集现象也得以消除；生态功能区等限制开发区域的划分以及太原等地产业转型升级有效地改善了当地生态系统脆弱性，应当持续推进，在全流域关闭改造、关闭现有的污染型企业项目，大力发展服务业和现代农业，并针对性实施退耕还林还草政策，提高流域植被覆盖度。

关键词：汾河流域；流域生态系统；脆弱性评估；空间格局；变化分析
中图分类号：P208　　**文献标志码：**B　　**文章编号：**1672-4623（2024）08-0045-05

Ecosystem Vulnerability Assessment and Change Analysis in Fen River Basin

LI Zhanxing[1,2], WANG Yanhui[1,2]
(1. College of Resources Environment and Tourism, Capital Normal University, Beijing 100048; China;
2. Key Laboratory of 3D Information Acquisition and Application, MOE, Capital Normal University, Beijing 100048, China)

Abstract: To explore the ecosystem vulnerability of Fen River basin and its spatio-temporal distribution, and to provide support for formulation of ecological governance policy, taking Fen River basin as the study area, we used SRP model, AHP method and entropy weight method to construct the ecological vulnerability assessment system, and used GIS spatial analysis method to detect the spatio-temporal changes of ecological vulnerability. The results show that ①as a whole, the ecological vulnerability of Fen River basin decreases from 0.47 to 0.37, with some improvement. ②From the perspective of each sub basin, the changes in ecological vulnerability mainly occur in the upper reaches of Fen River basin, with multiple sub basins experiencing a decrease in vulnerability levels. As of 2020, the spatial distribution pattern shows a low in the north and high in the south. ③From the perspective of spatial distribution pattern, the overall spatial clustering degree of ecological vulnerability in Fen River basin has weakened, and the high-high clustering phenomenon in Taiyuan and its surrounding areas has also been eliminated. The division of restricted development areas such as ecological functional zones and the transformation and upgrading of real estate industries such as Taiyuan have effectively improved the local ecosystem vulnerability. Continuous efforts should be made to close and transform the entire watershed, close existing polluting enterprise projects, vigorously develop service industries and modern agriculture, and implement targeted policies of returning farmland to forests and grasslands to increase the vegetation coverage of watershed.

Key words: Fen River basin, watershed ecosystem, vulnerability assessment, spatial pattern, change analysis

随着气候变化与人类活动对生态环境的影响不断加深，生态环境脆弱性已成为当前全球变化的热点问题之一。生态脆弱性是指生态系统由于暴露于环境和社会变化带来的压力，并缺乏适应能力而容易受到损害的一种状态[1]，生态脆弱性评价是了解区域生态环境状况的重要途径，科学地评估生态环境脆弱性对新时代生态文明建设和制定区域可持续发展规划有着重要意义。国内外学者对于生态系统脆弱性的研究十分丰富且角度多样。从评价方法来看，生态脆弱性评价模型种类繁多，如“压力-状态-响应”（PSR）模型[2]、“敏感性-恢复力-压力度”（SRP）模型[3-6]等。其中，SRP模型从生态脆弱性内涵出发，基于人-地

收稿日期：2022-09-02。
项目来源：国家自然科学基金资助项目（41771157）；国家重点研发计划资助项目（2018YFB0505400）；北京市长城学者资助项目（CIT&TCD20190328）。
第一作者简介：李占兴（1998—），硕士，研究方向为生态脆弱性评价，E-mail：2741448091@qq.com。
通信作者：王艳慧（1977—），博士，教授，研究方向为GIS方法与应用，E-mail：huiwangyan@sohu.com。

关系视角系统构设评价体系，指标涵盖范围更为系统全面，更适用于区域综合性的评价[4-5]。在研究区域上，通常以县、市、省等行政区划作为研究单元[4-7]，针对流域、子流域的生态脆弱性评价研究较少。

汾河流域作为贯彻山西生态文明建设和经济社会可持续发展、高质量发展重大战略的主力军，人口密度高、工厂密集[8]，同时也承担着重要的社会经济发展任务。在开发过程中，汾河流域生态系统遭到了不同程度地破坏[9]，生态脆弱性问题也受到了广泛的关注[10]。展开其脆弱性评估是进一步展开生态保护工作的前提和基础，不仅对该流域生态保护与修复工程具有重要的指导价值，而且对其资源合理利用及区域可持续发展等也有重要的理论和现实意义。然而，目前对汾河流域生态环境的研究主要集中在生态系统服务[11]、土地利用[12]以及植被生产力[13]等方面，新时期生态脆弱性方面的深入研究却鲜有报道，缺乏针对性的汾河流域生态脆弱性评价体系。

在此背景下，本文选择汾河流域作为研究区，针对现有评价体系对汾河流域的适用性问题，构建基于SRP模型的生态脆弱性评价体系，以子流域为评价单元，揭示2008—2020年间汾河流域生态脆弱性空间分布和变化情况，分析汾河流域发展过程中可能面对的生态问题，以期为生态保护工作提供辅助决策依据。

1 研究区域与研究方法

1.1 研究区域概况

汾河是山西省最大的河流，全长716 km，流经6个地市，34个县市，流域面积39 741 km^2。流域内气候差异大，降水以季节性变化为主，汛期水量占全年水量七成，且多暴雨[12]。汾河流域在开发过程中，受到了严重地污染，生态系统遭到了破坏，这严重的制约了其社会经济的发展。

1.2 研究数据以及处理

1）基础地理信息数据如表1所示。

表1 基础地理信息数据

数据	时间	来源
30 m DEM	–	地理空间数据云 http://www.gscloud.cn/
气象站点数据	2000–2017年	国家气象科学数据中心 http://data.cma.cn/
径流量数据	2000–2017年	黄河流域水文年鉴
30 m NDVI	2008、2020年	http://www.nesdc.org.cn/
30 m 人口密度	2008、2020年	欧盟委员会全球人居署 https://ghsl.jrc.ec.europa.eu/
30 m 土地利用	2008、2020年	地理信息资源目录服务系统 www.webmap.cn/

2）基于SWAT模型的蒸散发数据模拟。为减小流域下垫面和气候因素时空变异对SWAT模型的影响，本文使用SWAT模型对汾河流域进行流域离散，以将水文特征相似、空间位置相近的区域划分为同一子流域。

采用SWAT-CUP软件中SUFI-2算法，基于汾河二坝水文站实测径流数据进行模型的率定与验证，将2000—2006年作为模型的预热期、2007—2013年为模型的参数率定期、2014—2017年为模型的验证期，结果如表2所示。率定期与验证期模拟结果的 R^2 与 NS 都高于0.6，表明率定后的SWAT模型的模拟效果较好，符合流域实际情况，能够满足研究需求。

表2 模型率定效果

时间	R^2	NS
参数率定期2007–2013年	0.69	0.69
模型验证期2014–2017年	0.77	0.72

1.3 生态系统脆弱性评价与分析方法

1.3.1 生态系统脆弱性评价指标体系

本文根据SRP模型，参考相关学者评价体系[4-6]，从生态敏感性–生态恢复力–生态压力度的角度构建生态系统脆弱性评价指标体系，如表3所示，并据此开展汾河流域的生态系统脆弱性评价。其中，生态敏感性代表生态系统面对人类活动时可能出现的反应程度，主要包括地形地貌以及气象等自然环境因素。因此，本文选取坡度和地形起伏度反映地形地貌特征，干旱指数反映气候特征。生态恢复力代表在受到外界干扰后，生态系统恢复到受干扰前状态的能力，本文选取景观均匀度和NDVI来反映该能力。生态压力度则代表人类活动为生态系统带来的压力，主要受社会经济发展和人类活动的影响。选取人口密度反映人类活动强度，垦殖指数反映农业活动影响。

表3 生态系统脆弱性评价指标意义与权重

目标层	准则层	指标层	主观权重	客观权重	主客观组合	指标性质
生态脆弱性	生态敏感度	干旱指数	0.168	0.22	0.245	正
		地形起伏度	0.092	0.086	0.042	正
		坡度	0.051	0.124	0.053	正
	生态恢复力	景观均匀度	0.098	0.296	0.075	逆
		NDVI	0.098	0.104	0.036	逆
	生态压力度	人口密度	0.165	0.056	0.227	正
		垦殖指数	0.329	0.115	0.323	正

“指标性质”一列中正向代表该指标值与生态脆弱性正相关，逆向指标代表该指标与生态脆弱性负相关。

1.3.2 指标赋权方法

采用主客观综合方法对指标赋权，其中，主观权重通过层次分析法确定，计算方法如下：

$$\begin{cases} CR = CI/RI \\ CI = (\lambda_{\max} - n)/(n-1) \end{cases} \tag{1}$$

式中，CR 为判断矩阵的随机一致性比率；CI 为一般一致性指标；RI 为判断矩阵平均随机一致性比率，$\lambda_{\max}$ 为判断矩阵最大特征值；n 为判断矩阵阶数。

客观权重通过熵权法确定，计算方法如下：

$$\begin{cases} E_i = -k\sum_{j=1}^{m} p_{ij} \ln p_{ij} \\ p_{ij} = x_{ij} \Big/ \sum_{j=1}^{m} x_{ij} \left(0 \le p_{ij} \le 1\right) \\ w_i = \left(1 - E_i\right) \Big/ \sum_{i=1}^{n} (1 - E_i) \end{cases} \tag{2}$$

式中，E_i 为第 i 个指标的熵值；m 为样本数；n 为指标数；常数 $k = 1/\ln m$；p_{ij} 为指标 i 的第 j 个样本值占该指标比重；x_{ij} 为指标 i 的第 j 个样本值；当 p_{ij}=0 时，令 p_{ij}=0.000 01；w_i 为指标 i 的权重。

本文利用主观与客观赋权法相结合得到的组合赋权法来确定生态脆弱性指标体系的权重集，以弥补单一赋权带来的不足，计算方法如下：

$$W_i = \alpha_i \times \beta_i \Big/ \left(\sum_{j=1}^{n} \alpha_j \times \beta_j \right) \tag{3}$$

式中，W_i 为指标 i 的组合权重；α_i、β_i 分别为主、客观赋权法所求指标 i 权重；n 为指标个数。

根据表2权重计算生态脆弱性得分，计算方法如下：

$$D_k = \sum p_i \times w_i \tag{4}$$

式中，D_k 为第 k 号子流域的生态脆弱性得分；p_i 为第 i 个指标值；w_i 为第 i 个指标的权重。

1.3.3　空间分析方法

空间自相关分析可以揭示各子流域生态脆弱性之间是否存在显著的空间依赖性，分为全局空间自相关和局部空间自相关。其中，全局空间自相关可以描述整个区域的生态脆弱性空间分布聚集特征，用全局 Moran’s I 指数表示，其取值范围为[−1，1]，值越接近于1表明空间正相关性越强；值越接近−1表明空间负相关性越强；值等于0，表明空间单元属性呈随机分布，不存在空间自相关性。其计算公式如下。

$$\begin{cases} \text{Moran I} = \dfrac{n}{S_0} \times \dfrac{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n} w_{ij}(x_i - x)(x_j - x)}{\sum_{i=1}^{n}(x_i - x)^2} \\ S_0 = \sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n} w_{ij} \end{cases} \tag{5}$$

式中，n 为研究区域的空间单元数量；w_{ij} 为空间权重；x_i 和 x_j 分别为空间 i 和 j 的属性；x 为属性的平均值。

局部空间自相关用来衡量子流域生态脆弱性水平在“局部”的相关性质。根据局部 Moran’s I 值将其局部空间关系分为4种类型，其中高-高聚集、低-低聚集为正相关类型，表示子流域自身生态脆弱性水平与周围相邻子流域相似；高-低类型、低-高类型为负相关类型，表示子流域生态脆弱性发展水平与周围相邻子流域相异。

$$\text{Local Moran I}_i = \frac{(x_i - x)}{S_0 \times S_0} \times \sum_{j=1}^{n} w_{ij}(x_j - x) \tag{6}$$

式中，Local Moran I_i 为第 i 号子流域的局部莫兰指数；w_{ij} 为空间权重；x_i 和 x_j 分别为 i 号子流域和 j 号子流域的生态脆弱性得分；x 为生态脆弱性得分平均值。

2　评价结果

根据1.3节方法计算研究区的脆弱性得分，并使用等差分级标准将研究区的生态系统脆弱性等级分为五级：①不脆弱（0~0.2）；②轻度脆弱（0.2~0.4）；③中度脆弱（0.4~0.6）；④高度脆弱（0.6~0.8）；⑤重度脆弱（0.8~1）。基于该结果，下文分别从时间与空间分布的变化角度对研究区生态脆弱性进行分析。

2.1　汾河流域生态系统脆弱性变化分析

2008、2020年的汾河流域总体脆弱性等级皆为中度脆弱，脆弱性综合得分分别为0.47与0.37。从表4、5可以看出，研究期间汾河流域中度、高度脆弱的子流域面积占比减小，不脆弱、轻度脆弱占比增大，生态脆弱性状况有所改善。其中，脆弱性等级降低的子流域面积有14 457.65 km^2，占总面积的37.33%，不存在等级提高的子流域。这是由于山西省政府2008年颁布实施了《汾河流域生态环境治理修复与保护工程方案》（下称“方案”），要求改造、关闭现有的污染型企业项目，并在汾河上游设立保护区，区内不上重工业项目，全力发展服务业和现代农业，从而有效保护了生态环境。

2.2　汾河流域生态脆弱性空间格局分析

从全局自相关来看，2008年生态脆弱性的全局 Moran’s I 指数为0.253，Z 得分为2.28>1.96，p 值为0.02<0.05，说明其在空间上呈显著正相关，具有一定的聚集效应；2020年生态脆弱性的全局 Moran’s I 指数为0.110，较2008年有所下降，Z 得分为1.36<

表4 汾河流域各生态脆弱性等级面积占比

脆弱性等级	脆弱性得分	2008年		2020年	
		面积/km²	占比/%	面积/km²	占比/%
不脆弱	0.0~0.2	0.0	0.0	3 158.26	8.16
轻度脆弱	0.2~0.4	6 611.34	17.07	13 862.13	35.79
中度脆弱	0.4~0.6	30 430.19	78.58	21 706.32	54.05
高度脆弱	0.6~0.8	1 685.17	4.35	0.0	0.0
重度脆弱	0.8~1.0	0.0	0.0	0.0	0.0

表5 汾河流域生态脆弱性等级转移矩阵/km²

2008年	2020年				
	不脆弱	轻度脆弱	中度脆弱	高度脆弱	重度脆弱
不脆弱	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
轻度脆弱	3 158.26	4 247.90	0.0	0.0	0.0
中度脆弱	0.0	9 614.22	20 815.97	0.0	0.0
高度脆弱	0.0	0.0	1 685.17	0.0	0.0
重度脆弱	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0

1.96，p 值为0.17>0.05，表明汾河流域的生态脆弱性的空间自相关不显著，没有明显的聚集性。相较于2008年，汾河流域2020年的生态脆弱性聚集程度有所减弱。从局部自相关来看，2008年子流域为低–低关联区的分布于流域上游西侧的宁武、静乐、岚县等地；子流域为高–高关联区的分布于太原市及其下游区域，其余子流域关联性并不显著；2020年低–低关联区依旧为2008年同样的流域，而原本位于高–高关联区则消失，变为不显著关联。

3 讨 论

从影响因素来看，指标中人口密度、垦殖指数、干旱指数权重较大，人类活动对生态系统的压力成为生态脆弱性的主要影响因素。因此，在未来生态治理的政策制定过程中，应该从人类活动着手，降低高生态脆弱性地区的人口压力，施行退耕还林还草手段，在保证耕地的数量与质量的前提下，提高植被覆盖度，缓解区域的人类活动对生态系统的压力。

从时空分布来看，研究区以中度、轻度脆弱区为主；上游北部植被覆盖度高、人口密度小，生态恢复力强且受压力较小，脆弱性等级总体较低，在山西省政府积极治理下，脆弱性等级多有下降。同样的，上游人口密度、垦殖指数较高的东南侧区域脆弱性也得到改善。这也与山西省政府在2014年颁布实施的《山西省主体功能区规划》（下称“规划”）中所设计功能区划分布相符：将位于上游北部的岚县、宁武、静乐、娄烦，靠近中游的交口、古县等地划为限制开发的重点生态功能区，将下游的洪洞县、浮山县、翼城县、绛县等地划为限制开发的农产品主产区。与之相对的，位于汾河流域上游东南侧的古交、太原、清徐等县被划为重点开发区域，在大力发展产业的同时加快产业绿色转型，生态环境得到一定改善，部分地区脆弱性等级下降，太原市周边的高–高聚集区域在2020年也得以消除。但上述区域生态系统所受压力与上游北部相比仍旧较大，也因此形成了汾河流域上游生态脆弱性北低南高的分布格局。评价结果的空间布局与实际的人类活动条件和自然条件影响相符，验证了本文评价方法的合理性和研究结果的可靠性。可见，应重视资源型城市转型，发展绿色产业，缓解生态压力。同时注重环境建设，增强生态系统的恢复力与稳定性。

从流域整体生态脆弱性变化来看，流域的生态脆弱性综合得分从0.47降至0.37，总体生态脆弱性有所改善，空间聚集性也有所减弱。证明“规划”与“方案”的实施有效改善了汾河流域的生态状况。应吸取方案中的宝贵经验，将在上游实施的政策根据实际情况推行至整个流域范围，按要求改造、关闭现有污染型企业项目，发展服务业和现代农业，实现产业转型。

4 结 论

本文根据SRP模型构建了汾河流域生态脆弱性指标体系，使用主客观综合权重法对指标赋权，定量评价了汾河流域2008年与2020年生态脆弱性，并利用空间分析手段对其生态脆弱性的时空变化进行了分析，探讨了其背后的形成机制。研究结果表明：①汾河流域生态脆弱性降低，总体脆弱性得分从0.47降至0.37，中、高度脆弱区面积减少，不脆弱、轻度脆弱区面积增加。②汾河流域下游生态脆弱性较为稳定，多为中度脆弱；上游北侧脆弱性等级多有下降，在2020年呈现北低南高的格局。③生态脆弱性的全局Moran’s I指数从0.253降至0.110，聚集程度减弱，太原市及其周边地区所存在的高–高聚集现象也得以消除。④汾河流域应着重于产业转型升级，关闭改造、关闭现有的污染型企业项目，发展服务业和现代农业，针对性实施退耕还林还草政策。

生态系统脆弱性评价所需要的数据种类繁多，数据量大，使用水文模型的模拟结果代替难以收集的水文数据，可以较为有效地解决生态脆弱性评价数据不足的问题。但本文只用SWAT模型进行蒸散发数据的

模拟。实际上，SWAT模型功能强大，如其非点源污染模拟可以用于评价流域水质，以量化农业、工业等人类活动对于流域水质的破坏，可以更为准确地对生态压力度进行评价，这将是下一步研究的重点。

参考文献

[1] 张学渊,魏伟,周亮,等. 西北干旱区生态脆弱性时空演变分析[J]. 生态学报,2021,41(12):4 707-4 719

[2] 龙蓉华. 基于PSR模型的黔西南州生态脆弱性研究[D]. 西安:陕西师范大学,2021

[3] Yang H,Zhai G,Zhang Y. Ecological Vulnerability Assessment and Spatial Pattern Optimization of Resource-based Cities: A Case Study of Huaibei City China[J]. Human and Ecological Risk Assessment,2020(11):1-20

[4] 孙宇晴,杨鑫,郝利娜. 基于SRP模型的川藏线2010-2020年生态脆弱性时空分异与驱动机制研究[J]. 水土保持通报,2021,41(6):201-208

[5] 常溢华,蔡海生. 基于SRP模型的多尺度生态脆弱性动态评价:以江西省鄱阳县为例[J]. 江西农业大学学报,2022,44(1):245-260

[6] 李洪广,周旭,肖杨,等. 基于SRP模型的西南喀斯特山区生态脆弱性时空变化特征[J]. 生态科学,2021,40(3):238-246

[7] 吴冰莲,钟广锐. 基于格网GIS的五华县生态脆弱性评价[J]. 地理空间信息,2020,18(12):87-91

[8] 苏迎庆,刘庚,赵景波,等. 2006-2018年汾河流域土地生态安全预警测度及时空格局演变[J]. 水土保持通报,2021,41(1):144-151

[9] 王竞,李宁,党晋华,等. 汾河中上游农田土壤重金属含量特征及来源解析[J]. 山西科技,2019,34(3):26-30

[10] 杨景娜. 汾河流域典型黄土区生态脆弱性评价[D]. 北京:北京林业大学,2020

[11] 和娟,师学义,付扬军. 基于生态系统服务的汾河源头区域生态安全格局优化[J]. 自然资源学报,2020,35(4):814-825

[12] 张燕,师学义,唐倩. 不同土地利用情景下汾河上游地区碳储量评估[J]. 生态学报,2021,41(1):360-373

[13] 朱小聪. 汾河流域植被生产力时空变异特征分析[J]. 中国农学通报,2022,38(5):86-93

（上接第36页）

4）模型在加密工程矢量瓦片地图信息后，地图信息被有效隐藏，地图信息特征完全被打乱，加密效果较好。

5）利用模型对工程矢量瓦片地图信息进行压缩后，当存储粒度逐渐增大时，存储耗时最大值是0.9 s，存储消耗空间小于4 TB，信息压缩效果较好。

参考文献

[1] 王惠峰,白立飞,张峰,等. 多源异构大数据地图设计与实现技术研究[J]. 电视技术,2019,43(增刊):67-70

[2] 陈云海,江南,曹一冰,等. 地图学理论在网络空间地图制图中的应用[J]. 测绘科学技术学报,2020,37(3):301-306

[3] 李响,杨飞,王丽娜,等. 网络空间地图制图方法研究综述[J]. 测绘科学技术学报,2019,36(6):620-626

[4] 李光松,李文清,李青. 基于随机性特征的加密和压缩流量分类[J]. 吉林大学学报(工学版),2021,51(4):1 375-1 386

[5] 杨挺,李大帅,蔡绍堂,等. 面向用户隐私保护的用电数据压缩加密方法[J]. 中国电机工程学报,2022,42(增刊):58-69

[6] Dai J Y,Ma Y,Zhou N R. Quantum Multi-image Compression-encryption Scheme Based on Quantum Discrete Cosine Transform and 4D Hyper-chaotic Henon Map[J]. Quantum Information Processing,2021,20(7):146-153

[7] 卢海川,符海东,刘宇. 基于CAN的地理语义数据存储与检索机制[J]. 计算机科学,2019,46(2):171-177

[8] 赵雁斌,苏锦钿. 基于变分自编码器的多隐变量双向推理模型[J]. 计算机科学,2023,50(10):176-183

[9] 唐善成,鲁彪,张雪,等. 面向汉字矢量图形特征的字向量表征方法[J]. 科学技术与工程,2023,23(16):6 967-6 973

[10] 兰诚栋,饶迎节,宋彩霞,等. 基于强化学习的立体全景视频自适应流[J]. 电子与信息学报,2022,44(4):1 461-1 468