

DOI: 10.5846/stxb202101190204

刘海龙,王炜桥,王跃飞,丁娅楠,田庆春.汾河流域生态敏感性综合评价及时空演变特征.生态学报,2021,41(10):3952-3964.

Liu H L, Wang W Q, Wang Y F, Ding Y N, Tian Q C. Comprehensive evaluation of ecological sensitivity and the characteristics of spatiotemporal variations in Fenhe River Basin. Acta Ecologica Sinica, 2021, 41(10):3952-3964.

汾河流域生态敏感性综合评价及时空演变特征

刘海龙^{1,2,*}, 王炜桥¹, 王跃飞¹, 丁娅楠¹, 田庆春¹

1 山西师范大学地理科学学院, 临汾 041000

2 山西师范大学人文地理研究所, 临汾 041000

摘要:基于格网尺度,在定量构建景观生态风险敏感性、水土流失敏感性、生物多样性敏感性的基础上,对汾河流域综合生态敏感性进行评价,采用空间自相关分析与圈层分析方法,揭示其时空演变特征。结果表明:2000—2018年研究区重度、极度敏感区面积减少,生态环境得到改善,生态敏感性空间分异与流域地形分布具有一致性;生态敏感性具有显著的空间正相关关系,在空间上呈连片连带式分布,具有明显的聚集性特征,随着高高、低低聚集网格数量的减少,生态敏感性空间结构逐渐趋于离散化;结合圈层分布,可将西南象限9—13圈层的吕梁山区与东南象限9—13圈层的太岳山区识别为流域生态环境治理的重点区域,此类区域地形以山地丘陵为主,体现了地形因素对流域生态敏感性空间分布的影响;研究区生态敏感性变化是生态本底与人类胁迫共同作用的结果。

关键词:生态敏感性;格网尺度;时空演变;空间分析;汾河流域

Comprehensive evaluation of ecological sensitivity and the characteristics of spatiotemporal variations in Fenhe River Basin

LIU Hailong^{1,2,*}, WANG Weiqiao¹, WANG Yuefei¹, DING Yanan¹, TIAN Qingchun¹

1 College of Geography Science, Shanxi Normal University, Linfen 041000, China

2 Institute of Human Geography, Shanxi Normal University, Linfen 041000, China

Abstract: On the basis of quantifying landscape ecology risk sensitivity, soil erosion sensitivity, and biodiversity sensitivity in a grid scale format, this paper comprehensively evaluated the ecological sensitivity of the Fenhe River Basin. Methods such as spatial autocorrelation analysis and circle analysis were employed to display the characteristics of spatiotemporal variations in the Basin. According to the research findings, the Basin presented a reduction of severe and extremely sensitive areas and an improvement of the ecological environment from 2000 to 2018. The spatial differentiation of the ecological sensitivity was consistent with the terrain distribution of the Basin. The areas with higher comprehensive ecological sensitivity were mainly distributed in Luya Mountains Region and Yunzhong Mountains Region at the source of the Fenhe River Basin. The areas with lower ecological sensitivity were mainly distributed in Fenhe Reservoir and its surrounding areas, Taiyuan Basin in the middle reaches and Linfen Basin in the lower reaches. While the ecological sensitivity presented a significantly positive spatial correlation, showing a pattern of interconnecting areal and zonal distributions with obvious agglomeration characteristics. The low-low (LL) aggregation areas were mainly related to extreme and severe sensitive areas, while the high-high (HH) aggregation areas were mainly related to mild sensitive areas. With the decrease in the number of high-high and low-low aggregation grids, the spatial structure of the ecological sensitivity tended to be discretized. The range of distribution of circles in severe and extremely sensitive areas showed a trend of first enlargement and then narrowing, which

基金项目:山西省哲学社会科学规划项目(晋规办字[2017]2号);国家自然科学基金项目(41701223)

收稿日期:2021-01-19; 修订日期:2021-04-10

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: liuhailong5117@163.com

showed that with the change of time, severe sensitive areas and extremely sensitive areas decreased and the ecological environment of the study area was improved. According to the distribution of quadrants, severe sensitive areas and extremely sensitive areas were mainly distributed in the southwest and southeast quadrants. According to the distribution of circles, Lüliang Mountains Region in the 9th to the 13th circles of the southwest quadrant and Taiyue Mountains Region in the 9th to the 13th circles of the southeast quadrant were identified as key areas for the ecological environment governance. The topography of this kind of region is mainly mountainous and hills, which reflects the influence of terrain factors on the spatial distribution of ecological sensitivity of the Basin. Variations of the ecological sensitivity in the study area are the result of the combined effect of ecological background and human stress. The natural background determines the ecological environment and human living conditions of the Basin, and human activities in turn can affect or even change the ecological environment of the Basin.

Key Words: ecological sensitivity; grid scale; spatiotemporal evolution; spatial analysis; Fenhe River Basin

进入新世纪以来,随着社会经济快速发展,人类对生产、生活空间的需求不断增长,高强度的土地开发与快速转变的土地利用方式,使得生态空间不断被挤压^[1],生态过程被过度干扰,出现植被减少、水土流失、生物多样性丧失等一系列生态安全问题。十九大报告中提出要加大生态系统保护力度,推进重大生态保护和修复工程建设,不断提升生态系统质量和稳定性。因此,开展生态敏感性变化研究对社会经济发展与生态文明建设具有重要的现实意义。通过生态敏感性评价,可以发现当前自然环境下潜在的生态问题,并将各类问题与具体空间区域相匹配。生态敏感性不仅是全球地理学、生态学以及环境科学领域研究的重点议题,更是当下生态环境恢复建设与实现可持续发展研究的热点^[2]。进行生态敏感性研究,能客观地揭示生态系统对外界干扰的敏感程度,把握区域生态敏感性的空间分异规律,识别流域重点治理区域,对制定区域生态环境保护与恢复治理措施具有重要的科学参考价值。

目前国外对生态敏感性的研究主要集中在特定生态过程的敏感性探究、区域内生态系统对气候变化的敏感性影响以及自然保护区划定等方面。特定生态过程的敏感性探究主要包括气候变化对作物生态性能的敏感性影响^[3]以及碳、水循环对气候变化的敏感性影响^[4]等。生态系统对于气候变化的敏感性影响具体包括水文系统对气候变化的敏感性^[5]、湖泊和湿地对于气候变化的敏感性^[6]以及森林管理对气候变化的敏感程度^[7]等。在自然保护区划定方面,环境敏感区的划分可为区域开发与保护^[8]等提供指导。当前国内学者主要采用多指标构建综合生态敏感性^[9],对区域景观敏感性与环境演变过程中的生态敏感性进行探讨,包括湿地^[10]、林带^[11]、水域^[12]以及环境演变过程中的土壤侵蚀^[9]、沙漠化^[13]、水土流失^[14]等方面。从单因子敏感性分析与综合生态敏感性分析的角度出发^[9],为自然功能区划分、城市选址、生态保护红线划定等方面^[15]提供依据。总体来看,目前大部分研究仍是对敏感性空间特征进行解释性描述,在敏感性空间关联性方面量化表征较少。

汾河流域位于黄土高原东部,地形支离破碎,水土流失严重,自然本底较差^[16]。多年来为追求经济社会发展,流域内不合理的人类活动使原本脆弱的生态环境进一步遭受破坏。随着黄河流域生态保护及高质量发展上升为国家战略,汾河作为黄河的第二大支流,对其进行生态研究可为黄河流域生态保护和高质量发展实践提供应用参考。目前,国内学者对汾河流域生境问题的研究多是从土地利用变化方式着手,采用 PSR 模型、物元模型、ESV 模型等方法^[17-18]对流域生态系统服务^[18]、生态安全格局构建^[19]、生境质量^[20]以及生态补偿^[21]等方面进行研究,但对流域生态问题的人文因素作用体现不足。流域生态敏感性评价主要是明确自然和人文因素可能造成的生态问题及危害程度,通过对敏感性区域进行划分来识别重点治理区域,以促进流域经济社会可持续发展。本文以汾河流域为研究区,围绕“典型流域生态敏感性评价及重点功能区识别”这一科学问题,选取景观生态风险敏感性指数、水土流失敏感性指数和生物多样性敏感性指数构建综合生态敏感性模型,结合空间自相关分析与圈层分析方法,基于格网尺度表征研究区 2000—2018 年生态敏感性时空分异特征并揭示其演

变动因,为研究区以及其他相似区域生态修复治理和环境保护相关政策的制定提供科学依据。

1 研究区与研究方法

1.1 研究区概况

汾河流域位于山西省中部和西南部,地势北高南低,是黄土高原的重要组成部分,介于 110° 30'—113° 32' E,35° 20'—39° 00' N(图 1)。参照《汾河流域生态景观规划(2020—2035 年)》,流域范围涉及忻州、吕梁、太原、晋中、阳泉、长治、晋城、临汾、运城 9 个市 51 个县(市、区),总面积 3.97×10⁴ km²。流域内地形起伏大,山地、丘陵占流域总面积的 74%,以林、草地为主的景观类型占流域总面积的 50.71%。多年平均降水量 500 mm 左右,年降水量变化梯度大,高值区分布于流域两侧高山地区,低值区主要分布于盆地平川区。研究区现有森林面积约 1×10⁴ km²,除几大林区和自然保护区植被略好,覆盖率达 70%外,大部分区域植被覆盖率低于 40%。流域水土流失面积较大,目前仍有 1.64×10⁴ km² 的水土流失面积没有得到有效治理。

1.2 研究方法

本文基于网格尺度,从自然与人为干扰因素出发,选取景观生态风险敏感性指数、水土流失敏感性指数、生物多样性敏感性指数构建综合生态敏感性指数,采用空间自相关分析与圈层分析的方法综合评价汾河流域生态敏感性状况(图 2)。

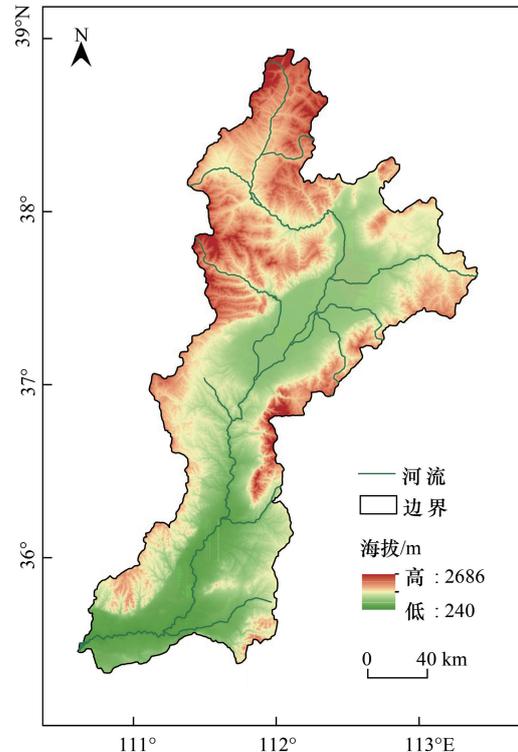


图 1 研究区概况

Fig.1 Research area overview

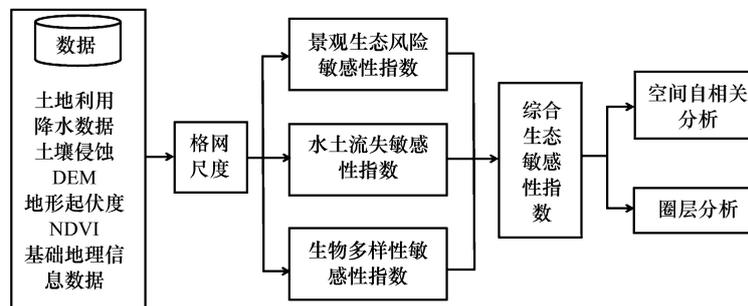


图 2 技术路线图

Fig.2 Technology route

DEM: 教学高程模型; NDVI: 归一化植被指数

1.2.1 景观生态风险敏感性指数

景观生态风险敏感性指数可以反映不同景观类型对外界干扰的反应程度,不同的景观类型在维持区域生态稳定、维护生物多样性等方面发挥的作用存在着差异^[22]。因此,本文从流域生态系统的景观结构出发揭示景观生态风险敏感性,其表达式为:

$$ERI = \sum_{i=1}^N \frac{S_{ki}}{S_k} \sqrt{E_i \cdot F_i} \tag{1}$$

$$E_i = a \cdot FN_i + b \cdot FD_i + c \cdot DO_i \quad (2)$$

式中,ERI 为景观生态风险指数; N 为景观类型数量; S_{ki} 为第 i 类景观类型的面积; S_k 为第 k 个风险小区总面积; E_i 为景观扰动指数; F_i 为景观脆弱指数; FN_i 为景观破碎化指数; FD_i 为景观分维数倒数; DO_i 为景观优势度指数; a 、 b 、 c 分别为 FN_i 、 FD_i 和 DO_i 的权重,且 $a + b + c = 1$,三类指数分别赋值为 0.5,0.3,0.2^[23];将其他土地赋值为 7,林草地为 5,耕地为 3,建设用地和水域为 1,经归一化得到景观脆弱性指数^[24]。

1.2.2 水土流失敏感性指数

本文采用通用土壤侵蚀方程(USLE)^[25-26] 表征水土流失敏感性,其表达式为:

$$A = R \times K \times LS \times C \times P \quad (3)$$

式中, A 为土壤侵蚀量; R 为降水侵蚀力因子; K 为土壤可侵蚀性因子; LS 为地形起伏度; C 为植被覆盖因子; P 为水土保持措施因子。

1.2.3 生物多样性敏感性指数

最小累积阻力模型(minimal cumulative resistance model, MCR) 是某个物种从“源”到达目的地运动过程中所需克服阻力而耗费最小代价的模型^[27],本文采用生物空间流动阻力值表征生物多样性敏感性。源地是指那些具有良好生态稳定性、空间扩展性、连续性的区域。参考有关文献^[28-29] 并结合汾河流域实际情况,选用面积大于 50 km² 的林地和面积大于 5 km² 的水体作为生态“源”。选取土地利用类型与植被覆盖度作为阻力因子,各种土地利用类型植被覆盖差异显著,植被覆盖是对土地利用类型的反映,土地利用类型和植被覆盖度对生物多样性保护均具有重要影响,因此将两者的权重各设置为 0.5。根据“阻力面=土地利用类型×0.5+植被覆盖度×0.5”,生成生物多样性阻力面。最小累计阻力模型表达公式为:

$$MCR = f \times \min \sum_{j=n}^{i=m} (D_{ij} \times R_i) \quad (4)$$

式中, f 表示 MCR 与变量($D_{ij} \times R_i$) 之间的正相关关系; D_{ij} 为物种从源 j 扩散到景观 i 的距离; R_i 为景观单元 i 对物种向某个方向运动的阻力系数。

1.2.4 综合生态敏感性指数

本文通过计算其他点到敏感性最高点之间的距离来构建综合生态敏感性指数(comprehensive ecological sensitivity index, CESI),指数越小,则表示生态敏感性越高。其中生态敏感性最高点是用景观生态风险敏感性指数、水土流失敏感性指数和生物多样性敏感性指数各自归一化后的最大值来表示^[30-31]。CESI 的计算公式如下:

$$CESI = \sqrt{(ERI - ERI_{\max})^2 + (A - A_{\max})^2 + (MCR - MCR_{\max})^2} \quad (5)$$

式中,ERI 代表某一像元的景观生态风险敏感性指数; A 代表某一像元的水土流失敏感性指数; MCR 代表某一像元的生物多样性敏感性指数。

1.2.5 空间自相关分析

空间自相关分析是衡量空间数据相互依赖性的重要形式,本文选用全局 Moran's I 指数和局部 Moran's I 指数两个指标,在 GeoDa 软件平台的支持下,对 2000、2005、2010 和 2018 年综合生态敏感性指数的空间差异及集聚特征进行分析,计算公式如下^[32]:

全局 Moran's I 指数:

$$I = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (x_i - \bar{x}) (x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (6)$$

局部 Moran's I 指数:

$$I = \frac{(x_i - \bar{x})}{S^2} \sum_j w_{ij} (x_j - \bar{x}) \quad (7)$$

式中, I 代表 Moran's I 指数; x_i, x_j 代表的是第 i 个、第 j 个格网的综合生态敏感性指数均值; \bar{x} 指的是全部格网的敏感性均值; w_{ij} 指的是生态敏感性空间邻接的权重大小; S 代表空间权重矩阵之和。全局 Moran's I 计算结果采用 Z 检验,当 $|Z| > 2.58$,说明通过 $P < 0.01$ 显著性检验。

1.2.6 圈层分析

圈层分析是以区域几何为中心,依次向外做缓冲区并划定方向,按照不同圈层与方向对研究区进行分析的一种方法^[31]。本文以汾河流域几何中心为圆心,以 15 km 为半径依次向外构建圆形缓冲区,在最终生成的 15 个圆形层上划定东北、西北、东南、西南四个方向。利用 ArcGIS 10.4 软件分别对 2000、2005、2010 和 2018 年每个圆环内各类生态敏感区面积进行统计。

1.3 数据来源及处理

本文所采用的数据包括 2000、2005、2010 和 2018 年 DEM、地形起伏度、土地利用、NDVI、降水量、土壤侵蚀以及汾河流域基础地理信息数据。DEM 数据来源于地理空间数据云 (<http://www.gscloud.cn>) GDEM V2,分辨率为 30 m×30 m;地形起伏度数据利用 ArcGIS 10.4 软件平台的 Neighborhood 工具从 DEM 数据中获得;土地利用数据来源于中国科学院资源环境科学数据中心 (<http://www.resdc.cn>)^[33],分辨率为 30 m×30 m;NDVI 数据基于地理空间数据云 (<http://www.gscloud.cn>) 下载的 Landsat TM/OIL 影像计算而得,分辨率为 30 m×30 m;降水数据基于全国温室数据系统 (<http://data.sheshiyuanyi.com>) 中山西省 18 个气象站点资料,通过 ArcGIS 10.4 空间插值后提取所得;土壤侵蚀数据来源于国家冰川冻土沙漠科学数据中心 (<http://www.crensed.ac.cn>) 世界土壤数据库 (HWSD) 提取的中国土壤数据集;汾河流域底图涉及县界线的矢量数据来源于国家测绘地理信息局基础地理信息中心 (<http://ngcc.sbsm.gov.cn/>) 1:400 万数据,审图号为 GS(2016)2556 号,底图无修改。参考前人研究成果^[24]并结合研究区基本特征,本文选择 3.5 km×3.5 km 的格网作为基本评价单元。

2 结果分析

2.1 单指标生态敏感性时空分布

研究区景观生态风险敏感性时空变化表明(图 3),景观生态风险敏感性较高的区域在空间分布上相对集中且与流域地形分布具有一致性,主要分布在流域上游汾河水库周围、中游太原盆地东侧太行山区、下游吕梁山区与太岳山区,此类区域地形以山地丘陵为主,山地丘陵面积占总面积的 74%,景观基质以林草地为主,景观类型单一,生物量少,生态环境较为敏感。流域景观生态风险敏感性较低的区域集中分布在中游的太原盆地以及下游的临汾盆地,此类区域地势较低,随着土地开发利用程度的提高,土地利用结构逐步优化,景观系统多样性丰富且分布均匀^[24],因此流域内地势低的区域景观生态风险敏感性相对较低。2000—2010 年汾河

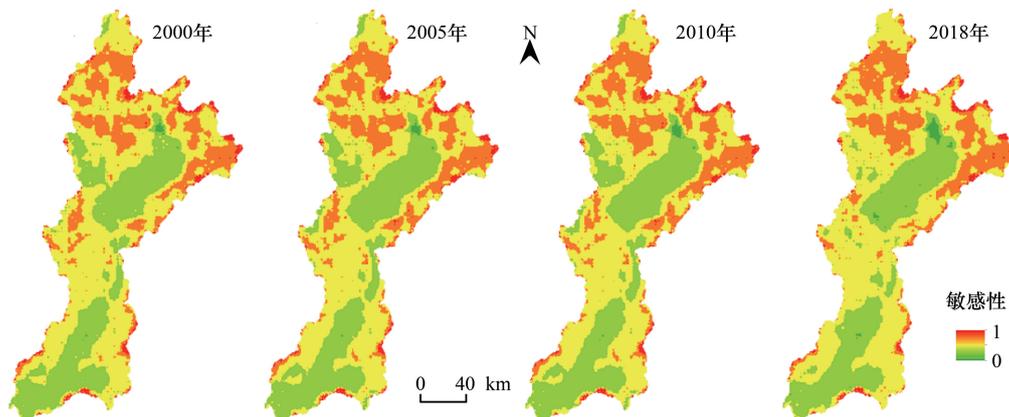


图 3 2000—2018 年汾河流域景观生态风险敏感性

Fig.3 Landscape ecological risk sensitivity of Fenhe River Basin from 2000 to 2018

源头芦芽山景观生态敏感性逐渐降低。2010—2018 年汾河源头芦芽山、中游太原盆地南部太岳山区景观生态敏感性逐渐变高,中游太原盆地西侧吕梁山区景观生态敏感性逐渐降低。总体而言,2000—2018 年研究区景观生态风险敏感性阶段差异显著,在空间分布上与流域地势相契合,地势高的区域景观生态风险敏感性值也较高。

研究区水土流失敏感性时空变化表明(图 4),水土流失敏感性空间分布总体上与景观生态风险敏感性相类似,水土流失敏感性较高的区域主要分布在流域上游芦芽山、云中山,中游太原盆地东侧太行山区、西侧吕梁山区、南部太岳山区以及下游临汾盆地东西两侧的太岳山区和吕梁山区。流域上游与中下游的东西两侧地形以山地高原为主,平均高程 1500 m 左右,地势起伏大,沟壑纵横,降水较多,其中源头区芦芽山、云中山年降水量为 700 mm,南部河口年降水量为 600 mm,均为流域降水高值区。上述区域也是流域水系的发源地,因此在长期的降水径流侵蚀作用下,水土流失也最为严重。流域水土流失敏感性较低的区域主要分布在中游的太原盆地以及下游的临汾盆地,该区地势较低,平均高程 500 m 左右,植被覆盖较高且降水较少,其中太原盆地年降水量在 400 mm 以下,临汾盆地年降水量在 500 mm 以下,受流水侵蚀作用小,因此水土流失敏感性也较小。2000—2005 年上游源头芦芽山区、中游太原盆地南部太岳山区以及下游临汾盆地东西两侧太岳山区、吕梁山区水土流失敏感性逐渐变高。2005—2010 年,流域上游以及下游临汾盆地西侧吕梁山区水土流失敏感性持续升高。2010—2018 年流域上游芦芽山、云中山、汾河水库周围区域,中游太原盆地南部太岳山区以及下游吕梁山区、太岳山区水土流失敏感性逐渐降低,表明研究区水土流失问题逐渐得到改善。

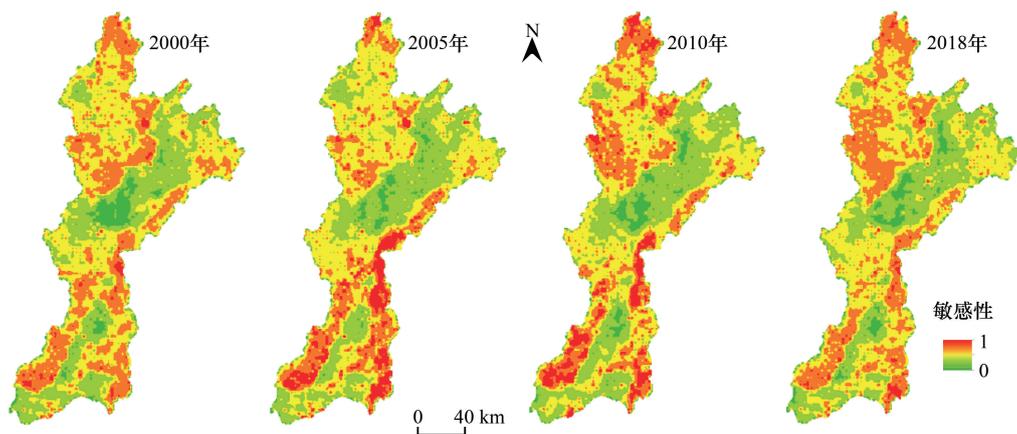


图 4 2000—2018 年汾河流域水土流失敏感性

Fig.4 Soil erosion sensitivity of Fenhe River Basin from 2000 to 2018

研究区生物多样性敏感性时空变化表明(图 5),生物多样性敏感性呈现出半环状分布格局。生物多样性敏感性较高的区域主要分布在流域中游太原盆地东侧太行山区以及下游临汾盆地,上游生物多样性敏感性相对较低,此结论与《汾河流域生态景观规划(2020—2035 年)》水生物调查结果相吻合。流域上游水量充沛,植被覆盖度较高^[34],为动植物生长提供了良好的自然条件。流域中下游河谷盆地是人口聚居区,经济发达,城镇建设用地和居民点广布,区域水资源匮乏,水生态环境差,动植物资源少,生物多样性敏感性较高。2000—2005 年流域中游太原盆地东侧太行山区生物多样性敏感性逐渐降低,下游河谷盆地生物多样性敏感性逐渐变高。2005—2010 年流域中游太原盆地东侧太行山区与下游河谷盆地生物多样性敏感性不断升高。2010—2018 年中游太原盆地东侧太行山区生物多样性敏感性再次降低,出现明显好转,而下游区域受人类活动影响,生物多样性不断减少。总体而言,研究区生物多样性敏感性时序变化明显,下游问题较为突出。

2.2 综合生态敏感性时空变化

将 2000、2005、2010 和 2018 年汾河流域综合生态敏感性采用自然断裂法^[30](Natural Breaks)分为不敏感区、轻度敏感区、中度敏感区、重度敏感区和极度敏感区 5 个等级(图 6),分别对不同等级所占面积进行统计

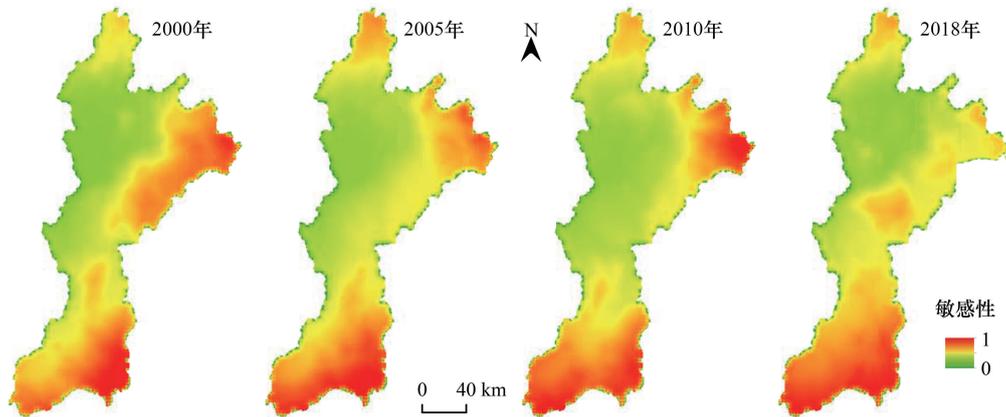


图5 2000—2018年汾河流域生物多样性敏感性

Fig.5 Biodiversity sensitivity of Fenhe River Basin from 2000 to 2018

(表1),结果发现,2000—2018年研究区生态敏感性分区中不敏感区面积占总面积的比例保持在1.56%左右,主要集中在流域的边缘地区,属于常年不敏感区。轻度敏感区面积占总面积的比重由2000年29.45%上升至2018年的39.19%,极度敏感和重度敏感区面积呈减少趋势,共减少1788.9 km²,生态环境整体上呈良好发展态势。

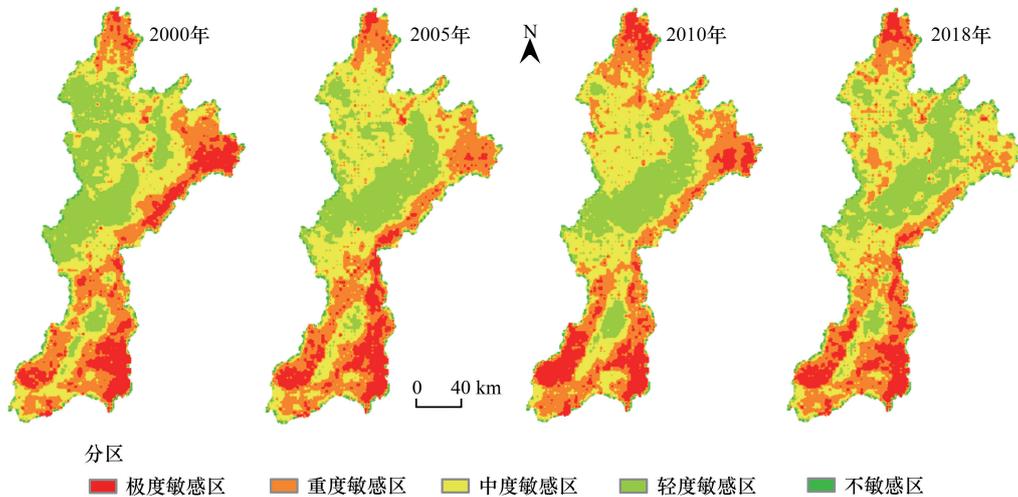


图6 2000—2018年汾河流域综合生态敏感性

Fig.6 Integrated ecological sensitivity of Fenhe River Basin from 2000 to 2018

从空间分布来看,2000年流域上游源头区为重度敏感区、汾河水库及其周边区域为轻度敏感区,流域中游太原盆地轻度敏感区、太原盆地东侧太行山区为极度敏感区、太原盆地南部太岳山区为重度敏感区,流域下游临汾盆地轻度敏感区、盆地东西两侧的太岳山区、吕梁山区均为重度敏感区。2005年流域上游汾河水库及其周边区域变为中度敏感区,中游太原盆地东侧太行山区由极度敏感区变为重度敏感区、太原盆地南部太岳山区变为极度敏感区,下游临汾盆地东侧太岳山区变为极度敏感区。2010年流域源头区变为极度敏感区,中游太原盆地太行山北段变为极度敏感区、太原盆地南部太岳山区由极度敏感区变为重度敏感区,下游临汾盆地东侧太岳山北段由极度敏感区变为重度敏感区、西侧吕梁山区变为极度敏感区。2018年流域上游源头区由极度敏感区变为重度敏感区,中游太原盆地东侧太行山北段由极度敏感区变为中度敏感区,下游临汾盆地西侧吕梁山区由极度敏感区变为重度敏感区。总体而言,研究区生态环境得到改善,综合生态敏感性较

高的区域主要分布在流域上游源头的芦芽山和云中山区,中、下游太岳山区以及临汾盆地西侧吕梁山区,生态敏感性较低的区域主要分布在上游的汾河水库及其周边地区,中游的太原盆地和下游的临汾盆地地区。随着时间变化,综合生态敏感性较高的区域大部分由极度敏感区变为重度、中度敏感区,生态敏感性较低的区域仍保持以轻度、中度敏感为主。

表 1 2000—2018 年汾河流域综合生态敏感性分区面积统计

Table 1 Statistics of integrated ecological sensitivity zoning area of Fenhe River Basin from 2000 to 2018

分区 Zone	2000		2005		2010		2018	
	面积/km ² Area	%						
不敏感 Insensitive	586.32	1.56	586.35	1.56	586.33	1.56	586.35	1.56
轻度敏感 Mildly sensitive	11041.67	29.45	9502.58	25.35	7933.40	21.16	10944.24	39.19
中度敏感 Moderately sensitive	12298.65	32.80	14051.79	37.48	13111.45	34.97	14184.95	37.84
重度敏感 Severely sensitive	9655.91	25.76	9606.95	25.62	11196.55	29.86	9186.49	24.50
极度敏感 Extremely sensitive	3907.31	10.42	3742.21	9.98	4662.14	12.43	2587.83	6.90

2.3 生态敏感性空间集聚特征

2.3.1 生态敏感性全局空间自相关分析

利用 GeoDa 软件对研究区 2000、2005、2010 和 2018 年综合生态敏感性进行空间自相关分析,结果表明(表 2),综合生态敏感性 Moran's *I* 指数均大于 0,在空间上呈现出正相关关系。对全局 Moran's *I* 指数进行检验,*P* 值均为 0.001,通过 99%的置信度检验,表明综合生态敏感性的空间自相关是显著的,具有相似综合生态敏感性水平的区域相邻度高。*Z* 得分均大于 2.58,表示可拒绝零假设,表明研究区生态敏感性在空间分布上呈正相关关系,存在空间集聚状态,随着时间变化,*Z* 得分波动下降,表明生态敏感性空间集聚有逐渐减弱的趋向,空间趋同性逐渐降低。

表 2 2000—2018 年汾河流域生态敏感性全局 Moran's *I* 指数统计值Table 2 Global Moran's *I* index statistic of ecological sensitivity of Fenhe River Basin from 2000 to 2018

指标 Index	2000	2005	2010	2018
Moran's <i>I</i>	0.320	0.282	0.309	0.237
<i>Z</i> 统计量	34.1243	30.8784	32.5282	25.3635
<i>P</i> 值	0.001	0.001	0.001	0.001

2.3.2 生态敏感性局部空间自相关分析

LISA 集聚图反映研究单元在空间上的具体分布情况,可以进一步探讨研究区生态敏感性格局形成的原因。在计算局部 Moran's *I* 指数的基础上进行空间聚类得到空间 LISA 聚类图,在 99%的置信区间内,将生态敏感性进一步划分为 5 种不同类型,即高高集聚区(H-H)、高低集聚区(H-L)、低高集聚区(L-H)、低低集聚区(L-L)和不显著(No significant)。根据局部自相关分析,得到研究区 3317 个样区 2000、2005、2010 和 2018 年的综合生态敏感性局部自相关 LISA 结果(图 7)。

整体而言,流域生态敏感性在空间上呈连片连带式分布,具有明显的聚集性特征。综合生态敏感低值区主要分布在流域上游源头芦芽山、云中山区,中游太原盆地东侧太行山区以及南部太岳山区,下游临汾盆地东西两侧的太岳山区、吕梁山区,形成低低集聚,低低集聚区主要与极度和重度敏感区相关。低低集聚的网格数量由 2000 年的 727 个减少到 2018 年的 568 个,生态敏感性低值集聚区面积的大幅度缩减,表明生态敏感性高的区域在空间分布上不断减少,流域生态环境得到了极大改善。综合生态敏感性高值区集中分布在流域中

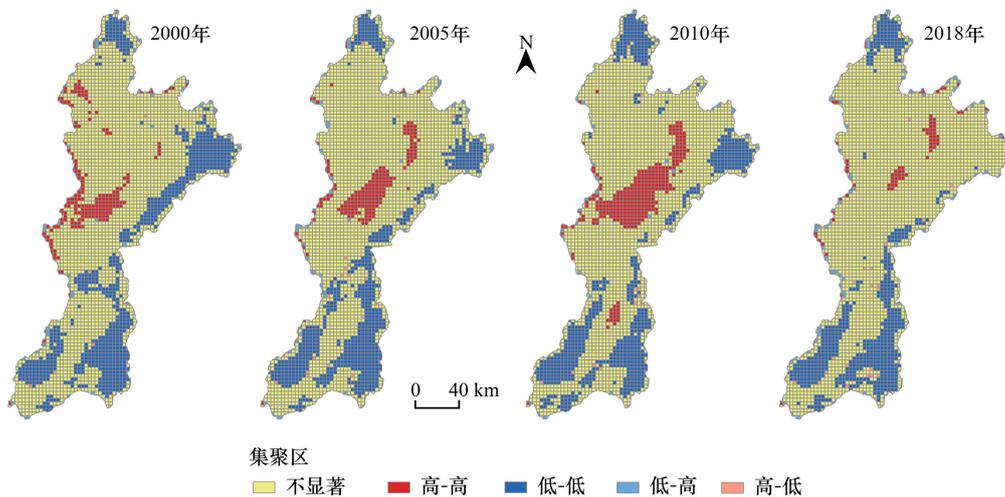


图7 2000—2018年汾河流域生态敏感性LISA聚类图

Fig.7 The LISA aggregation of ecological sensitivity of Fenhe River Basin from 2000 to 2018

LISA:空间联系的局部指标 Local Indicators of Spatial Association

游的太原盆地,形成高高集聚,高高集聚区主要与轻度敏感区相关。高高、低低聚集的网格数量均在减少,表明流域生态敏感性空间结构逐渐趋于离散化。

2.4 生态敏感性圈层变化分析

分别将研究区2000、2005、2010和2018年综合生态敏感性分区与圈层矢量数据进行叠加(图8),得到各类敏感性分区在不同圈层和方向上的分布。从各圈层分布来看,2000年重度、极度敏感区主要分布在7—12圈层,2005年主要分布在7—13圈层,2010年主要分布在6—13圈层,2018年主要分布在9—13圈层。重度、极度敏感区主要分布的圈层范围呈现出先扩大后缩小的态势,表明随着时间变化,重度、极度敏感区面积呈减少趋势,研究区生态环境得到改善。从各象限分布来看,不敏感区、轻度敏感区、中度敏感区集中分布在西北和东北象限,重度敏感区与极度敏感区主要分布在西南和东南象限。结合圈层分布,可将西南象限9—13圈层的吕梁山区与东南象限9—13圈层的太岳山区识别为流域生态环境治理的重点区域,该类区域地形以山地丘陵为主,充分体现了地形因素对流域生态敏感性空间分布的影响。

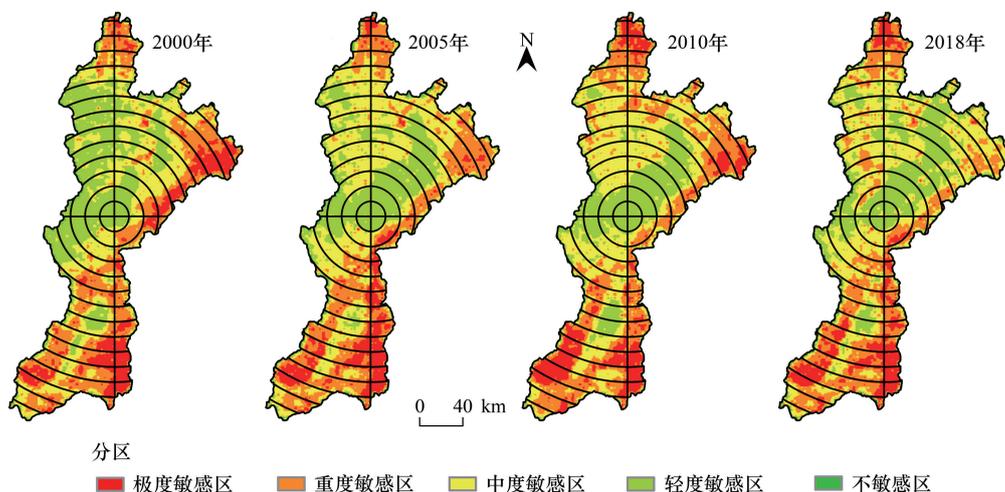


图8 2000—2018年汾河流域分区结果圈层叠加示意图

Fig.8 Partition result circle layer overlay diagram of Fenhe River Basin from 2000 to 2018

3 讨论

3.1 指标共线性检验

由于评价指标间可能会存在高度相关性,影响生态敏感性模型的稳定,因此运用 SPSS 软件对其进行共线性状况检验^[31]。一般情况下,当方差膨胀因子(VIF)>10 和容许度(TOL)<0.1 时,表明所选指标存在严重的多重共线性。本文以 2018 年汾河流域各指标为参考进行检验,结果表明(表 3):景观生态风险敏感性指数、水土流失敏感性指数和生物多样性敏感性指数 TOL 值远大于 0.1, VIF 值远小于 10,说明并未出现变量冗余,指标间共线性程度可忽略,因此具备构建生态敏感性评价指标的合理性。

表 3 2018 年生态敏感性指标共线性诊断结果

Table 3 Result of co-linearity diagnosis of ecological sensitivity indicators in 2018

指标 Index	<i>P</i>	TOL	VIF
景观生态风险敏感性指数 Landscape ecological risk sensitivity index	0.000	0.918	1.089
水土流失敏感性指数 Soil erosion sensitivity index	0.000	0.871	1.149
生物多样性敏感性指数 Biodiversity sensitivity index	0.000	0.804	1.243

TOL:容许度 Tolerance; VIF:方差膨胀因子 Variance Inflation Factor

3.2 汾河流域生态敏感性演变动因

2000—2018 年流域综合生态敏感性总体上呈现出好转趋势,尤其是流域的上、中游区域。2000—2010 年流域上游生态环境逐渐恶化,该区是典型的山地丘陵区,地形地貌破碎复杂^[18],年降水量达 700 mm 之多,水土流失严重,因此受自然条件限制,上游生态系统存在先天脆弱性。人类活动强度会对生态环境质量产生一定的负面干扰影响,为追求经济发展,流域内大量增加耕地面积^[35],加之不合理的资源开采等,致使原本已十分敏感的生态环境面临巨大压力。伴随人类活动对生态干扰程度减弱,对其修复与保护能力增强,上游生态环境逐渐好转,2000 年在实行三北防护林体系工程的基础上大规模开展退耕还林还草建设。大量坡耕地改造为梯田,林草植被面积大幅增加^[36]。加强对源头芦芽山国家级自然保护区和管涔山国家森林公园的保护,为上游生态环境逐渐趋好奠定基础。2010 年以来,有关部门在原有生态保护措施基础上,划定源头保护区、依法关停河源保护区内的煤矿、兴水增绿、涵养水源等极大地促进流域上游生态环境好转,体现了生态本底与人类活动之间相互协调的协同关系。

2000—2018 年流域中游生态环境一直保持良好发展趋势。中游以太原盆地为主,地形平坦开阔,在流水冲积作用下河流两岸形成较为宽广的河漫滩,为经济社会良好发展提供了自然基础^[17]。为促进流域可持续发展,政府加强对湿地、防护林带、景观公园的建设,实施万家寨引黄工程向汾河流域调水,缓解了流域需水压力,划分“太原西山煤炭综合开发与生态环境保护生态功能区”,以确保资源开发与生态修复并举。良好的自然本底与合理的人类活动相互增益,有序发展的协同关系,共同促进中游生态环境可持续发展。

2000—2018 年流域下游生态环境质量有所提高,但效果并不显著。下游位于平原区,自然本底较好^[37]。根据《汾河流域生态景观规划(2020—2035 年)》水生态环境评价可知,为追求经济发展,河道沿岸大量生态空间被破坏、侵占,导致动植物生存空间消失,物种贫化加剧,生物多样性减少。流域下游蕴藏丰富的铝土矿、铁矿、石膏以及金矿等资源,是重要的矿产资源富藏区,能源开采与环境保护在短时间内难以得到有效协调,边治理边破坏的恶性循环,未能改善其生态敏感性。下游生态保护工作相对滞后,良好生态基础与不合理的人类活动之间此消彼长、无序混乱的权衡关系,使下游生态环境未能得到明显改善。

为进一步刻画自然本底与人类活动强度对研究区生态敏感性变化影响,选取 2000 年归一化景观生态风险敏感性值衡量流域生态本底,选取 2000—2018 年单位面积 GDP(表 4)表征人类活动强度。其中归一化景观生态风险敏感性值大于 0.5 的格网分别占上中下游的 77%、49%、28%,表明流域上游生态基础最为薄弱,中游次之,下游最好。上中下游单位面积 GDP 均值分别为 114.52、1169.82、686.09,表明人类活动强度上游<下

游<中游。从综合生态敏感性时空变化结果来看,现阶段生态环境质量下游<上游<中游。通过对上中下游自然本底、人类活动强度以及生态敏感性结果的比较可知:上游生态本底较为脆弱,人类活动强度最小,生态承载力与人类活动强度相适应。中游生态基础较好,人类活动强度最强,在这样的背景下其生态环境仍能保持良好发展势头,充分说明该区人类活动对生态环境提供正向促进作用。下游是流域生态基础最好的区域,也是生态最为敏感的区域,生态环境恶化受人为活动影响较大,经济发展对生态系统胁迫干扰较强,不合理的人为活动给下游生态带来负面影响。

表 4 2000—2018 年汾河流域单位面积 GDP/(万元/km²)

Table 4 Unit area GDP of Fenhe River Basin from 2000 to 2018

年份 Year	2000	2005	2010	2018
上游 Upstream	37.81	81.44	105.22	233.61
中游 Midstream	150.48	612.61	1326.44	2589.77
下游 Downstream	150.69	480.77	827.69	1285.21

汾河既是黄河第二大支流,也是黄土高原的重要组成部分,通过研究黄河流经黄土高原段的众多支流^[38],发现此类流域存在以下共性问题:一是流域景观类型与地形地貌格局有关,景观类型结构对流域生态产生重要影响;二是受黄土丘陵沟壑地貌、土壤、降水等自然因素和不合理的矿产开采、植被破坏等人为因素共同作用流域内水土流失严重;三是由于人类活动长期影响,部分动植物生存空间受到很大威胁,生物多样性在不断减少。因此,结合汾河流域上中下游生态敏感性演变动因和黄河流经黄土高原段众多支流存在的共性问题,可以认为汾河流域生态敏感性变化是生态本底与人类胁迫共同作用的结果,自然本底决定流域的生态环境与人类生存状况,而人类活动反过来可以影响甚至改变流域的生态环境,两者之间或协同或权衡的关系共同推动流域生态敏感性发生变化,如何协调两者关系是流域可持续发展的关键。

4 结论

本文对汾河流域 2000—2018 年生态敏感性时空演变特征进行分析,主要结论如下:

(1) 研究区重度、极度敏感区面积减少,生态环境得到改善,生态敏感性空间分异与流域地形分布具有一致性,综合生态敏感性较高的区域主要分布在流域上游源头的芦芽山和云中山区,中、下游的太岳山区以及下游的吕梁山区,生态敏感性较低的区域主要分布在上游的汾河水库及其周边地区、中游的太原盆地和下游的临汾盆地地区。

(2) 研究区生态敏感性具有显著的空间正相关关系,在空间上呈连片连带式分布,具有明显的聚集性特征,随着高高、低低聚集网格数量的减少,生态敏感性空间结构逐渐趋于离散化。

(3) 结合圈层分布,可将西南象限 9—13 圈层的吕梁山区与东南象限 9—13 圈层的太岳山区识别为流域生态环境治理的重点区域,该类区域地形以山地丘陵为主,体现了流域生态敏感性受地形影响的空间分布特征。

(4) 研究区生态敏感性变化是生态本底与人类胁迫共同作用的结果,自然本底决定流域的生态环境与人类生存状况,而人类活动反过来可以影响甚至改变流域的生态环境。

根据上述结论,提出以下对策:流域上游是重要的水源涵养区,也是生态系统保护的核心区。加强水源涵养林建设,以封育保护为主,在水土流失严重的区域开展拦沙减沙、蓄水保土、沟道治理、水库河岸防护林建设等水土保持工程。治理私挖乱采煤炭遗留的生态环境问题,加强对芦芽山国家级自然保护区的管护。流域中游人口密集、经济发达,应合理利用土地资源,加强湿地、河岸植被恢复等生态景观建设,优化景观结构布局。依法关停破坏水资源、污染水环境及生态环境的产业。利用“五水济汾”工程进行生态补水,控制用水增量,退还被生产、生活挤占的河道生态用水,维持流域生态良性循环。流域下游吕梁山区、太岳山区是水土流失较为严重的区域,要因地制宜,合理利用耕地,修建梯田,增加植被覆盖率,多措并举治理水土流失。在河道两岸

实行退耕、还滩、还湿,建立华北落叶松、云杉物种等基因库以保护生物多样性。

本文在构建综合生态敏感性指数的基础上,运用空间自相关分析与圈层分析的方法揭示汾河流域生态敏感性时空演变特征。目前,对于生态敏感性评价指标的选取并没有形成统一标准,本文仅从景观生态风险敏感性、水土流失敏感性、生物多样性敏感性方面构建指标,略显不足,有待于进一步验证其准确性。此外,需要说明的是本文降水数据是通过空间插值获得,可能会对敏感性空间格局的精确性产生一定影响,在后续研究中需要进一步完善。

参考文献 (References):

- [1] 熊善高,秦昌波,于雷,路路,关杨,万军,李新. 基于生态系统服务功能和生态敏感性的生态空间划定研究——以南宁市为例. 生态学报, 2018, 38(22):7899-7911.
- [2] 姚昆,张存杰,何磊,李玉霞,李小菊. 川西北高原区生态环境脆弱性评价. 水土保持研究, 2020, 27(4):349-355, 362-362.
- [3] Briceño-Elizondo E, Garcia-Gonzalo J, Peltola H, Matala S, Kellomäki S. Sensitivity of growth of Scots pine, Norway spruce and silver birch to climate change and forest management in boreal conditions. *Forest Ecology and Management*, 2006, 232(1/3):152-167.
- [4] Raupach M R, Haverd V, Briggs P R. Sensitivities of the Australian terrestrial water and carbon balances to climate change and variability. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2013, 182-183:277-291.
- [5] Maples S R, Foglia L, Fogg G E, Maxwell R M. Sensitivity of hydrologic and geologic parameters on recharge processes in a highly heterogeneous, semi-confined aquifer system. *Hydrology and Earth System Sciences*, 2020, 24(5):2437-2456.
- [6] Carrington D P, Gallimore R G, Kutzbach J E. Climate sensitivity to wetlands and wetland vegetation in mid-Holocene North Africa. *Climate Dynamics*, 2001, 17(2/3):151-157.
- [7] Seidl R, Aggestam F, Rammer W, Blennow K, Wolfslehner B. The sensitivity of current and future forest managers to climate-induced changes in ecological processes. *Ambio*, 2016, 45(4):430-441.
- [8] Rossi P, Pecci A, Amadio V, Rossi O, Soliani L. Coupling indicators of ecological value and ecological sensitivity with indicators of demographic pressure in the demarcation of new areas to be protected: the case of the Oltrepò Pavese and the Ligurian-Emilian Apennine area (Italy). *Landscape and Urban Planning*, 2007, 85(1):12-26.
- [9] 张恩伟,彭双云,冯华梅. 基于 GIS 和 RUSLE 的滇池流域土壤侵蚀敏感性评价及其空间格局演变. 水土保持学报, 2020, 34(2):115-122.
- [10] 王琳,孙苑苑,王晋. 滨海湿地生态系统敏感性评价方法研究. 中国人口·资源与环境, 2016, 26(S2):223-227.
- [11] 禹艺娜,王中美. 基于 GIS 和 AHP 的贵阳市环城林带生态敏感性评价. 中国岩溶, 2017, 36(3):359-367.
- [12] 张广创,王杰,刘东伟,吉力力·阿不都外力. 基于 GIS 的锡尔河中游生态敏感性分析与评价. 干旱区研究, 2020, 37(2):506-513.
- [13] 郭泽呈,魏伟,石培基,周亮,王旭峰,李振亚,庞素菲,颌斌斌. 中国西北干旱区土地沙漠化敏感性时空格局. 地理学报, 2020, 75(9):1948-1965.
- [14] 谭玮颐,周忠发,朱昌丽,马国璇. 喀斯特山区地形起伏度及其对水土流失敏感性的影响——以贵州省荔波县为例. 水土保持通报, 2019, 39(6):77-83.
- [15] 汤峰,张蓬涛,张贵军,赵丽,郑宇,魏明欢,简卿. 基于生态敏感性和生态系统服务价值的昌黎县生态廊道构建. 应用生态学报, 2018, 29(8):2675-2684.
- [16] 刘海龙,谢亚林,贾文毓,石培基. 山西省生态安全综合评价及时空演化. 经济地理, 2018, 38(5):161-169.
- [17] 郭立刚,冯珍珍,刘庚,石琰,王捷,林菲,马小红. 基于物元模型的汾河流域土地生态安全评价. 生态学报, 2020, 39(6):2061-2069.
- [18] 王怡帆,师学义. 基于小流域的汾河上游生态服务价值演变. 水土保持研究, 2020, 27(4):262-269, 278-278.
- [19] 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. 自然资源学报, 2020, 35(4):814-825.
- [20] 和娟,师学义,付扬军,张燕. 汾河源头区域土地利用及生境质量时空演变的多情景模拟. 水土保持研究, 2020, 27(5):250-258.
- [21] 孟雅丽,苏志珠,马杰,钞锦龙,马义娟. 基于生态系统服务价值的汾河流域生态补偿研究. 干旱区资源与环境, 2017, 31(8):76-81.
- [22] 王洁,摆万奇,田国行. 青藏高原景观生态风险的时空特征. 资源科学, 2020, 42(9):1739-1749.
- [23] 陈丹,蒋贵国,张妍,涂月,邓元杰. 基于生态服务价值的沱江流域土地景观生态风险时空分异研究. 水土保持通报, 2019, 39(3):223-230.
- [24] 付扬军,师学义,和娟. 汾河流域景观格局脆弱性时空分异特征. 水土保持研究, 2020, 27(3):197-202.
- [25] 陈佳,吴孔森,尹莎,杨晴青. 水土流失风险扰动下区域人地系统适应性研究——以榆林市为例. 自然资源学报, 2016, 31(10):1688-1701.

- [26] 韩鹏冉, 严成, 孙永秀, 岳健. 克拉玛依市中部城区外围生态敏感性评价. 干旱区研究, 2018, 35(5):1217-1222.
- [27] 杨远琴, 任平, 洪步庭. 基于生态安全格局的三峡库区腹地低丘缓坡土地开发利用. 水土保持研究, 2019, 26(3):305-310, 317-317.
- [28] 李青圃, 张正栋, 万露文, 杨传训, 张杰, 叶晨, 陈裕婵. 基于景观生态风险评价的宁江流域景观格局优化. 地理学报, 2019, 74(7):1420-1437.
- [29] 夏敏, 张智超, 文博, 邹伟. 苏南地区土地利用的生态敏感性分区. 水土保持通报, 2016, 36(4):112-117.
- [30] 石三娥, 魏伟, 杨东, 胡鑫, 周俊菊, 张强. 基于 RSEDI 的石羊河流域绿洲区生态环境质量时空演变. 生态学杂志, 2018, 37(4):1152-1163.
- [31] 李振亚, 魏伟, 周亮, 郭泽呈, 颀斌斌, 周俊菊. 基于空间距离指数的中国西北干旱内陆河流域生态敏感性时空演变特征——以石羊河流域为例. 生态学报, 2019, 39(20):7463-7475.
- [32] 王贝贝, 丁明军, 管琪卉, 艾嘉会. 基于格网的南昌市生态环境脆弱性评价. 生态学报, 2019, 39(15):5460-5472.
- [33] 徐新良, 刘纪远, 张树文, 李仁东, 颜长珍, 吴世新. 中国多时期土地利用土地覆被遥感监测数据集(CNLUCC). 中国科学院资源环境科学数据中心数据注册与出版系统(<http://www.resdc.cn/DOI>), 2018. [http://www.resdc.cn/DOI/doi.aspx? DOIid=54](http://www.resdc.cn/DOI/doi.aspx?DOIid=54).
- [34] 王鹏, 魏信, 乔玉良. 多尺度下汾河流域生态环境质量评价与时序分析. 遥感技术与应用, 2011, 26(6):798-807.
- [35] 刘慧, 师学义. 静乐县生态脆弱性时空演变与分区研究. 生态与农村环境学报, 2020, 36(1):34-43.
- [36] 马晓勇, 张国信, 党晋华, 梁博, 张峰. 汾河上游土地利用类型动态变化研究. 山西大学学报:自然科学版, 2013, 36(2):308-312.
- [37] 史利江, 刘敏, 李艳萍, 张晓龙, 高峰, 李文刚. 汾河流域县域经济差异的时空格局演变及驱动因素. 地理研究, 2020, 39(10):2361-2378.
- [38] 周伟, 官炎俊, 刘琪, 范彦波, 白中科, 师学义, 胡业翠, 黄雨晗, 白东升. 黄土高原典型流域生态问题诊断与系统修复实践探讨——以山西汾河中上游试点项目为例. 生态学报, 2019, 39(23):8817-8825.