

黄河流域景观生态风险分析及预测

杜文涛^{1,2}, 李新萍^{1,2}, 宋佳伟^{1,2}, 孟成真^{1,2}, 王智泉^{1,2}

(1.河南省地质矿产勘查开发局 第一地质矿产调查院, 河南 洛阳 471000;

2.河南省金银多金属成矿系列与深部预测重点实验室, 河南 洛阳 471000)

摘 要: [目的] 探究黄河流域近 20 a 土地利用变化并对 2030 年土地利用进行预测, 分析景观格局指数, 揭示生态风险状况, 助力黄河流域景观保护修复和规划治理。[方法] 使用 FLUS 模型, 根据 2000, 2010, 2020 年土地利用数据, 结合社会、经济、地形、气候等因子对该区 2030 年土地利用状况进行预测, 通过景观指数构建景观生态风险指数, 并进行深入分析探讨。[结果] ① 2000—2020 年耕地面积减少 12 150 km², 林地面积增加 2 514 km², 建设用地面积增加 10 620 km²。② 黄河流域优势景观为草地和耕地, 但优势性逐渐降低, 整体景观连通性增加、聚集性减弱, 景观多样性呈增长趋势, 但整体仍不均衡。③ 工作区景观生态风险以低、较低风险为主, 中风险为辅, 共占该区总面积 88% 以上, 各生态风险区在空间上相对稳定, 在时间上呈逐步恶化趋势。④ 预测 2030 年建设用地面积增速减缓, 耕地、草地、未利用地面积继续减少, 景观破碎度增加, 低、较低生态风险区域增加 1.12%, 高风险区域增加 0.26%, 其余风险区域变化较小。[结论] 国家人口增长、城市逐步扩张对土地利用影响巨大, 进而导致景观破碎, 加之黄河流域环境脆弱, 风沙强度大, 荒漠化程度高, 区域生态风险增高, 需要国家更加关注该区域的生态保护和高质量发展。

关键词: 黄河流域; 土地利用; 景观格局; 生态风险; FLUS 类型

文献标识码: B

文章编号: 1000-288X(2022)05-0105-09

中图分类号: TP79, P901

文献参数: 杜文涛, 李新萍, 宋佳伟, 等. 黄河流域景观生态风险分析及预测[J]. 水土保持通报, 2022, 42(5): 105-113. DOI:10.13961/j.cnki.stbctb.2022.05.014; Du Wentao, Li Xinping, Song Jiawei, et al. Analysis and prediction of landscape ecological risk in Yellow River basin [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2022, 42(5): 105-113.

Analysis and Prediction of Landscape Ecological Risk in Yellow River Basin

Du Wentao^{1,2}, Li Xinping^{1,2}, Song Jiawei^{1,2}, Meng Chengzhen^{1,2}, Wang Zhixiao^{1,2}

(1. Institute of Geological and Mineral Resources Survey, Development of Geology and Mineral

Resources of He'nan Province, Luoyang, He'nan 471000, China; 2. Key Laboratory of Au-Ag-Polymetallic Deposit Series and Deep-seated Metallogenic Prognosis of He'nan Province, Luoyang, He'nan 471000, China)

Abstract: [Objective] The land use changes in the Yellow River basin during the past two decades were analyzed in order to predict land use in 2030, analyze the landscape pattern index, reveal ecological risk status, and assist with landscape protection, restoration, planning, and governance of the Yellow River basin. [Methods] The FLUS model with land use data from 2000, 2010, and 2020 was used combined with social, economic, topographic, and climatic data and other factors to predict the land use status of the area in 2030. A landscape ecological risk index was constructed through the landscape index, and an in-depth analysis was conducted. [Results] ① From 2000 to 2020, the area of cultivated land decreased by 12 150 km², the area of forest land increased by 2 514 km², and the area of construction land increased by 10 620 km². ② The dominant landscapes in the Yellow River basin were grassland and cultivated land, but the dominance gradually decreased, the overall landscape connectivity increased, aggregation decreased, and landscape diversity increased over time, but the overall landscape was still unbalanced. ③ Landscape ecological risks in the work area were dominated by low and lower risks, supplemented by medium risk, accounting for more than 88% of the total area. The ecological risk areas were relatively stable in space and gradually deteriorated

收稿日期: 2022-01-11

修回日期: 2022-04-02

资助项目: 河南省自然资源厅 2021 年科技项目“河南省洛阳市农田土壤碳汇变化规律研究”[豫自然资函(2021)157 号]

第一作者: 杜文涛(1993—), 男(汉族), 河南省洛阳市人, 硕士, 助理工程师, 主要从事资源与环境遥感方面的研究。Email: 805469991@qq.com。

通信作者: 李新萍(1986—), 女(汉族), 黑龙江省佳木斯市人, 硕士, 工程师, 主要从事遥感与地理信息相关领域研究。Email: lixinping678@163.com。

over time. ④ By 2030, the growth rate of construction land area will slow down, the area of cultivated land, grassland, and unused land will continue to decrease, and landscape fragmentation will increase. The low and lower ecological risk areas increased by 1.12%, the high risk areas increased by 0.26%, and the rest of the risk areas changed little. [Conclusion] The country's population growth and the gradual expansion of cities have had a huge impact on land use, resulting in fragmented landscapes. In addition, the environment of the Yellow River basin is fragile, with high sandstorm intensity, high degree of desertification, and increased regional ecological risks. The country needs to give more attention to ecological protection and high-quality development of the region.

Keywords: Yellow River basin; land use; landscape pattern, ecological risk; FLUS model

黄河是中华民族的母亲河,孕育了古老而伟大的中华文明,保护黄河事关中华民族伟大复兴的千秋大计。党的十八大以来,国家领导人曾多次实地考察黄河流域生态保护和经济社会发展情况,谋划黄河流域生态保护和高质量发展^[1]。

景观格局是指大小、形状各异的景观要素组分、数目以及空间分布状况^[2],人类活动和土地利用类型的改变会导致景观格局发生变化,进而影响生态过程,对自然资源、生物多样性、生境质量、系统抗干扰能力、系统稳定性等产生深远影响^[3]。景观生态风险则是通过景观改变量去衡量风险受体范围和危害状况^[4-5],更加强调景观格局对于生态过程和功能的影响^[6]。近年来,越来越多的学者进行黄河流域的景观生态研究,例如孙姝博等^[7-10]对黄河支流或流经城市土地利用情况进行分析,通过景观指数评估区域生态风险和生态脆弱性。目前,FLUS 是对未来土地利用变化进行模拟的一种模型,其交互耦合“自上而下”的系统动力学(SD)^[11]和“自下而上”的元胞自动机(CA)^[12],结合人类活动和自然、气候要素对未来土地利用变化进行预测模拟^[13],在 CA 模型的基础上加入一种自适应惯性和竞争机制,用于处理不同土地利用类型之间复杂的竞争和相互作用,其精度优于 CLUE-S^[14]和 CA 模型。Li 等^[15],刘晓娟等^[16],王雪然等^[17],朱志强等^[18]使用 FLUS 模型对未来土地利用情况进行预测,进而分析区域景观格局、碳储量等。综上所述,针对小流域使用景观指数构建生态风险评价的方法较为成熟,但是对大流域、预测性的研究较少。

本文综合运用景观生态学原理,以黄河流域为研究区,使用 2000、2010、2020 年共 3 期的土地利用数据,借助社会、经济、地形、气候等因子对黄河流域 2030 年土地利用状况进行预测,长时间序列地分析黄河流域土地利用的变化情况,再结合景观指数对黄河流域景观格局进行分析,构建景观生态风险指数,揭示研究区生态风险的时空变化规律及驱动原因,期为政府相关部门提供参考,助力于黄河流域景观的保护修复和规划治理,为相关生态研究奠定坚实基础。

1 研究区概况与数据

1.1 研究区概况

黄河流域位于 96°—119°E,32°—42°N,西起巴颜喀拉山脉,蜿蜒向东,穿越青藏高原、内蒙古高原、黄土高原以及黄淮海大平原,在山东省垦利县注入渤海。黄河干流全长 5 464 km,流域面积达 $7.95\times 10^5\text{ km}^2$,流经青海、四川、甘肃、宁夏、内蒙古、山西、陕西、河南、山东 9 个省区。

流域地势西高东低,高低悬殊,高程范围在 3~6 000 m 之间,形成 3 级阶梯。第一级阶梯位于青海高原,平均海拔大于 4 km。第二级阶梯主要位于黄土高原,地势较为平缓,海拔在 1~2 km。第三级阶梯地势低平,绝大部分海拔低于 0.1 km。由于地势、地貌差异,加上大气环流和季风环流情况复杂,导致温度、降雨分布不均,差异显著,气候年、季变化大。气温年较差总趋势是北纬 37°以北地区在 31~37℃ 之间,以南地区多在 21~31℃ 之间。流域大部分地区年降雨量在 200~650 mm 之间,中上游南部和下游区域多于 650 mm,而深居内陆的区域降水量不足 150 mm,其中夏秋多雨,降雨量达整年的 70% 左右。

1.2 数据来源

本文主要涉及黄河流域土地利用类型数据、地形数据、社会经济数据、气候数据等,其主要信息、来源见表 1。

2 研究方法

2.1 景观动态变化分析

景观转移矩阵常用于定量地分析研究区景观格局变化,它能够反映初期和末期景观类型以及相互之间转换的情况^[19]。其公式如下:

$$S_{ij} = \begin{bmatrix} S_{11} & S_{12} & \cdots & S_{1n} \\ S_{21} & S_{22} & \cdots & S_{2n} \\ \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ S_{n1} & S_{n2} & \cdots & S_{nn} \end{bmatrix} \quad (1)$$

式中: S_{ij} 表示景观转移矩阵; n 表示总景观类型种

类; i, j 分别表示研究区初期和末期的各景观类型面积。

动态度是指在某一时间段内,某种景观类型面积的变化程度,是景观面积变化速率的定量表示形式,用于比较各景观类型的变化差异^[20]。其公式为:

$$V=\frac{(S_b-S_a)}{S_s}\times\frac{1}{T}\times100\% \tag{2}$$

式中: V 表示某一景观类型的变化速率; S_a, S_b 分别表示某一景观类型的初期和末期面积; T 表示研究时间段。

表 1 黄河流域景观生态风险分析及预测数据说明

数据	数据属性	年份	数据格式	数据来源
土地利用	—	2000,2005,2010,2015,2020	栅格,1 km	中国科学院资源环境科学与数据中心
地 形	DEM	2000	栅格,250 m	中国科学院资源环境科学与数据中心
	坡度	—	—	
	坡向	—	—	
	人口	2010	栅格,1 km	中国科学院资源环境科学与数据中心
社会经济	GDP	2010	栅格,1 km	中国科学院资源环境科学与数据中心
	公路	2022	矢 量	OpenStreetMap
	高速	2022	矢 量	OpenStreetMap
	铁路	2022	矢 量	OpenStreetMap
气 候	降雨	2010	栅格,1 km	中国科学院资源环境科学与数据中心
	温度	2010	栅格,1 km	中国科学院资源环境科学与数据中心

2.2 FLUS 预测模型

FLUS 整体的模拟过程分为:①使用 SD 或马尔科夫模型,确定未来土地利用变化的数量。②将基期的土地利用与驱动因子放入人工神经网络模型(ANN)^[21],训练得到每种土地利用类型的概率,即土地利用类型的适宜性概率结果。③使用 CA 模型,将土地利用类型的适宜性概率结果与各地类转换成本、约束用地限制、邻域扩张水平等因素结合起来,综合估计每个像元的合并概率。④基于轮盘赌选择机制,预测得到未来土地利用类型。本文通过马尔科夫链预测 2030 年各类土地利用变化数量,选择地形(DEM、坡度、坡向)、社会经济(人口、GDP、距离公路、高速、铁路距离)、气候(降雨、气温)等驱动因子,借助软件帮助文档、相关文献^[16-18],设置地类间转换成本、邻域扩张水平等参数。

2.3 景观格局指数

景观指数是一种简单的定量指标,能够高度浓缩

景观格局的空间信息,反映景观的结构组成和空间特征^[22]。景观指数种类繁多,且指数间有较高的相关性,随意选取可能会导致信息冗余,无法客观、全面地评价研究区景观格局。

因此本文在选取景观指数上主要考虑两个原则:①尽可能多地包含景观信息;②尽可能避免景观指数间高相关性,减小冗余。最终选择基于统计的景观指数选择方法^[23],参考近 50 篇相关文献,选取文献中重复率较高的指数,并进行相关分析,结合景观指数生态意义,剔除个别相关性较大的指数^[24-26]。

本研究最终挑选出如下景观指标。①优势度指标:最大斑块面积指数(LPI);②聚集度特征指标:③散布与并列指数(IJI)、聚合度指数(AI);④在类型水平上增加破碎化程度指标:斑块密度(PD)、边缘密度(ED);⑤在景观尺度增加景观多样性指标:香农多样性指数(SHDI)。详细指标见表 2。计算方法及过程使用 Fragstats 软件完成。

表 2 黄河流域景观生态风险分析的景观指标简介

景观指数	数据范围	尺 度	指标含义
LPI	$0<LPI\leq100$	C/L	衡量景观优势度,某一景观优势度越大,值越大
PD	$PD>0$	C	衡量景观破碎度,值越大,景观破碎程度越高
ED	$ED\geq0$	C	计算斑块间相互影响的程度,可以衡量景观复杂性
IJI	$0<IJI\leq100$	C/L	衡量斑块连通度,连通度越高,值越大
AI	$0<AI\leq100$	C/L	衡量同类斑块聚合程度,同类斑块高度集中,值越大
SHDI	$SHDI\geq0$	L	衡量景观多样性,景观结构越复杂,值越大

注:①C 为类别尺度;L 为景观尺度;②LPI 为最大斑块面积指数;IJI 为散布与并列指数;AI 为聚合度指数;PD 为斑块密度;ED 为边缘密度;SHDI 为香农多样性指数。

2.4 景观生态风险指数

本文从景观生态的角度出发,综合多位学者的研究^[27-31],使用景观格局指数分别建立景观干扰度指数和景观脆弱度指数,用于反映外界环境、人类活动等

对生态环境的干扰和不同生态系统本身的脆弱程度。通过两个指数计算获得该区域的景观损失度,进而通过小区域的划分,得到不同区域生态风险。其具体的计算方法见表 3。

表 3 景观生态风险指数计算方法

序号	指数名称	计算方法
1	景观破碎度指数 C_i	$C_i = N_i / A_i$
2	景观分离度指数 F_i	$F_i = \sqrt{S_i} / (2P_i)$, 其中 $S_i = N_i / A$, $P_i = A_i / A$
3	景观优势度指数 D_i	$D_i = dL_i + eP_i$, 其中 $L_i = N_i / N$, d, e 为权重
4	景观干扰度指数 U_i	$U_i = aC_i + bF_i + cD_i$, 其中 a, b, c 为权重
5	景观脆弱度指数 Q_i	根据专家打分, 并进行归一化
6	景观损失度指数 R_i	$R_i = U_i \times Q_i$
7	景观风险指数 ER	$ER = \sum_{i=1}^N \frac{S_{ki}}{S_k} R_i$

式中: N_i 为斑块数量; A_i 为斑块面积; A 为景观总面积; N 为景观斑块总面积; d, e 为 0.6, 0.4; a, b, c 为 0.5, 0.3, 0.2; Q_i 由专家打分从低到高, 即 1 至 8 分别为建设用地、林地、灌丛、草地、耕地、湿地、水体; S_{ki} 为第 k 个风险小区第 i 类景观的面积; S_k 为第 k 个风险小区总面积。

借鉴景观生态学, 结合研究区范围和数据分辨率, 按照平均斑块面积的 2~5 倍作为网格大小, 最终使用 GIS 软件, 将研究区划分 30 km×30 km 的网格, 共计 1 064 个生态风险小区, 计算生态风险指数, 将值提取至格网中心点, 再使用插值算法得到各年份景观生态风险图。

3 结果与分析

3.1 土地利用变化

使用 ArcGIS 软件对土地利用数据进行重分类, 将土地利用类型分为: 耕地、林地、灌丛、草地、水体、湿地、建设用地和未利用地(图 1)。

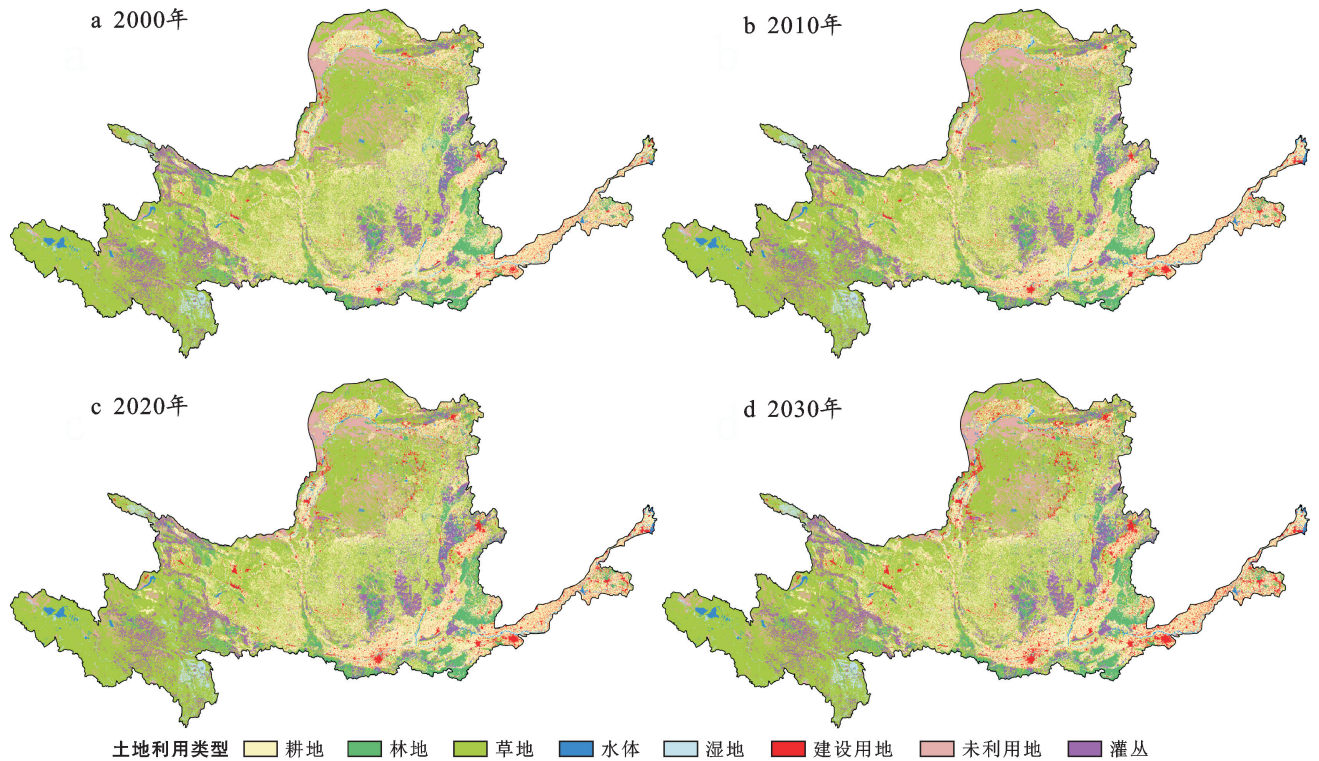


图 1 黄河流域 2000—2030 年土地利用变化

2000—2020 年土地利用转移矩阵见表 4。20 a 来,黄河流域耕地减少 12 150 km²,其中 23.64%转换为草地,55.32%转换为建设用地。林地面积增加 2 514 km²,建设用地面积增加 10 620 km²,主要是由耕地和草地转换得到;其余地类面积变化不大。分析原因主要是由于近些年来退耕还林还草工程,导致耕地转换为林地或草地;另一个原因是随着中国经济的高速发展,快速的城镇化导致城市扩张,建设用地面积增加明显。

使用 FLUS 模型根据 2010 年土地利用及驱动因子(DEM、坡度、坡向、人口、GDP、距离公路、高速、铁

路距离、降雨、温度数据)对 2020 年土地利用进行预测,最终使用真实数据对预测数据进行验证,其 kappa 系数为 0.94,精度较高,之后使用 2020 年土地利用对 2030 年土地利用数据进行预测,结果如图 1d 所示。根据预测结果,2030 年耕地面积 202 491 km²,比 2020 年减少 3 492 km²,草地面积 383 155 km²,比 2020 年减少 2 152 km²,未利用地 53 904 km²,比 2020 年减少 1 737 km²。水体 10 458 km²,建设用地面积 38 148 km²,分别比 2020 年增加 507 km²,7 169 km²,林地、灌丛、湿地面积分别为 57 882 km²,49 260 km²,13 620 km²,与 2020 年相比无较大变化。

表 4 黄河流域 2000—2020 年土地利用变化转移矩阵 km²

项 目		2020 年								总 计
		耕 地	林 地	灌 丛	草 地	水 体	湿 地	建设用地	未利用地	
2000年	耕 地	198 111	2 177	373	7540	830	331	7 798	973	218 133
	林 地	475	53 688	115	685	56	26	305	43	55 393
	灌 丛	173	169	47 740	256	39	14	147	64	48 602
	草 地	4 668	1 360	1 017	371 590	640	507	3 030	4 969	387 781
	水 体	341	15	3	168	7 143	496	172	120	8 458
	湿 地	452	44	9	275	855	12 341	110	84	14 170
	建设用地	1 077	24	29	349	91	21	18 692	76	20 359
	未利用地	686	430	18	4 444	295	110	725	49 312	56 020
总 计		205 983	57 907	49 304	385 307	9 949	13 846	30 979	55 641	808 916

通过各地类土地动态度(图 2)分析,可以更为清晰地看到各地类的变化程度和变化过程。耕地面积前 10 a 减少速度较快,达到 0.38%,与此同时,林地和灌丛增长迅猛,分别达到 0.45%和 0.16%。草地基本无变化,这一变化与国家退耕还林还草工程实施时间相匹配,在此期间,耕地大量转换为林地和草地,草地转变为灌丛或林地。未利用地面积增加,推测是退耕还林还草过程中出现大面积裸地。水体面积猛增,增速达 1.09%,查阅相关年份黄河流域年均降雨量,发现 2000 年左右年均降雨量约为 390 mm,此后年均降雨量显著增加,推测降雨量的猛增导致水体面积增长。在 2010—2020 年,耕地、林地、草地、灌丛面积依次减少 0.18%,0.01%,0.06%,0.02%,未利用地面积减幅较大,建设用地面积增速较快,分别为 0.31%和 3.14%。

在这一阶段,退耕还林还草工程经过 10 a 的积淀已经趋于平稳,而国家经济、人口猛增,城镇化水平增长,导致城市扩张猛烈,建设用地面积飞速增长。2030 年建设用地增速减缓,其余各地类变化程度与 2010—2020 年相当。

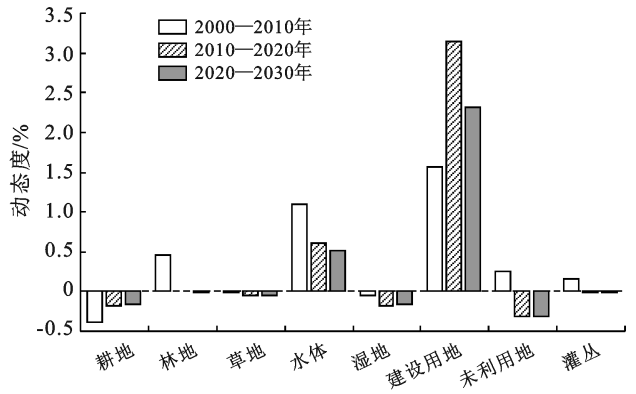


图 2 2000—2030 年黄河流域土地利用动态度

3.2 景观格局变化

3.2.1 类型水平的景观指数分析 类型水平的景观格局指数见表 5。分析优势度,耕地和草地 LPI 明显高于其他土地利用类型,表明它们是黄河流域的基质景观,耕地 LPI 值大幅减小,草地 LPI 值逐十年约减少 0.25,优势度仍然占主导地位。建设用地优势度逐渐增大,但总体值较小,建设用地和水体优势度最低。分析破碎化程度,耕地、林地、草地、灌丛、建设用地的 PD 和 ED 较大,尤其是耕地和草地,说明要素斑

块边界复杂,破碎化程度较高,多年来,PD 和 ED 值变化幅度小,说明景观破碎化程度变化不大。水体、湿地、未利用地 PD 和 ED 值普遍偏小且变化幅度小,其原因可能是该地类呈聚团状发展,建设用地虽大体呈聚团状发展,但是城镇内部有河流或植被覆盖,景观较为破碎,并且破碎程度呈增长趋势。分析聚集度特征,水体、草地、林地、湿地、耕地 IJI 值较大,表明连通性高,其中水体、湿地由于分布状况,本身具有很强的连通性,草地、耕地则由于是黄河流域主要地类,草地多连片分布在高海拔区和黄土高原退耕区,耕地主要分布于平原区,其连通性也较高,林地则由于主要

沿山脉分布,具有较好的连通性。灌丛、建设用地以及未利用地的连通性较低,建设用地逐年显著增长,推测其原因是城市扩张,与之对应的 AI 值也呈现出逐年增大的趋势,表明其聚集度高,也间接映射了城市扩张的猜想。水体和湿地的 AI 值较小,其沿线状分布,较为离散,灌丛面积较小,其 AI 值也相对较小,草地、耕地、林地、未利用地相对集中,其分布主要受地形地貌以及气候影响,有较为明显的规律。2030 年较 2020 年相比,耕地、草地的 LPI 值降低,表明其主导优势性下降,各景观连通性变化较小,建设用地、湿地聚集性增强。

表 5 2000—2020 年黄河流域类型尺度景观格局指数

年份	LPI			PD			ED			IJI			AI		
	2000	2010	2020	2000	2010	2020	2000	2010	2020	2000	2010	2020	2000	2010	2020
耕地	10.94	10.30	8.13	0.013	0.014	0.014	4.38	4.31	4.31	59.57	61.34	61.98	59.23	58.29	57.49
林地	1.05	1.05	1.10	0.011	0.012	0.012	1.24	1.33	1.32	62.29	62.81	64.32	54.14	53.26	53.39
草地	37.23	37.07	36.74	0.012	0.011	0.012	5.78	5.77	5.76	75.08	76.77	78.18	69.65	69.68	69.57
灌丛	0.39	0.40	0.40	0.011	0.011	0.011	1.40	1.42	1.42	54.26	54.21	55.32	41.76	41.59	41.60
水体	0.08	0.08	0.08	0.004	0.004	0.004	0.26	0.28	0.29	76.71	76.75	78.26	37.77	40.27	41.43
湿地	0.19	0.20	0.20	0.005	0.005	0.005	0.45	0.45	0.44	60.41	61.48	61.52	36.12	36.01	36.06
建设用地	0.05	0.07	0.08	0.013	0.014	0.015	0.78	0.85	1.04	46.79	48.89	54.37	21.89	26.37	31.65
未利用地	0.99	1.24	1.16	0.006	0.007	0.007	1.09	1.14	1.14	42.34	44.06	47.13	60.13	59.52	58.27

3.2.2 景观水平的景观指数分析 分析黄河流域优势度指标(图 3a),LPI 持续减少,与黄河流域中优势度最高的草地景观 LPI 变化趋势相似,进一步验证草地景观的发展过程。分析聚集度(图 3b),IJI 逐年缓慢增长,说明各景观之间空间分布趋于复杂化,景观连通性增强。AI 值则逐年缓慢下降,说明同类斑块趋于分散分布,景观破碎化程度增加,空间异质性逐渐增大。此趋势符合流域发展的实际状况,景观格局按照河流分布,其斑块连通性增强,集中性减弱,但总

体变化程度都较小。分析景观多样性(图 3c),SHDI 呈缓慢增长趋势,表明黄河流域景观多样性呈增长趋势,各景观类型在景观中呈均衡化趋势分布。但整体看,SHDI 值在 1.45~1.49 之间,景观多样性较低,景观类型呈现不均衡化的分布。2020 年较 2000 年相比,LPI 下降 0.49,印证了草地的优势性下降,IJI 增加 2.53、AI 减少 0.84,各景观连通性增加、集中性减弱,SHDI 增长 0.04,表明景观多样性有较小的增幅,但整体值还较低,景观类型仍然为不均衡分布。

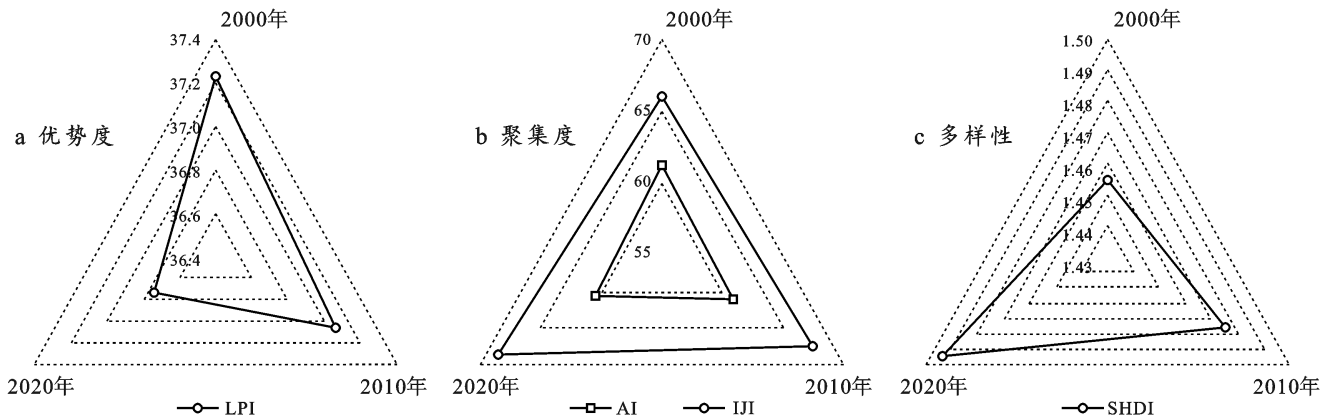


图 3 2000—2020 年黄河流域景观尺度景观格局指数

3.3 景观生态风险

使用生态风险指数公式进行计算,通过克里金插值法获得 2000,2010,2020,2030 年黄河流域生态风险图,在 ArcGIS 中按照自然间断点分为 5 类,依次为低、较低、中、较高、高生态风险区(图 4)。从空间上看,黄河流域主要风险等级以低、较低风险为主,中风险为辅,3 个等级面积占总体面积 88% 以上。其高值分布在黄河流域上游东西部边缘玛多县和若尔盖县,该区域河湖密集,水体分离度大,抗干扰性低、自身脆弱性高,导致损失度高,生态风险较大。在黄河流域北部,临河、包头、榆林等地,该区域未利用地较多、地表裸露,生态脆弱性高,易受外界干扰,其生态风险值高。生态风险低值主要位于黄河流域中部(甘肃省中部、宁夏南部、陕西中部一带)。这些区域土地类型多为

耕草或林草,是黄河流域的基底景观,受干扰较小,损失度相对较低。从时间维度上看,黄河流域生态风险高值区域逐年增加,从 2000 年的 12 723 km² 增长到 2020 年的 30 386 km²,主要分布在黄河流域中部区域,此区域沙尘暴天气增加,大量草地消亡、荒漠化情况加剧。风险低值从 2000 年的 350 400 km² 减少到 2020 年的 273 699 km²,主要分布在山西省忻州市西北部、晋中市、内蒙古准格尔旗等地,该区域城镇较为分散,草地被开垦,增大了耕草的破碎度,使得生态风险值轻微增大。较低风险区域稍有减少,中、较高风险区均有所增加。通过对 2030 年土地利用的预测,其生态风险各等级分布情况与 2020 年相似,低风险区域增加 0.13%,较低风险区域增加 0.98%,高风险区增加 0.26%,其他区域面积有所减少。

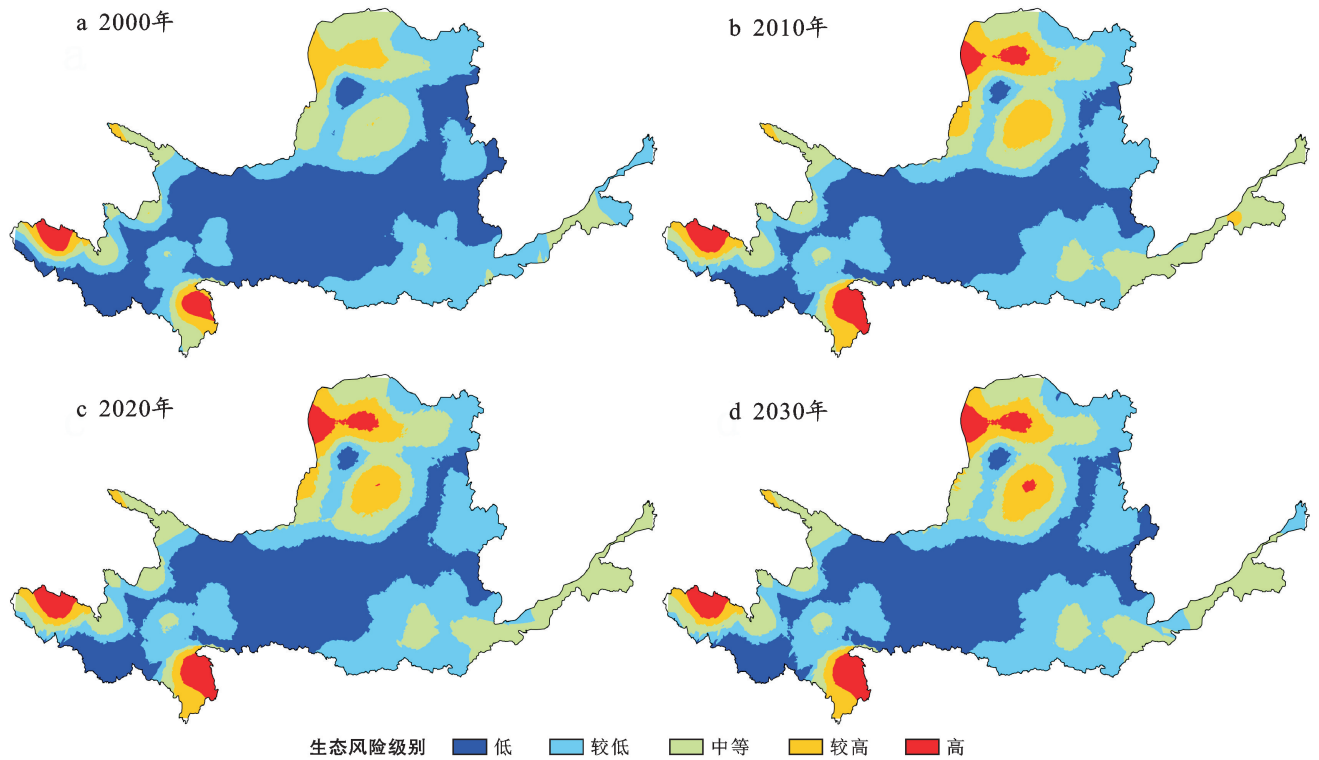


图 4 黄河流域 2000—2030 年生态风险变化

4 讨论与结论

4.1 结论

(1) 2000—2020 年,耕地面积共减少 12 150 km²,林地面积增加 2 514 km²,草地面积有所减少,但是转换为林地和灌丛,这得益于国家退耕还林还草工程的有效开展。建设用地面积增加 10 620 km²,这表明了随着经济社会发展,国家人口增长,城市逐步扩张,但大部分建设用地由耕地或草地转换得来,对生态环境造成一定的压力。

(2) 通过对类型水平的景观指数分析,发现黄河流域的优势景观为草地和耕地,其斑块形状复杂、破碎化程度高;水体、湿地等破碎化程度低,建设用地、未利用地居中。各地类类型中,水体、湿地连通性较强,草地、林地聚集性较强。这与工作区实际状况相符,受地形、地貌、气候等影响,草地集中在高海拔区,林地集中在山脉,耕地集中在平原,水体、湿地则沿黄河干支流延展分布。通过对景观水平的景观指数分析,发现黄河流域景观连通度增加,集中性减弱,景观趋于复杂,破碎度增加,景观多样性呈增长趋势,但整体仍不均衡。

(3) 黄河流域景观生态风险主要以低、较低风险为主,中风险为辅,占区域总面积 88% 以上,各生态风险区域空间上相对稳定,但是在时间上生态风险呈逐步恶化趋势,在黄河流域北部主要受风沙影响,土地荒漠化,未利用地面积增大,在黄河流域中东部主要受人为影响,城镇和耕地使得大面积草地呈破碎化,增大生态风险。

(4) 预测 2030 年建设用地面积增速减缓,耕地、草地、未利用地面积继续减少,景观破碎度增加,低风险区域增加 0.13%,较低风险区域增加 0.98%,高风险区增加 0.26%,其他区域面积有所减少,整体态势趋于稳定。

4.2 讨论

本文与运城湿地^[7]、黄河三角洲等^[9]研究相比,可以按照相同的处理方法评价整个黄河流域,使得工作区范围内生态状况具有空间上的可比性,并且流域作为一个相对闭合的生态地理单元,在空间尺度上选取流域作为研究区具有一定的科学性和可行性。黄河流域面积广阔、涉及地理要素多,综合性地对整个黄河流域进行分析,展示出不同于单独研究其次级流域或按行政单元划分的新视角。使用景观指数定量地研究景观格局状况,并通过构建生态风险指数,可视化地表达景观格局变化引起的生态变化,并且使用多因素对黄河流域土地利用进行预测,具有更好的指导意义。本文与刘希朝^[32]对于黄河流域生态风险的研究结果较为一致,生态风险值都呈上升趋势,但是生态风险分布的区域存在一定差别,尤其在黄河流域下游。本文通过对数据和实际情况的深入分析显示:黄河下游土地利用类型以耕地为主,约占 52%^[33],其次为林地,约占 22%,这些地类常年稳定,具有较高的抗干扰度和较低的脆弱度,其生态风险值居中。分析其差异可能是研究时间、生态指数计算公式、插值参数不同等原因造成的。

本文也存在一定的不足:①黄河流域面积大,多年的土地利用数据获取难度大,因此本文使用了空间分辨率为 1 km 的数据进行分析,低空间分辨率会导致土地利用分类不精细。②尺度是景观生态学中一个重要问题,本文对于尺度的划分仅参考相关文献及常用方法,未对多尺度结果进行详细的对比整合。

【参 考 文 献】

- [1] 习近平.在黄河流域生态保护和高质量发展座谈会上的讲话[J].中国水利,2019(20):1-3.
- [2] O'Neill R V, Krummel J R, Gardner R H, et al. Indices of landscape pattern [J]. *Landscape Ecology*, 1988, 1(3):153-162.
- [3] 常玉旻,高阳,谢臻,等.京津冀地区生境质量与景观格局演变及关联性[J].*中国环境科学*,2021,41(2):848-859.
- [4] Hunsaker C T, Graham R L, Suter G W, et al. Assessing ecological risk on a regional scale [J]. *Environmental Management*, 1990,14(3):325-332.
- [5] 巫丽芸.区域景观生态风险评价及生态风险管理研究:以东山岛为例[D].福建 福州:福建师范大学,2004.
- [6] 彭建,党威雄,刘焱序,等.景观生态风险评价研究进展与展望[J].*地理学报*,2015,70(4):664-677.
- [7] 孙姝博,孙虎,徐崑尧,等.运城黄河湿地景观空间格局变化及其驱动因素[J].*水生态学杂志*,2021,42(1):17-25.
- [8] 张锋,陈伟强,马月红,等.基于景观结构的黄河沿岸土地利用生态风险时空变化分析:以河南省为例[J].*水土保持通报*,2021,41(2):250-257.
- [9] 宋雨桐,张子璇,牛蓓蓓,等.2005—2018 年黄河三角洲景观格局脆弱性的时空变化规律[J].*水土保持通报*,2021,41(3):258-266.
- [10] 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[J].*水土保持研究*,2020,27(3):197-202.
- [11] Pidd M, Coyle R G. System dynamics modelling: A practical approach [J]. *The Journal of the Operational Research Society*, 1997,48(5):544.
- [12] Batty M, Couclelis H, Eichen M. Urban systems as cellular automata [J]. *Environment and Planning B (Planning and Design)*, 1997,24(2):159-164.
- [13] Liu Xiaoping, Liang Xun, Li Xia, et al. A future land use simulation model (FLUS) for simulating multiple land use scenarios by coupling human and natural effects [J]. *Landscape and Urban Planning*, 2017,168:94-116.
- [14] Verburg P H, Soepboer W, Veldkamp A, et al. Modeling the spatial dynamics of regional land use: The CLUE-S model [J]. *Environmental Management*, 2002,30(3):391-405.
- [15] Li Xia, Yeh G O. Taylor & Francis Online: Neural-network-based cellular automata for simulating multiple land use changes using GIS-International [J]. *Journal of Geographical Information Science*, 2002,16(4):323-343.
- [16] 刘晓娟,黎夏,梁迅,等.基于 FLUS-InVEST 模型的中国未来土地利用变化及其对碳储量影响的模拟[J].*热带地理*,2019,39(3):397-409.
- [17] 王雪然,潘佩佩,王晓旭,等.基于 GeoSOS-FLUS 模型的河北省土地利用景观格局模拟[J].*江苏农业学报*,2021,37(3):667-675.
- [18] 朱志强,马晓双,胡洪.基于耦合 FLUS-InVEST 模型的广州市生态系统碳储量时空演变与预测[J].*水土保持通报*,2021,41(2):222-229.

[19] 徐岚,赵羿.利用马尔柯夫过程预测东陵区土地利用格局的变化[J].应用生态学报,1993,4(3):272-277.

[20] 王秀兰,包玉海.土地利用动态变化研究方法探讨[J].地理科学进展,1999,18(1):83-89.

[21] Turner M. Landscape ecology: The effect of pattern on process [J]. Annual Review of Ecology and Systematics, 1989,20(1):171-197.

[22] Riitters K H, O'Neill R V, Hunsaker C T, et al. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics [J]. Landscape Ecology, 1995,10(1):23-39.

[23] Fan Feifei, Liu Yanxu, Chen Jixing, et al. Scenario-based ecological security patterns to indicate landscape sustainability: A case study on the Qinghai-Tibet Plateau [J]. Landscape Ecology, 2021,36(7):2175-2188.

[24] Zhang Min, Wang Xuejie, Liu Yun. Modeling and analysis of ecological urban landscape pattern evolution based on multisource remote sensing data [J]. Complexity, 2021,2021:8158158.

[25] Wang Jia, Li Long, Zhang Ting, et al. Optimal grain size based landscape pattern analysis for Shanghai using landsat images from 1998 to 2017 [J]. Polish Journal of Environmental Studies, 2021,30(3):2799-2813.

[26] Wu Jianguo. Landscape sustainability science (II) : Core questions and key approaches [J]. Landscape Ecology, 2021,36(8):2453-2485.

[27] 孙丽蓉,周冬梅,岑国璋,等.基于地理探测器模型的疏勒河流域景观生态风险评价及驱动因素分析[J].干旱区地理,2021,44(5):1384-1395.

[28] 杜军,赵胜朝,邱士可,等.2000—2015 年豫西黄土丘陵区土地利用变化及景观生态风险评价[J].水土保持研究,2021,28(1):279-284.

[29] 张学斌,石培基,罗君,等.基于景观格局的干旱内陆河流域生态风险分析:以石羊河流域为例[J].自然资源学报,2014,29(3):410-419.

[30] 高宾,李小玉,李志刚,等.基于景观格局的锦州湾沿海经济开发区生态风险分析[J].生态学报,2011,31(12):3441-3450.

[31] 韩振华,李建东,殷红,等.基于景观格局的辽河三角洲湿地生态安全分析[J].生态环境学报,2010,19(3):701-705.

[32] 刘希朝,李效顺,蒋冬梅.基于土地利用变化的黄河流域景观格局及生态风险评估[J].农业工程学报,2021,37(4):265-274.

[33] 肖东洋,牛海鹏,闫弘轩,等.1990—2018 年黄河流域(河南段)土地利用格局时空演变[J].农业工程学报,2020,36(15):271-281.

(上接第 104 页)

[18] 周伟东,黄海真,田惠娟,等.东庄水库工程对泾渭湿地生态影响浅析[J].环境生态学,2020,2(10):50-54.

[19] 雷春荣,宋宪琳,王泉伟.泾河东庄水库地下水环境影响效应研究[J].人民黄河,2018,40(12):97-99.

[20] 李鹏峰.东庄水库水环境数值模拟及水质评价研究[D].陕西 西安:西安理工大学,2020.

[21] 徐涵秋.利用改进的归一化差异水体指数(MNDWI)提取水体信息的研究[J].遥感学报,2005,9(5):589-595.

[22] 徐涵秋.水土流失区生态变化的遥感评估[J].农业工程学报,2013,29(7):91-97.

[23] Gao Bocai. NDWI: A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space [J]. Remote Sensing of Environment, 1996,58(3):257-266.

[24] 刘玉琴.基于 RS 和 GIS 的哈尔滨市生态环境质量评价与分析[D].黑龙江 哈尔滨:哈尔滨师范大学,2021.

[25] Jin Suming, Sader S A. Comparison of time series tasseled cap wetness and the normalized difference moisture index in detecting forest disturbances [J]. Remote Sensing of Environment, 2005,94(3):364-372.

[26] Xu H. A new index for delineating built-up land features in satellite imagery [J]. International Journal of Remote Sensing, 2008,29(14):4269-4276.

[27] Roy P, Rikimaru A, Miyatake S. Tropical forest cover density mapping [J]. Tropical Ecology, 2002,43(1):39-47.

[28] 傅湘,纪昌明.区域水资源承载力综合评价:主成分分析法的应用[J].长江流域资源与环境,1999,8(2):168-173.

[29] 吴可人,高祺,王让会,等.基于 RSEI 模型的石家庄生态环境质量评价[J].地球物理学进展,2021,36(3):968-976.

[30] 朱增云,阿里木江·卡斯木.基于 CA-Markov 模型的呼图壁县土地利用景观格局预测研究[J].生态科学,2020,39(1):136-145.

[31] 王丽霞,张珈玮,孟妮娜,等.基于 CA-Markov 的渭河流域 NDVI 时空变化模拟及预测[J].水土保持研究,2020,27(4):206-212.

[32] 成超男,胡杨,冯尧,等.基于 CA-Markov 模型的城市生态分区构建研究:以晋中主城区为例[J].生态学报,2020,40(4):1455-1462.