

湟水河流域景观格局与生态风险时空特征及驱动因子探测

王鹏全^{1,2}, 刘得俊³, 李润杰^{1,4}, 吴元梅³

(1.青海师范大学 地理科学学院, 青海 西宁 810008; 2.青海民族大学

土木与交通工程学院, 青海 西宁 810007; 3.青海省水利水电科学研究院有限公司,

青海 西宁 810001; 4.青海大学 省部共建三江源生态与高原农牧业国家重点实验室, 青海 西宁 810016)

摘要: [目的] 分析景观格局变化特征及景观生态风险时空演变规律与影响驱动因子, 为流域综合治理, 生态系统管理和可持续发展提供理论依据。[方法] 基于湟水河流域 2000, 2010, 2020 年 3 期土地利用数据, 采用景观指数法构建流域景观生态风险评价模型, 耦合 ArcGIS 10.6, Fragstats 4.2, GeoDa 1.20 讨论景观格局与生态风险的时空动态特征, 利用地理探测器识别驱动景观生态风险空间分异的主导因子。[结果] ①草地和耕地是湟水河流域的优势地类, 土地转移主要发生在耕地、草地和建设用地之间, 城市扩张是近 20 a 土地利用变化的主要特征。②2000—2020 年景观生态风险先增后减小, 生态服务价值与景观生态风险表现出负相关性。③景观生态风险空间分布主要呈现“高一高”和“低—低”集聚, 高程是导致景观生态风险空间格局分异的主导因子, 因子交互作用对景观生态风险空间分异有增强效应。④景观生态风险空间格局具有明显的海拔梯度效应。可根据海拔梯度将湟水河流域划分为重点管控区、严格管控区和一般管控区。[结论] 生态治理和生态修复是湟水河流域景观生态风险指数下降的主要原因, 不同生态风险空间管控区应采取差异化调控措施, 土地利用优化管理与用途管制在生态风险调控中需高度关注。

关键词: 土地利用变化; 景观格局; 景观生态风险; 地理探测; 湟水河流域

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2023)03-0213-12

中图分类号: X826, P901

文献参数: 王鹏全, 刘得俊, 李润杰, 等. 湟水河流域景观格局与生态风险时空特征及驱动因子探测[J]. 水土保持通报, 2023, 43(3): 213-224. DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2023.03.026; Wang Pengquan, Liu Dejun, Li Runjie, et al. Spatiotemporal characteristics and driver detection of landscape pattern and ecological risk in Huangshui River basin [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2023, 43(3): 213-224.

Spatiotemporal Characteristics and Driver Detection of Landscape Pattern and Ecological Risk in Huangshui River Basin

Wang Pengquan^{1,2}, Liu Dejun³, Li Runjie^{1,4}, Wu Yuanmei³

(1.School of Geographical Sciences, Qinghai Normal University, Xining, Qinghai 810008, China;

2.School of Civil and Transportation Engineering, Qinghai Minzu University, Xining, Qinghai 810007,

China; 3.Qinghai Water Resources and Hydropower Research Institute Co., Ltd, Xining, Qinghai 810001, China;

4.State Key Laboratory of Plateau Ecology and Agriculture, Qinghai University, Xining, Qinghai 810016, China)

Abstract: [Objective] The characteristics and driving factors of landscape pattern changes and the spatiotemporal evolution of landscape ecological risk was analyzed in order to provide a theoretical basis for integrated watershed management, watershed ecosystem management, and sustainable development. [Methods] A landscape ecological risk assessment model was proposed using the landscape index method based on land use data in 2000, 2010, and 2020 from the Huangshui River basin. Spatiotemporal dynamic characteristics of landscape patterns and ecological risk were examined by coupling ArcGIS 10.6, Fragstats 4.2, and GeoDa 1.20. Factors driving spatially stratified heterogeneity of landscape ecological risk were identified using geographic

收稿日期: 2022-10-14

修回日期: 2022-10-23

资助项目: 青海省应用基础研究项目“湟水西宁段水体生态服务功能时空动态演变规律及调控技术研究”(2020-ZJ-756); 青海民族大学校级规划项目“湟水流域陆地水循环对气候变化和生态景观格局动态的响应”(23GH14)

第一作者: 王鹏全(1989—), 男(汉族), 甘肃省静宁县人, 博士研究生, 讲师, 主要从事自然地理与水文水资源研究。Email: wpq1314@126.com。

通信作者: 李润杰(1965—), 男(汉族), 河北省文安县人, 研究员, 主要从事水文水资源与水土保持研究。Email: rjl@126.com。

detectors. [Results] ① Grassland and cropland were the dominant land use types in the Huangshui River basin. Land transfer mainly occurred between cropland, grassland, and construction land. Urban expansion was the main feature of land use/land cover changes over the past 20 years. ② From 2000 to 2020, landscape ecological risk in the Huangshui River basin initially increased and then decreased, and there was a negative correlation between ecological service value and landscape ecological risk. ③ Spatial distributions of landscape ecological risk in the Huangshui River basin mainly presented “high-high” and “low-low” agglomerations. Elevation was the main factor driving the spatially stratified heterogeneity of ecological risk. The interaction between driving factors had an enhancing effect on spatially stratified heterogeneity of landscape ecological risk. ④ Spatial distribution of landscape ecological risks had an obvious altitude gradient effect. According to the altitude gradient, the Huangshui River basin was divided into three ecological risk control zones: key control area, strict control area, and general control area. [Conclusion] Ecological governance and ecological restoration were the main reasons for the decline of the landscape ecological risk index in the Huangshui River basin. Different management and control strategies should be implemented for different ecological risk control zones. Land use optimization management and land use control should be primary concerns with respect to ecological risk control.

Keywords: land use change; landscape pattern; landscape ecological risk; geographical detection; Huangshui River basin

生态风险是指景观内部由于其自身存在脆弱性,且在受到自然变化或人类活动等压力源胁迫时生态系统的组分、结构、功能和过程遭遇破坏的可能及其损失^[1-2]。生态风险评价已逐渐成为支持生态系统管理的有效工具^[3]。随着人类社会迈入人类世,作为地表景观宏观表征方式的土地系统也进入了潜在高风险区且正处于风险增加状态^[4-5]。土地利用/覆盖变化(land use/cover change, LUCC)通常导致资源和生态过程发生变化,可以展示地表景观格局的时空动态过程,有效揭示人类活动与生态环境之间的相互作用机制^[6]。土地系统的结构或格局变化与景观生态风险的时空分布和动态具有高度关联^[7-8]。近年来,国内外学者基于 LUCC 对景观生态风险评价做了大量工作,景观指数法是生态风险评价最常见的方法,被广泛应用于行政区^[9-10]、流域^[11-12]、城镇^[13-14]、矿区^[15]、国家公园^[16]、海岸带^[3,17]、湿地^[6,18]、生态保护区等^[2],同时也被广泛应用于未来多情景土地利用方式下的景观生态风险评价^[19-20]。景观指数法着眼于生态系统的结构组成和格局变化与生态风险间的内在关联性特征,高度浓缩 LUCC 景观格局信息,从“格局影响过程,过程改变格局”的耦合关联视角进行生态风险评价^[1,7,21]。因此,基于 LUCC 从景观格局与景观功能的整体出发,评价区域景观生态风险非常必要。其次,定量识别影响景观生态风险的驱动因子是规避或减轻生态风险的有效途径。湟水河流域位于中国青藏高原与黄土高原过渡带,是青海省东部重要的生态屏障,在水土保持、气候调节、粮食生产和生物多样性控制等方面发挥着重要作用。但是随着经

济社会快速发展及城市化不断演进,伴随“退耕还林”“退耕还草”“土地占补平衡”“永久性耕地保护”等政策落实,湟水河流域土地利用类型正发生着剧烈转化。特别在人类活动和气候变化双重胁迫下,维护流域生态安全,增加生态系统提供的人类福祉面临严峻挑战。同时,随着青海省“一优两高”和“生态立省”战略、兰州—西宁城市群发展规划^[22]、黄河流域生态保护和高质量发展战略的深入推进,对维护流域生态系统健康、安全和可持续发展提出了新的更高要求。因此,在湟水河流域开展景观生态风险评价具有较强的区域特点和典型性。

本研究以湟水河流域为研究对象,基于 2000, 2010, 2020 年 3 期土地利用数据分析土地利用时空动态演变,并采用景观指数法构建流域生态风险评价模型,结合 ArcGIS 10.6, GeoDa 1.20, Fragstats 4.2 及地理探测器等地统计学相关理论与方法讨论景观格局变化特征及景观生态风险时空演变规律与影响驱动因子,以为流域综合治理、支持流域生态系统管理和可持续发展提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

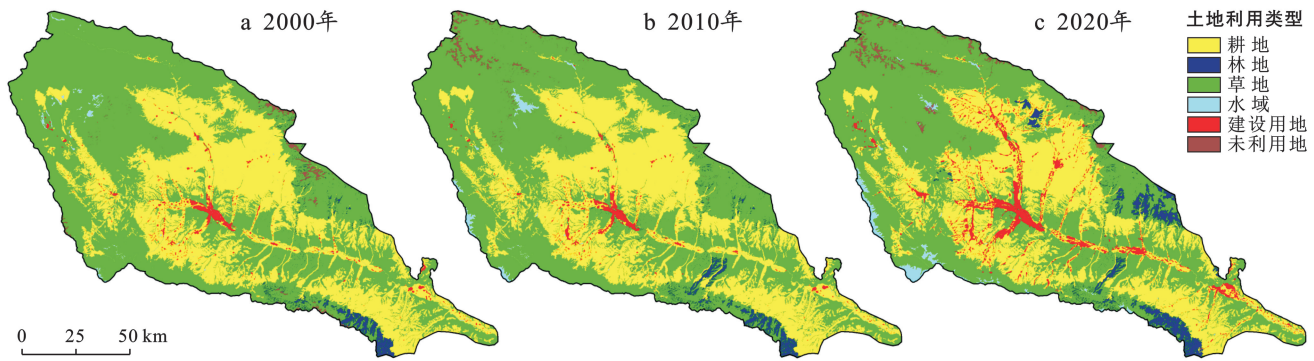
研究区为湟水河流域(100°42′—103°01′E, 36°02′—37°28′N),系黄河上游一级支流,发源于青海省海晏县,地处青藏高原与黄土高原过渡地带,属高原干旱半干旱大陆性气候,年平均降水量约 485.6 mm,年平均气温 4.7 °C。湟水河流域西宽东窄,地势西北高,东南低,从上游到下游河谷和盆地交

替分布,干流全长 374 km,流域面积 17 733 km²,流经青海省的海晏县、湟源县、湟中区、西宁市、大通县、互助县、平安区、乐都区、民和县,以及甘肃省的红古区、永靖县。湟水河流域支流发育,水系呈树枝状分布,年均径流量 2.16×10^9 m³,水资源开发利用率高,供需矛盾突出,生态环境脆弱。湟水河流域是青海省经济社会发展的核心区,是主要的农业生产基地,同时是青海省东部重要的生态廊道。

1.2 数据来源与处理

研究选用 2000, 2010, 2020 年的土地利用数据来自 GlobeLand 30 V2020 (<http://www.globallandcover.com>)。GlobeLand 30 V2020 数据是中国研制的 30 m 空间分辨率全球地表覆盖数据,其总体精度为 85.72%, kappa 系数为 0.82, 数据精度可以满足研

究需求^[23]。研究对 GlobeLand 30 土地利用数据重分类为 6 种土地利用类型:耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地。根据《中国土地利用状况分类标准》(GB/T21010-2017)中对“林地”和“水域及水利设施用地”的界定,研究将 GlobeLand 30 中的林地 (code 20) 和灌木地 (code 40) 聚合为林地,将水体 (code 50)、湿地 (code 60)、冰川和永久冰雪 (code 100) 聚合为水域,建设用地为 GlobeLand 30 分类系统中的人造地表 (code 80),未利用地为 GlobeLand 30 分类系统中的裸地 (code 90),耕地、草地与 GlobeLand 30 分类系统一致,研究区不涉及苔原 (code 70)。采用 ArcGIS 10.6 软件对数据做投影变换和裁剪等预处理。2000—2020 年的土地利用重分类数据见图 1。



注:本图源于 GlobeLand30 V2020,并基于自然资源部标准地图服务系统 GS(2019)1822 号标准地图校准制作。下同。

图 1 2000—2020 年湟水河流域土地利用重分类数据

Fig.1 Land use reclassification data in Huangshui River basin during 2000—2020

高程数据是 NASADEM 数字高程模型和相关产品 (<https://earthdata.nasa.gov/esds>),分辨率为 30 m;降水、气温、人口密度 POP、地均 GDP 空间分布数据集、年最大 NDVI 数据来自中国科学院资源与环境科学数据中心 (<https://www.resdc.cn>);土壤数据来自于世界土壤数据库 (HWSD);公路、铁路、水系、政府驻地和行政区域边界等矢量数据来自中国国家地理信息中心 (www.ngcc.cn/ngcc)。其他社会经济数据来自青海统计年鉴。

1.3 研究方法

1.3.1 土地利用变化分析 研究选用单一土地动态度 (single land use dynamics degree, SLUDD) 和综合土地动态度 (comprehensive land use dynamics degree, CLUDD) 表征研究时期内各种土地类型变化的速度和强度。选用土地转移状态指数 (Land Transfer Status Index, LTSI) 比较土地利用类型转入和转出的状态,揭示土地利用变化趋势。土地利用动态指标计算公式如下^[24-25]:

$$SLUDD(i) = \frac{LA(i, t_2) - LA(i, t_1)}{LA(i, t_1)} \times \frac{1}{t_2 - t_1} \times 100\% \quad (1)$$

$$CLUDD = \frac{\sum_{i=1}^n [LA(i, t_1) - ULA(i, \Delta t)]}{\sum_{i=1}^n LA(i, t_1)} \times \frac{1}{t_2 - t_1} \times 100\% \quad (2)$$

$$LTSI(i) = \frac{LA(i)_{in} - LA(i)_{out}}{LA(i)_{in} + LA(i)_{out}} \quad (-1 \leq LTSI \leq 1) \quad (3)$$

式中:SLUDD(*i*)为土地类型 *i* 的单一土地动态度;CLUDD 为某一时期的综合土地动态度;LA(*i*, *t*₁)和 LA(*i*, *t*₂)分别是研究初期和末期土地类型 *i* 的面积(km²);ULA(*i*, Δ*t*)为研究区土地类型 *i* 没有改变的面积(km²);LA(*i*, *t*₁) - ULA(*i*, Δ*t*)为研究区土地利用类型转化的面积(km²);*n* 为土地利用类型

的种类数。LTSI(i)为土地类型 i 的转移状态指数, 值域范围是 $[-1, 1]$; $LA(i)_{in}$ 和 $LA(i)_{out}$ 分别为土地利用类型 i 转入和转出的面积 (km^2), 如果 LTSI 小于 0, 表明土地利用类型的面积处于减少状态; 反之, 土地利用类型的面积处于增加状态; 如果 LTSI 接近于 0, 表明土地利用处于双向转换的平衡状态。

1.3.2 景观格局分析 景观格局分析采用定量化的景观格局指数从无序的景观斑块中挖掘潜在规律, 从而来表达景观的组成结构和空间特征。景观格局指数采用美国俄勒冈立大学开发的 Fragstats 4.2 软件计算, 指标的计算公式及其生态学意义参考相关文献^[26-27]。研究从土地利用类型和景观两种尺度上研究湟水河流域景观格局结构及其变化。斑块类型级别上选用斑块个数 (NP)、斑块密度 (PD)、斑块平均面积 (MPS)、最大斑块指数 (LPI)、聚集度 (AI) 和平

均斑块分维数 (MPFD) 等指标反映景观中不同斑块类型各自的结构特征。景观级别判定时选用平均形状指数 (MSI)、香浓多样性指数 (SHDI)、香浓均匀指数 (SHEI)、散布与并列指数 (IJI)、蔓延度指数 (CONTAG)、面积加权平均斑块分形指数 (AWMPFD) 等指标表征景观整体结构特性。

1.3.3 景观生态风险评价模型 景观生态风险由外部干扰强度和内部脆弱性来衡量, 基于景观格局指数的景观生态风险定量方法能够快速识别土地利用异质性所产生的干扰和生态系统自身的脆弱程度^[28]。本文选取 $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ 网格将研究区划分成风险单元, 通过构建景观干扰度、景观脆弱度和景观损失度, 建立景观格局指数与景观生态风险的定量表达, 将计算结果赋予到评价单元中心。景观生态风险指数计算公式见表 1。

表 1 景观生态风险指数计算

Table 1 Calculation formula of landscape index and landscape ecological risk index

序号	参数	公式 ^[17, 29-30]
1	景观干扰度 E_i	$E_i = 0.5C_i + 0.3N_i + 0.2D_i$; C_i 景观破碎度; N_i 景观分离度; D_i 景观优势度
2	景观破碎度 C_i	$C_i = n_i / A_i$; n_i 为景观 i 的斑块数; A_i 为景观 i 的面积
3	景观分离度 N_i	$N_i = \frac{A}{2A_i} \sqrt{\frac{n_i}{A}}$; n_i 为景观 i 的斑块数; A_i 为景观 i 的面积; A 为景观总面积
4	景观优势度 D_i	$D_i = \frac{Q_i + M_i}{4} + \frac{L_i}{2}$; 相对盖度 L_i = 斑块 i 的面积/样方的总面积; 相对样方密度 Q_i = 斑块 i 出现的样方数/总样方数; 相对斑块密度 M_i = 斑块 i 的数目/斑块总数
5	景观脆弱度 F_i	采用专家打分法对景观类型赋分, 未利用地 6, 水域 5, 耕地 4, 草地 3, 林地 2, 建设用地 1; 归一化处理后的脆弱度分别是 0.286, 0.238, 0.190, 0.143, 0.095, 0.048
6	景观损失度 R_i	$R_i = E_i \times F_i$; E_i 为景观干扰度; F_i 为景观脆弱度; 生态损失越大, 生态风险越高
7	景观生态风险 ERI	$ERI = \sum_{i=1}^n \frac{A_{ki}}{A_k} \cdot R_i$; R_i 为景观损失度; A_{ki} 为评价样方 k 内景观类型 i 的面积; A_k 为评价样方 k 的面积; n 为景观类型的数量

1.3.4 空间自相关分析 莫兰指数 (Moran's I) 是一种广泛使用的空间自相关统计量, 可以反映景观生态风险整体空间相似程度差异状况, Moran's I 计算如下公式^[26, 29]。

$$I = \frac{n \sum_i \sum_j \omega_{ij} (Y_i - \bar{Y})(Y_j - \bar{Y})}{(\sum_{i \neq j} \omega_{ij}) \sum_i (Y_i - \bar{Y})^2} \quad (4)$$

式中: Y_i, Y_j 为变量在相邻配对空间单元的取值; \bar{Y} 为属性值的平均值; ω_{ij} 为空间权重矩阵; I 的值域为 $[-1, 1]$ 。当 $I > 0$ 时, 表明 ERI 空间正相关, 趋于空间聚集; 当 $I < 0$ 时, 表明 ERI 空间负相关空间呈离散分布状态; 当 $I = 0$ 时, 呈现空间呈随机性。

莫兰散点图 4 个象限依次代表高一高、低一高、低一低和高一低聚集状态。观测值分布在 I, III 象限表示相似值集聚; 散点分布在 II, IV 象限表示空间异常; 观测值均匀的分布在 4 个象限, 则表示观测值不

存在空间自相关性。Moran 散点图仅能初步判别观测值所属的象限, 不能从整体上判断各个区域的局部相关类型及其聚集区域是否在统计意义上显著。因此, 采用局部空间自相关指数 (LISA) 聚类图来进一步分析。本文基于 GeoDa 1.20 软件计算 Moran's I 散点图和 LISA 聚类图。

1.3.5 景观生态风险空间分异驱动因子的地理探测 地理检测器是一种新的统计方法, 用于检测空间分层异质性并揭示其背后的驱动因素^[31-32]。本文利用地理探测器中的因子检测计算比较 q 统计量, 分析驱动因素对景观生态风险空间格局分异的解释力大小, 并利用交互检测判断两个因素是否存在交互作用, 评估驱动因素是否共同增强或削弱 ERI 空间分异的解释力。 q 的取值范围为 $[0, 1]$, q 值越大, 对 ERI 的驱动因子解释力越强。

$$q = 1 - \frac{SSW}{SST} = 1 - \frac{\sum_{h=1}^L N_h \sigma_h^2}{N \sigma^2} \quad (5)$$

式中： $h=1, 2 \dots L$ 为变量 Y 或因子 X 的分层； N_h 和 N 分别为层 h 和全区的单元数； σ_h^2 和 σ^2 分别是层 h 和全区的 Y 值的方差。SSW 和 SST 分别为层内方差之和全区总方差。

2 结果与分析

2.1 土地利用动态演变分析

通过 2000, 2010, 2020 年的 3 期土地利用数据分析可知, 湟水河流域草地覆盖率 56.86%~60.40%, 耕地覆盖率 33.11%~36.27%, 两种主导土地类型总覆盖率达到 90% 以上。利用公式(1)–(3)计算土地转移

状态指数(LTSI)、单一土地动态度(SLUDD)和综合土地动态度(CLUDD)3 个动态度指标结果见表 2。统计 2000—2010, 2010—2020, 2000—2020 年 3 种时间尺度的综合土地动态度分别为 0.56, 0.96, 0.58, 不难看出 2010—2020 年综合土地动态度最大, 表明该时间尺度上的土地利用转化程度最剧烈。

从 2000—2020 年的土地扩张见图 2。耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地的单一土地动态度分别为 -0.36%, 6.41%, -0.29%, 7.43%, 11.53% 和 3.94%。耕地和草地面积总体呈下降趋势, 林地、水域、建设用地和未利用地的面积总体呈增加趋势。耕地和草地面积分别减少 423.87, 579.75 km², 林地、水域、建设用地和未利用地的面积分别增加 289.81, 140.77, 489.10, 83.96 km²。

表 2 2000—2020 年湟水河流域土地利用动态度指标

Table 2 Land use dynamic index in Huangshui River basin from 2000 to 2020

土地利用类型	2000—2010 年			2010—2020 年			2000—2020 年		
	LTSI	SLUDD/%	CLUDD/%	LTSI	SLUDD/%	CLUDD/%	LTSI	SLUDD/%	CLUDD/%
耕地	0.203	0.16		-0.575	-0.87		-0.420	-0.36	
林地	0.538	2.63		0.665	8.07		0.829	6.41	
草地	-0.230	-0.19	0.56	-0.362	-0.41	0.96	-0.421	-0.29	0.58
水域	0.212	3.95		0.540	7.82		0.515	7.43	
建设用地	-0.047	-0.22		0.950	23.80		0.909	11.53	
未利用地	-0.004	-0.08		0.672	8.02		0.323	3.94	

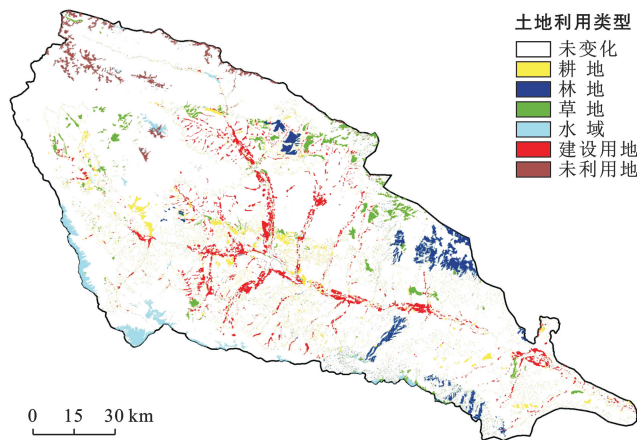


图 2 2000—2020 年湟水河流域土地扩张

Fig.2 Land expansion in Huangshui River basin during 2000—2020

利用桑基图表示不同时期土地利用的双向转换模式, 图中延伸支路的宽度对应土地流量, 延伸支路流向代表土地出入流方向(图 3)。耕地主要流向建设用地和草地; 林地主要流向草地; 草地主要向耕地、林地、水域和未利用地转移; 水域主要流向草地; 建设用地主要流向耕地; 未利用地主要转为草地。

2000—2020 年, 耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地的土地转移状态指数分别为 -0.420, 0.829, -0.421, 0.515, -0.909, 0.323。除耕地和草地持续减少外, 其土地利用类型均呈增加趋势, 其中建设用地与林地的土地转移状态指数较大, 表明 2000—2020 年期间建设用地和林地的面积呈快速增加趋势, 土地扩张也比较明显。

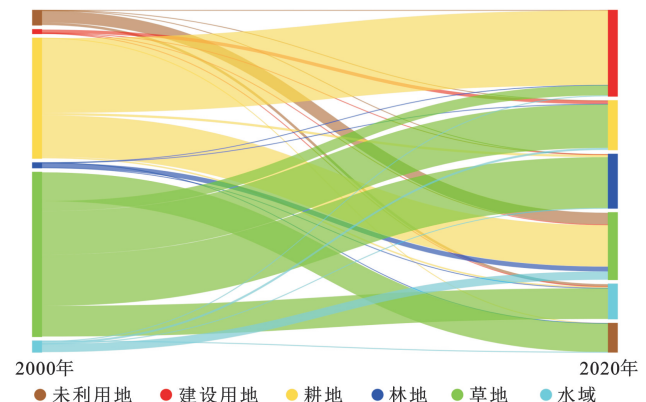


图 3 2000—2020 年湟水河流域土地利用的双向转换模式

Fig.3 Bi-conversion pattern of land use in Huangshui River basin during 2000—2020

2.2 景观格局演变分析

2.2.1 斑块类型景观格局分析 如表 3 所示,2000—2020 年湟水河流域各土地利用类型的斑块数量(NP)和斑块密度(PD)均有不同程度的增减,两者的变化趋势保持一致。其中,耕地、水域和建设用地的斑块数量和斑块密度先减少后增加,而林地、草地和未利用地则出现先增加后减少的变化趋势,由于土地流转和地类相间分割,导致各景观类型的破碎化程度及变化趋势不尽相同。总体来看,林地和草地的破碎化程度明显高于其他地类。斑块平均面积(MPS)通常描述景观粒度,表征景观类型的破碎化程度。2000—2020 年期间,草地的 MPS 处于减少状态,其破碎化程度在增强,景观的连通性减弱;水域和建设用地的 MPS 均处于增大趋势,景观的破碎化程度在减弱,这与近年来河湖水系连通、城市化扩张紧密相关。林地和未利用地表现为“相对集中→破碎→集中”,耕地变

化趋势与林地相反。最大斑块指数(LPI)中,草地和耕地最大,其他景观类型的 LPI 较小,因为草地和耕地是湟水河流域的主要土地利用类型,面积分布广。2010—2020 年耕地的 LPI 减小显著,这与“退耕还林”、“退耕还草”等生态修复措施导致的耕地面积减少有关。

研究区各景观类型的聚集度(AI)均较高,说明研究尺度上景观组构成紧凑,各种土地利用类型的聚合度较高。2000—2020 年耕地和草地的 AI 值变幅很小,且维持在较大水平,充分说明草地和耕地一直处于比较集中状态。林地、未利用地呈现聚集度先减小后增大的趋势,景观表现为“集中→相对分散→相对集中”的演变。水域和建设用地的 AI 逐年增加,呈现为从相对分散到集中的过渡。研究区各类土地利用的平均斑块分维数(MPFD)均靠近于 1,说明景观斑块的形状比较简单。

表 3 2000—2020 年湟水河流域斑块类型景观格局指数

Table 3 Landscape pattern index of patch types in Huangshui River basin from 2000 to 2020

景观指数	年份	耕地	林地	草地	水域	建设用地	未利用地
NP	2000	1 286	5 313	3 920	1 865	894	629
	2010	905	7 426	5 449	677	812	2 028
	2020	1 444	6 122	5 257	712	1 291	1 034
PD	2000	0.078 5	0.324 3	0.239 3	0.113 8	0.054 6	0.038 4
	2010	0.055 2	0.453 2	0.332 6	0.041 3	0.049 6	0.123 8
	2020	0.088 1	0.373 7	0.320 9	0.043 5	0.078 8	0.063 1
MPS	2000	454.765 2	4.256 9	252.449 8	5.079 2	23.715 9	16.958 0
	2010	656.611 6	3.846 3	178.208 1	19.524 5	25.543 9	5.216 6
	2020	375.655 1	8.428 3	177.216 3	33.076 3	54.309 5	18.435 6
LPI/%	2000	29.294 8	0.401 0	41.559 8	0.041 5	0.206 7	0.116 3
	2010	29.464 0	0.373 3	39.640 1	0.250 0	0.438 1	0.095 6
	2020	10.521 9	1.137 5	39.711 9	0.319 4	1.141 5	0.114 1
AI/%	2000	97.716 2	88.959 2	98.423 2	83.622 1	92.620 0	92.715 6
	2010	97.800 0	87.070 8	98.249 2	91.954 9	92.966 2	88.900 3
	2020	97.313 0	92.932 0	98.206 7	94.816 9	94.546 7	93.250 6
MPFD	2000	1.074 7	1.048 6	1.064 5	1.066 4	1.082 0	1.053 8
	2010	1.079 3	1.046 5	1.060 4	1.112 2	1.086 4	1.064 1
	2020	1.074 1	1.047 4	1.061 8	1.103 4	1.081 8	1.045 1

注:斑块类型级别上选用斑块个数(NP)、斑块密度(PD)、斑块平均面积(MPS)、最大斑块指数(LPI)、聚集度(AI)和平均斑块分维数(MPFD)等指标反映景观中不同斑块类型各自的结构特征。景观级别上选用平均形状指数(MSI)、香浓多样性指数(SHDI)、香浓均匀指数(SHEI)、散布与并列指数(IJI)、蔓延度指数(CONTAG)、面积加权平均斑块分形指数(AWMPFD)等指标反映景观整体结构特征。

2.2.2 景观层级景观格局动态分析 平均形状指数(MSI)是表征景观空间格局复杂性的指标,如表 4 所示,研究区 MSI 整体呈现先增加后减少趋势,2010 年的斑块形状最复杂,最不规则,说明 2010 年受到人类活动的影响比较显著。

研究区香浓多样性指数(SHDI)和香浓均匀指数(SHEI)在 2000—2020 年均呈上升趋势,尤其是

2010—2020 年上升较明显,说明研究区土地利用斑块类型在景观中由非均衡变化向均衡变化过渡。但 SHEI 整体上偏小,说明景观中斑块分布仍然不均匀,受到优势斑块类型支配的现象依然存在。散布与并列指数(IJI)呈现逐渐增加态势,从 2000 年的 46.80% 增加到 2020 年的 54.45%,增加了 7.65%,说明景观类型趋于分散。蔓延度指数(CONTAG)整体是 70%

左右,说明研究区景观类型在空间上的聚集程度和类型间的镶嵌程度良好,该指数 2010—2020 年期间减少较快,表明景观中优势斑块类型的连接性在变差。面积加权平均斑块分形指数(AWMPFD)在一定程度上

上反映人类活动对景观格局的影响,研究时段内 AWMPFD 的值变幅不大,介于 1.272 7~1.286 4,说明研究区一直受到人类活动干扰,干扰强度变化缓慢。

表 4 2000—2020 年湟水河流域的景观格局指数

Table 4 Landscape pattern index of Huangshui River basin from 2000 to 2020

年份	MSI	SHDI	SHEI	IJI/%	CONTAG/%	AWMPFD
2000	26.824 9	0.850 2	0.474 5	46.80	73.068 9	1.285 8
2010	26.973 4	0.875 2	0.488 5	47.59	72.210 0	1.286 4
2020	21.536 0	1.043 5	0.582 4	54.45	67.115 5	1.272 7

2.3 景观生态风险分析

利用 ArcGIS 10.6 软件自然断点法将生态风险指数(ERI)划分为 5 个等级:低风险区($ERI < 0.021$)、较低风险区($0.021 \leq ERI < 0.034$)、中等风险区($0.034 \leq ERI < 0.053$)、较高风险区($0.053 \leq ERI < 0.082$)、高风险区($ERI \geq 0.082$)。图 4 为 2000—2020 年湟水河流域景观生态风险等级时空分布。

从时间上看,2000—2010 年湟水河流域景观生

态风险呈增加趋势,2010—2020 年景观生态风险呈减小趋势。中等风险区、高风险区与较高风险区的覆盖面积均先增加后减少,较低风险区面积先减少后增加,低风险区面积持续增加。2000—2010 年期间,湟水河流域较低风险区面积明显减少,特别是沿着河流廊道线性分布的较低风险区转化为低风险区。就高风险区而言,2010 年面积比 2000 年增加 1 倍,而 2020 年高风险区几乎消失。

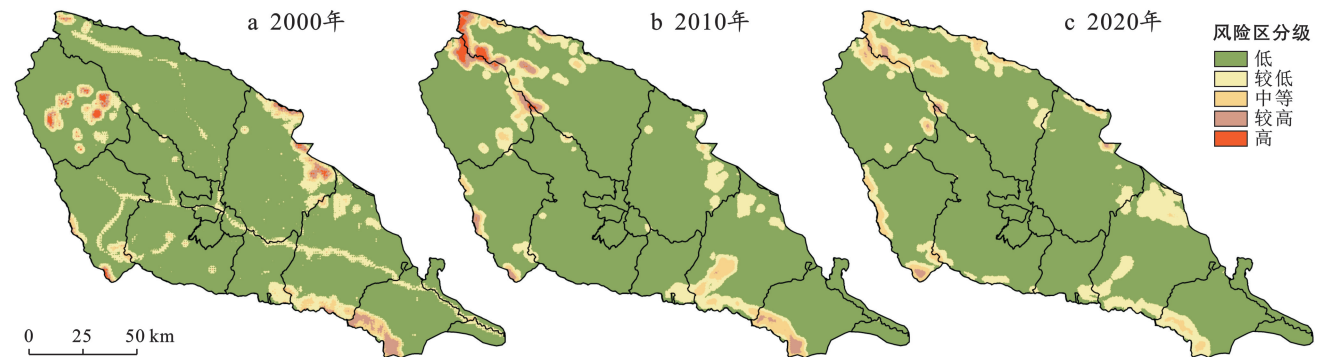


图 4 2000—2020 年湟水河流域景观生态风险等级时空分布

Fig.4 Spatiotemporal distribution of ecological risk levels in Huangshui River basin during 2000—2020

从空间上看,2000,2010,2020 年景观生态低风险区空间分布差别较小,但是中高风险区分布规律差异较大,这与 2000—2020 年期间的土地利用变化有很大关系。2000,2010,2020 年的低风险区分布面积分别达到流域面积的 85.26%,85.31%和 85.58%,主要覆盖的土地利用类型为草地和耕地,原因是草地和耕地是湟水河流域的主导地类,景观的连通性和聚集性良好,抗外界干扰能力较强,生态风险较低。高风险区主要分布在流域西北部,2000 年高风险区大多分布在海晏县和互助县;2010 年高风险区发生较大转移,重点分布于海晏县与大通县交汇地带;2020 年几乎无高风险区。高风险区主要覆盖的地类是未利用地和零星的水域,其景观类型比较单一,破碎化程度较高,生态环境相对脆弱。中等风险区和较高风险

区主要分布于高风险区周围,多见于林地、未利用地和水域及其与草地和耕地的过渡带。

景观损失度是景观破碎度、景观分离度、景观优势度和景观脆弱度加权计算的综合结果,景观损失度越大,说明景观生态风险越高。图 5 为 2000,2010,2020 年各土地利用类型的景观损失度,林地、水域和建设用地的景观损失度逐年下降;耕地和草地的景观损失度波动较小,其整体水平较低,相应的景观生态风险也较低;未利用地的景观损失度呈现出先增大后减少趋势,景观损失度波动较大,且维持在较高水平,相应的景观生态风险也较大。鉴于土地利用变化与景观损失度及景观生态风险的高度关联,加强土地利用的优化管理与用途管制将是湟水河流域景观生态风险调控的重要手段之一,在决策与管理中应足够予以重视。

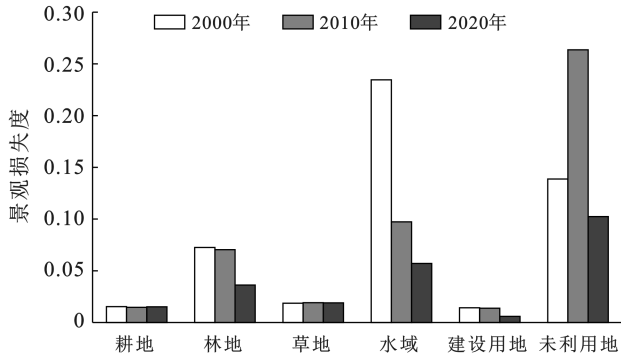


图 5 2000—2020 年湟水河流域不同土地利用类型的景观损失度

Fig.5 Landscape loss degrees of different land use types in Huangshui River basin during 2000—2020

2.4 景观生态风险空间自相关分析

利用 GeoDa1. 20 软件计算得到莫兰指数 (Moran's I) 散点图和局部空间自相关指数 (LISA) 聚类图 (图 6)。湟水河流域 3 期景观生态风险 Moran's I

值均大于 0.5, 2000, 2010, 2020 年分别达到 0.534, 0.562 和 0.581, 表明研究区景观生态风险呈现出一定的空间正相关, 且 Moran's I 值在 20 a 期间呈上升趋势, 说明景观生态风险的空间聚集性随时间的演进而增强。

景观生态风险空间分布主要表现为高一高和低—低聚类, 即景观生态风险 (ERI) 较高的区域周边的 ERI 也比较高, ERI 较低的区域周边的 ERI 也比较低, 研究区相邻区域的生态风险值在空间上较为相似。湟水河流域生态风险低值聚集区主要分布于耕地, 原因是耕地内部稳定性高, 随着粮食安全战略和永久性耕地保护政策的实施, 耕地覆盖区域的生态保护力度将进一步加强, 景观生态风险将稳定在较低水平上。而 ERI 高值聚集区主要分布于林地、水域和未利用地, 这 3 种土地利用类型覆盖面积较小, 在 2000—2020 年期间总体呈现增加趋势, 且与其他地类的转化比较频繁, 景观内部的稳定性较低, 使得其生态风险高值在地类上聚集比较明显。

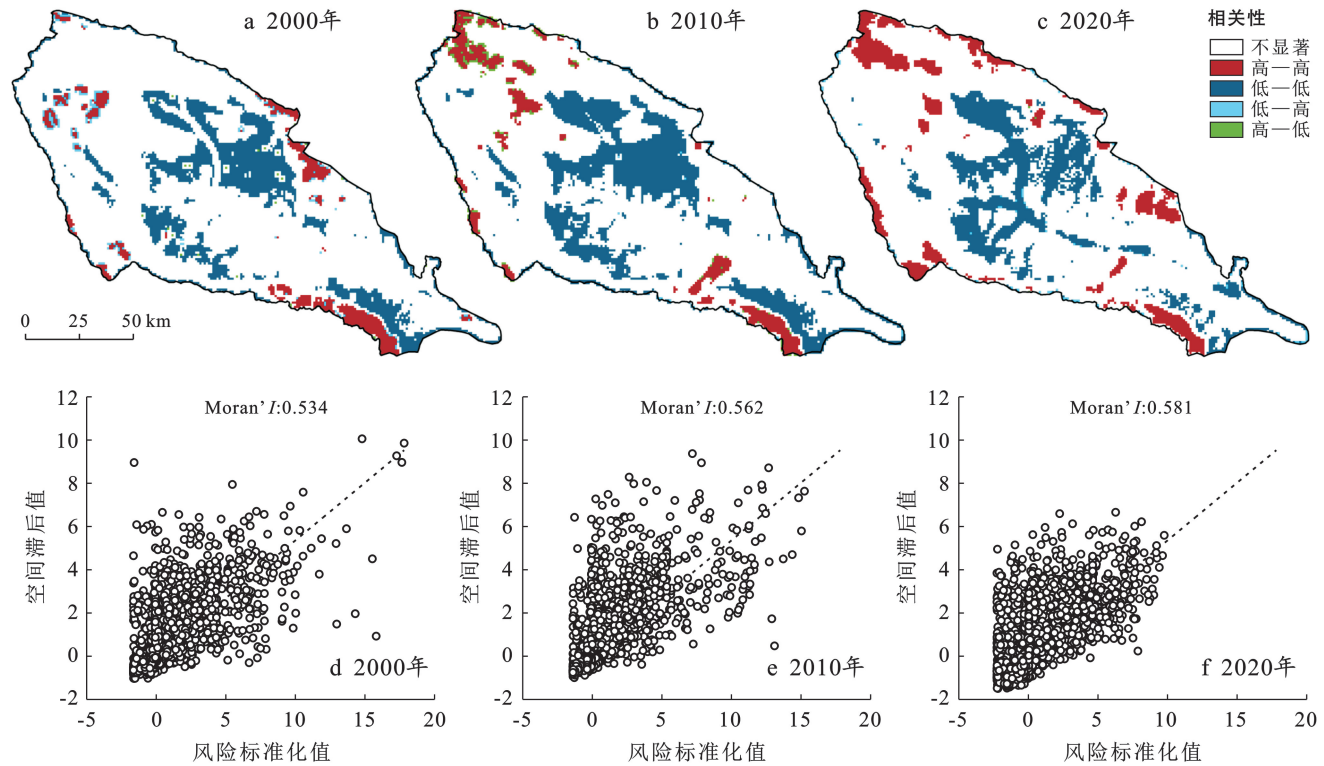


图 6 2000—2020 年湟水河流域景观生态风险空间自相关分析

Fig.6 Spatial autocorrelation of landscape ecological risk in Huangshui River basin during 2000—2020

2.5 景观生态风险空间分异的驱动因子分析

表 5 为因子探测结果, 因子探测器主要用来探测影响因子对景观生态风险空间格局分异的解释力大小。以 2000 年为例, q 值从大到小依次为: $X_1 > X_6 > X_4 > X_5 > X_8 > X_2 > X_{12} > X_9 > X_7 > X_{10} > X_{11} > X_3$, 其中高程 (X_1) 具有最高的 q 值, 说明高程是决定

景观生态风险空间分异的最主要的环境因子, 因为高程决定了湟水河流域水热条件和生物量的空间分布。总体而言, 自然地理条件对湟水河流域生态风险格局的影响最明显, 其次是社会经济因素和区域可达性因素。虽然 2000—2020 年期间生态风险空间格局差异的解释力 q 值存在波动, 但在解释力排序上变化较小。

图7为因子交互探测结果,交互探测器可以识别不同风险因子共同作用时是否会增加或减弱对景观生态风险空间分异的解释力。

以2000年为例,高程(X_1)单一因子对景观生态风险空间分布格局变量的解释力为0.336,人口密度(X_8)对变量的解释力为0.123,但两种因子的交互作用 $X_1 \cap X_8 = 0.354$,大于任意单因子作用的解释力 q 值,表现为双因子增强。NDVI(X_3)单一因子作用对变量的解释力仅为0.023,距铁路距离(X_{11})单一因子作用对变量的解释力仅为0.057,但交互作用 $X_3 \cap X_{11}$

$= 0.166$,解释力大于单一因子作用的 q 值之和,表现为非线性增强。2000,2010,2020年3期的交互探测结果均表明,任何两种影响因子对景观生态风险空间格局的交互作用都要大于单一因子的单独作用,交互作用结果主要表现为双因子增强和非线性增强两种形式。可见,湟水河流域景观生态风险的空间格局分异并不是由单一因子决定的,而是由多因子交互作用的结果,自然地理因素、社会经济因素和可达性因素交互作用通常形成解释力的增强效应,多种因子共同决定了湟水河流域景观生态风险的空间分异现象。

表5 2000—2020年湟水河流域景观生态风险空间分异因子探测 q 值

Table 5 Landscape ecological risk spatial differentiation factor detection q value in Huangshui River basin during 2000—2020

影响因素	驱动因子	2000年		2010年		2020年	
		q 值	q 值排序	q 值	q 值排序	q 值	q 值排序
自然地理	高程(X_1)	0.336	1	0.426	1	0.343	1
	坡度(X_2)	0.106	6	0.141	8	0.133	6
	NDVI(X_3)	0.023	12	0.026	12	0.031	12
	土壤(X_4)	0.260	3	0.307	4	0.202	4
	降水(X_5)	0.202	4	0.364	3	0.308	2
	气温(X_6)	0.270	2	0.372	2	0.300	3
社会经济	GDP(X_7)	0.091	9	0.126	9	0.100	9
	人口密度(X_8)	0.123	5	0.172	5	0.156	5
区域可达	距政府距离(X_9)	0.100	8	0.158	6	0.126	7
	距河流距离(X_{10})	0.070	10	0.056	11	0.049	11
	距铁路距离(X_{11})	0.057	11	0.067	10	0.060	10
	距公路距离(X_{12})	0.105	7	0.154	7	0.110	8

2.6 景观生态风险管控

研究发现高程、降水、气温等自然因子是导致景观生态风险空间分异的主要因素,其中高程是主导因子,对ERI空间分异的解释力最强。根据地形、气候、土壤、植被和农业生产等特点,本研究将湟水河流域划分了3个海拔梯度区域:脑山区($>3\ 200\text{ m}$)、浅山区($2\ 600 \sim 3\ 200\text{ m}$)和川水区($<2\ 600\text{ m}$)。根据本次风险评估等级空间分布图及空间自相关分析可知,绝大多数高风险区和风险热点(高一高集聚区)分布于脑山区,较高风险区和中等风险区多分布于浅山区,低风险区、较低风险区以及风险冷点(低—低集聚区)多分布于川水区。因此,将湟水河流域根据海拔梯度划分为3个生态风险空间管控区:重点管控区,严格管控区和一般管控区(图8)。

重点管控区以水源涵养功能修复和草甸湿地保护为核心,以天然林保护、“退牧还草”、退化草地和沙化草地治理为重点,实行“以草定畜”“限牧育草”“禁牧休牧”等政策,严格控制开发建设项目对草甸湿地等景观环境的影响;严格管控区以保证永久性耕地和推进湟水河两岸南北山造林绿化为核心,以水土流失治理、退耕还林还草为重点,形成以基本农田为主的

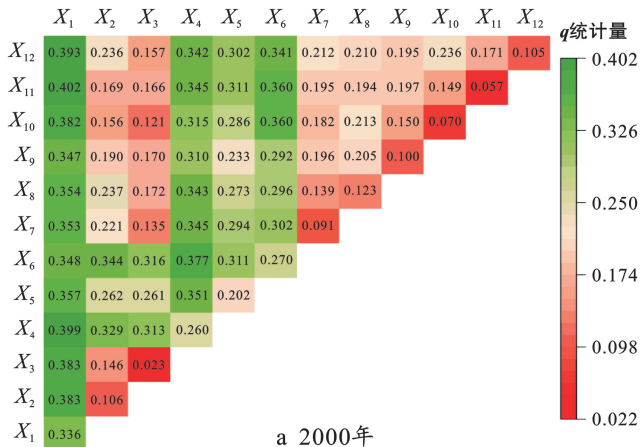
田、林、草相结合的绿色防护体系。一般管控区以高产稳产农田建设和河湖生态功能维持为核心,以发展经济林和护岸护滩林、保证河流廊道水流连续性、建设绿色城镇和湿地公园为重点,全面提升自然生态系统的稳定性和生态服务功能。

3 讨论

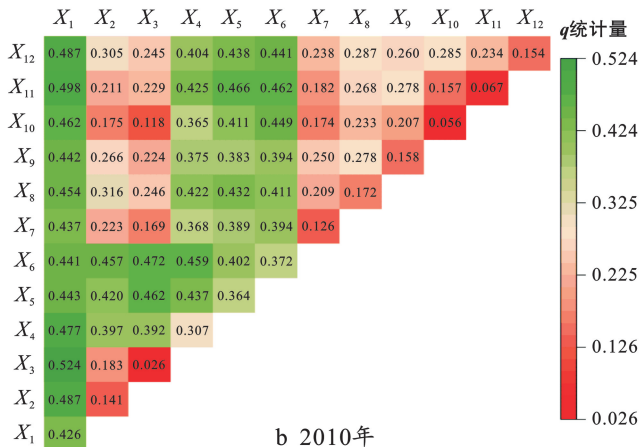
3.1 土地利用与景观格局变化

2000—2020年期间,湟水河流域土地转移主要发生在耕地、草地和建设用地之间,建设用地增加 489.5 km^2 ,草地减少 582.5 km^2 ,耕地减少 425.5 km^2 ,20 a间综合土地动态度为0.58。湟水河流域2000—2010年、2010—2020年的综合土地动态度分别为0.56,0.96,可看出各地类相互转化的频率趋于增强。其次,城市扩张是湟水河流域土地系统变化的主要特征之一(图2)。根据《青海统计年鉴》,2000,2010,2020年湟水河流域青海省(9县区)人口分别约为 2.92×10^6 , 3.20×10^6 和 3.38×10^6 ,城镇化率分别为30.9%,34.1%和50.0%;2010—2020年期间西宁和海东地区的GDP增加约1.26倍。可见湟水河流域经济社会正处于快速发展阶段,城镇化水平也在大幅

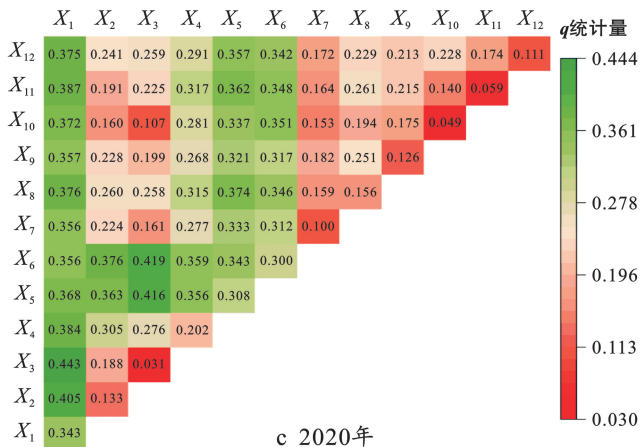
提高。公路、铁路、工矿企业、城镇基建等基础设施建设对景观形成分割,可能导致景观的破碎化程度增加,使得生态系统的稳定性受到潜在威胁,在规划中需充分论证工程空间布局,细化落实国土空间管控单元,划定并严守生态保护红线,依据资源环境承载力实施土地资源分类管控。



a 2000年



b 2010年



c 2020年

图 7 2000—2020 年湟水河流域景观生态风险空间分异因子交互作用探测结果

Fig.7 Interaction detection results of spatial differentiation factors of landscape ecological risk in Huangshui River basin during 2000—2020

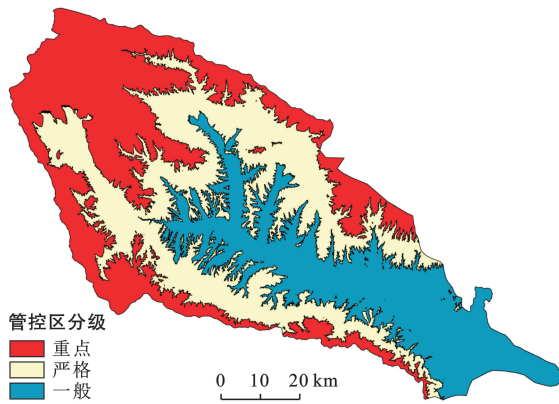


图 8 湟水河流域生态风险管控区

Fig.8 The ecological risk control area of Huangshui River Basin

3.2 景观生态风险演变趋势分析

2000—2020 年期间,湟水河流域景观生态风险先增加后降低,2010 年风险度最大。2010 以后特别是党的十八大以来,随着生态文明建设的深入推进和湟水河流域综合规划治理实施,采取退耕还林、退耕还草、退牧还草、植树造林、生态空间管控、河湖水系连通、水体生态修复、水土流失治理等一系列生态治理和生态修复措施后,使得 2010—2020 年期间湟水河流域景观生态风险显著下降,生态环境质量得到逐步改善,生态系统健康水平和服务功能提高。生态系统服务是连接人类福祉和生态系统的桥梁,健康安全的生态系统可以提供可持续的生态服务。为进一步证实 2010—2020 年期间研究区景观生态风险的下降趋势,研究对相同时间尺度上流域的生态服务功能进行了核算。根据国内学者谢高地等^[33-35]对生态服务价值核算体系的研究成果,湟水河流域生物量修正因子取 0.4,1 个标准当量因子的生态系统服务价值量取 1 362.6 元/hm²,计算 2010 年和 2020 年湟水河流域的生态服务价值分别是 2.38×10¹⁰ 元和 2.41×10¹⁰ 元,2010—2020 年期间流域生态服务价值增加了 1.48%,而景观生态风险则处于降低趋势,景观生态风险与生态服务价值呈现一定的负相关性。这与朱润苗^[36]、靳甜甜等^[37]的研究结果一致,即景观生态风险与生态系统服务价值存在空间负相关性,生态服务功能完善的区域其景观生态风险较低。

其次,研究统计了湟水河流域 2000—2020 年西宁市和海东市的平均降水量和气温变化趋势^[38],发现湟水河中下游降水量与气温近 20 a 正处于增加趋势,未来湟水流域的暖湿化趋势可能持续保持。暖湿化使得区域水文循环和碳循环的强度增大,降水量与径流量增加,植被生长期延长,从而导致草地、林地、

湿地、河湖的连通性增强,景观的脆弱度降低,区域暖湿化可能是导致区域景观生态风险降低的另外一个原因,但是这需要进一步通过气候环境变化条件下流域生态功能与过程的研究加以证实。

4 结论

(1) 2000—2020年,湟水河流域土地利用转移主要发生在耕地、草地和建设用地之间,城市扩张是研究区土地系统变化的主要特征之一,景观格局指数能够较全面浓缩景观演化信息。

(2) 2000—2020年,湟水河流域景观生态风险经历了“增加”到“降低”的过渡,生态保护和生态修复措施是促成2010年以来景观生态风险降低的原因之一,生态服务价值与景观生态风险表现出一定的负相关性。

(3) 湟水河流域景观生态风险空间分布呈现“高一高”和“低—低”两种集聚状态,自然因素是导致景观生态风险空间分异的主要因素,其中高程是主导因素。地理因素、社会经济因素和可达性因素的共同作用形成景观生态风险空间分异的增强效应。

(4) 不同生态风险空间管控区应采取差异化调控措施,土地利用优化管理与用途管制在生态风险调控中应给予高度关注。

[参 考 文 献]

[1] 曹祺文,张曦文,马洪坤,等.景观生态风险研究进展及基于生态系统服务的评价框架:ESRISK[J].地理学报,2018,73(5):843-855.

[2] Gong Jian, Yang Jianxin, Tang Wenwu. Spatially explicit landscape-level ecological risks induced by land use and land cover change in a national ecologically representative region in China [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2015, 12(11):14192-14215.

[3] Li Jialin, Pu Ruiliang, Gong Hongbo, et al. Evolution characteristics of landscape ecological risk patterns in coastal zones in Zhejiang Province, China [J]. Sustainability, 2017, 9(4):584.

[4] 何春阳,张金茜,刘志锋,等.1990—2018年土地利用/覆盖变化研究的特征和进展[J].地理学报,2021,76(11):2730-2748.

[5] Steffen W, Richardson K, Rockström J, et al. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet [J]. Science, 2015, 347(6223):1259855.

[6] Hou Mengjing, Ge Jing, Gao Jinlong, et al. Ecological risk assessment and impact factor analysis of alpine wetland ecosystem based on LUCC and boosted regression

tree on the zoige plateau, China [J]. Remote Sensing, 2020, 12(3):368.

[7] 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.

[8] 傅伯杰,张立伟.土地利用变化与生态系统服务:概念、方法与进展[J].地理科学进展,2014,33(4):441-446.

[9] 张行,陈海,史琴琴,等.陕西省景观生态脆弱性时空演变及其影响因素[J].干旱区研究,2020,37(2):496-505.

[10] Yang Yanping, Chen Jianjun, Lan Yanping, et al. Landscape pattern and ecological risk assessment in Guangxi based on land use change [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2022, 19(3):1595.

[11] Wang Hong, Liu Xingming, Zhao Chuanyan, et al. Spatial-temporal pattern analysis of landscape ecological risk assessment based on land use/land cover change in Baishuijiang National nature reserve in Gansu Province, China [J]. Ecological Indicators, 2021, 124: 107454.

[12] Qu Yanbo, Zong Haining, Su Desheng, et al. Land use change and its impact on landscape ecological risk in typical areas of the Yellow River basin in China [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2021, 18(21):11301.

[13] Mo Wenbo, Wang Yong, Zhang Yingxue, et al. Impacts of road network expansion on landscape ecological risk in a megacity, China: A case study of Beijing [J]. Science of the Total Environment, 2017, 574: 1000-1011.

[14] 林媚珍,葛志鹏,纪少婷,等.中山市土地利用变化及其生态风险响应[J].生态科学,2016,35(5):96-104.

[15] 封建民,李晓华,文琦.榆林市土地利用变化对景观格局脆弱性的影响[J].国土资源科技管理,2020,37(3):25-36.

[16] 于航,刘学录,赵天明,等.基于景观格局的祁连山国家公园景观生态风险评价[J].生态科学,2022,41(2):99-107.

[17] 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.

[18] 万慧琳,王赛鸽,陈彬,等.三江平原湿地生态风险评价及空间阈值分析[J].生态学报,2022,42(16):6595-6606.

[19] Gao Lina, Tao Fei, Liu Runrui, et al. Multi-scenario simulation and ecological risk analysis of land use based on the PLUS model: A case study of Nanjing [J]. Sustainable Cities and Society, 2022, 85:104055.

[20] 李琛,高彬斌,吴映梅,等.基于PLUS模型的山区城镇

- 景观生态风险动态模拟[J].浙江农林大学学报,2022,39(1):84-94.
- [21] 尉芳,刘京,夏利恒,等.基于 LUCC 的陕西渭北旱塬区景观生态风险评价[J].中国环境科学,2022,42(4):1963-1974.
- [22] 张韦萍,石培基,赵武生,等.黄河上游兰州—西宁城市群资源环境承载力时空分异及障碍因子诊断[J].应用生态学报,2022,33(9):2501-2510.
- [23] Chen Lin, Zhou Bin, Man Weidong, et al. Landsat-based monitoring of the heat effects of urbanization directions and types in Hangzhou City from 2000 to 2020 [J]. Remote Sensing, 2021,13(21):4268.
- [24] Han Ze, Song Wei, Deng Xiangzheng. Responses of ecosystem service to land use change in Qinghai Province [J]. Energies, 2016,9:1-16.
- [25] 余新晓,张晓明,牛丽丽,等.黄土高原流域土地利用/覆被动态演变及驱动力分析[J].农业工程学报,2009,25(7):219-225.
- [26] 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.
- [27] 崔杨林,高祥,董斌,等.县域景观生态风险评价[J].浙江农林大学学报,2021,38(3):541-551.
- [28] 王敏,胡守庚,张绪冰,等.干旱区绿洲城镇景观生态风险时空变化分析:以张掖绿洲乡镇为例[J].生态学报,2022,42(14):5812-5824.
- [29] Yang Yanping, Chen Jianjun, Lan Yanping, et al. Landscape pattern and ecological risk assessment in Guangxi based on land use change [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2022,19(3):1595.
- [30] 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.
- [31] 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.
- [32] 王劲峰,徐成东.地理探测器:原理与展望[J].地理学报,2017,72(1):116-134.
- [33] 谢高地,肖玉,甄霖,等.我国粮食生产的生态服务价值研究[J].中国生态农业学报,2005,13(3):10-13.
- [34] 谢高地,甄霖,鲁春霞,等.一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法[J].自然资源学报,2008,23(5):911-919.
- [35] 谢高地,张彩霞,张雷明,等.基于单位面积价值当量因子的生态系统服务价值化方法改进[J].自然资源学报,2015,30(8):1243-1254.
- [36] 朱润苗,陈松林.1980—2020 年福建省景观生态风险与生态系统服务价值的空间关系[J].应用生态学报,2022,33(6):1599-1607.
- [37] 靳甜甜,张云霞,朱月华,等.黄土高原林区生态系统服务价值与景观生态风险时空变化及其关联性:以子午岭区为例[J].应用生态学报,2021,32(5):1623-1632.
- [38] Wang Pengquan, Li Runjie, Liu Dejun, et al. Dynamic characteristics and responses of ecosystem services under land use/land cover change scenarios in the Huangshui River basin, China [J]. Ecological Indicators, 2022, 144:109539.

(上接第 212 页)

- [28] 张冲冲,南颖,吉喆.图们江中游中朝土地利用/覆盖及变化比较研究[J].延边大学学报(自然科学版),2011,37(4):360-365.
- [29] Conway T M. The impact of class resolution in land use change models [J]. Computers, Environment and Urban Systems,2009,33(4):269-277.
- [30] 朱闯.2001—2017 年中国耕地时空变化特征及其驱动因素研究[D].天津:天津工业大学,2020.
- [31] 罗芳,潘安,陈忠升,等.四川省宜宾市 1980—2018 年耕地时空格局变化及其驱动因素[J].水土保持通报,2021,41(6):336-344.
- [32] 沈惠淑,田允哲,赵国柱,等.图们江下游气候资源与农业发展战略[J].延边大学学报(自然科学版),1999,25(1):59-63.
- [33] 郭贝贝,方叶林,周寅康.农户尺度的耕地撂荒影响因素及空间分异[J].资源科学,2020,42(4):696-709.
- [34] 郭丽英,张华,Di Liping,等.我国农用地资源态势分析与对策建议:基于国家农业资源台账[J].中国农业资源与区划,2017,38(12):14-20.
- [35] 许健玮.吉林省耕地非农化驱动因素研究[D].吉林:长春:吉林大学,2020.
- [36] Wang Xue, Li Xiubin. China's agricultural land use change and its underlying drivers: A literature review [J]. Journal of Geographical Sciences, 2021, 31(8): 1222-1242.