

干旱地区生态移民土地利用变化生态风险 ——以宁夏红寺堡区为例

王 鹏¹,王亚娟¹,刘小鹏^{1,2},陈 晓¹,孔福星¹

(1.宁夏大学资源环境学院,宁夏 银川 750021;2.宁夏(中阿)旱区资源评价与环境调控重点实验室,宁夏 银川 750021)

摘 要:以全国最大的移民安置中心——红寺堡区为研究对象,基于 1995、2000、2005、2010 年和 2015 年五期遥感数据,采用 RS 和 GIS 技术,选取土地利用程度、耕地垦殖指数、景观多样性指数和景观破碎度等指数构建生态风险指数模型,并运用生态风险模型和空间分析方法对红寺堡区 1995—2015 年的土地利用变化及其生态风险的时空分布特征进行分析。结果显示:研究时段内草地面积下降明显,共减少 29 494 hm²,耕地、林地、水域和建设用地面积呈上升趋势,其中建设用地面积增幅最大,而未利用地面积虽波动明显,但研究时段始末变化不大;1995—2015 年研究区生态风险不断下降,生态风险指数由 1995 年 0.3972 下降至 2015 年的 0.3235;红寺堡生态移民安置区各乡镇生态风险空间分布变化较大,不同类型区间均有转换,且不具有规律性,1995—2005 年间以最高风险区和较高风险区为主,2005—2015 年间以中等风险区和较低风险区为主。通过地理探测器对影响红寺堡生态移民安置区生态风险因子进行探测发现,林地、草地和植被覆盖度等指标因子对安置区生态风险具有较大影响,因此在通过扬黄灌溉工程和基本农田建设,增强农田生产能力,保障生态移民安置区经济发展和生态安全的同时,应注重安置区生态用地面积的增加与建设,以此来增加安置区植被覆盖度和降低其生态风险程度;生态保护、摆脱贫困和经济发展是生态移民的主要方向,因此红寺堡安置区在发展过程中在追求经济实力提升的同时,也要注重生态安全的保障,将生态安全放在全区发展的重要位置。

关键词:干旱地区;生态移民安置区;土地利用变化;生态风险;红寺堡区

中图分类号:S181;X171.4 **文献标志码:**A

Ecological risk of ecological immigrants on land use change in arid areas —Hongshibu district of Ningxia as an example

WANG Peng¹, WANG Ya-juan¹, LIU Xiao-peng^{1,2}, CHEN Xiao¹, KONG Fu-xing¹

(1. College of Resources and Environment, Ningxia University, Yinchuan, Ningxia 750021, China; 2. Key Laboratory (China-Arab) of Resource Evaluation and Environmental Regulation of Arid Region in Ningxia, Yinchuan, Ningxia 750021, China)

Abstract: Based on five remote sensing datasets of 1995, 2000, 2005, 2010 and 2015 and RS and GIS technologies, Hongshibu district, the largest resettlement center in the nation, was selected as the research object. We used the land use, cultivation index, landscape diversity index, and landscape fragmentation and other indexes to construct an ecological risk index model, then, used the model and spatial analysis method to analyze the temporal and spatial distribution of land use change and its ecological risk in Hongshibu area from 1995 to 2015. The results showed that the area of grassland significantly decreased by 29 494 hm² during the study period. The land for farming, forestry, water, and construction increased. The construction use increased the most while the unused land fluctuated obviously. From 1995 to 2015, the ecological risk in the study area continued to decline and the ecological risk index decreased from 0.3972 in 1995 to 0.3235 in 2015. The spatial distribution of ecological risk in townships in Hongshibu Ecological Resettlement District varied greatly. However, there was no regularity. These mainly happened between the high risk areas during 1995–2005, and the moderate risk areas and the slight risk areas dur-

收稿日期:2017-12-03

修回日期:2018-01-25

基金项目:国家自然科学基金项目(41461039)

作者简介:王鹏(1993–),男,内蒙古阿拉善人,硕士,研究方向为生态经济与生态评估。E-mail:775767923@qq.com

通信作者:王亚娟(1978–),女,陕西武功人,博士,教授,主要研究方向为生态风险与环境评价。E-mail:wangyj@nxu.edu.cn

ing 2005–2015. Through the exploration of the ecological risk factors affecting the ecological resettlement area of Hongsibu County by geographical probes, it was found that the index factors such as forestland, grassland, and vegetation coverage had significant impact on the ecological risk in the resettlement area. Therefore, through the Yellow River irrigation project and the construction of basic farmland to increase farmland productivity and ensure the economic development and ecological security of the resettlement areas, attention should be paid to the increase and construction of ecological land area in the resettlement region so it could decrease the vegetation coverage and ecological risk in the resettlement areas. The protecting ecosystem, avoiding poverty, and developing economy are the main directions of eco-migration. Therefore, while Hongsibu resettlement area is pursuing the improvement of economic strength in the development process, it is important to pay attention to ensure the ecological security in the development of the whole region.

Keywords: arid areas; ecological resettlement area; land use change; ecological risk; hongsibu district

生态移民是被赋予了具有扶贫和生态建设双重意义的特殊的人口迁移过程^[1],指把位于生态脆弱区或重要生态功能区、生态环境严重破坏地区,以及自然环境条件恶劣且已丧失基本生存条件地区的贫困人口向其它地区迁移的过程^[2-3]。生态移民过程实质上是区域空间结构重构,是各种空间要素在迁入区地域范围内的重新组合和再结构化的过程,这势必会对区域生态环境造成干扰和破坏,引起生态系统失衡,加大区域生态风险程度。目前,针对生态移民的研究大多注重移民生计评估^[4]、农户收入效应评价^[5]、安置区优化选择^[6]和补偿机制与政策^[7]等方面,对生态移民安置区生态风险评价却鲜有报道。

生态风险是指一个种群、生态系统或整个景观的正常功能受到外界某些不确定的灾害或事故的影响,导致系统内部某些要素、结构或其自身健康、生产力、经济价值等功能的下降,甚至丧失,从而危及整个生态系统的安全和健康^[8],是评估区域生态环境可持续发展的重要依据。生态风险评价是伴随着环境管理的目标 and 环境观念的转变而逐渐兴起并得到发展的一个新的研究领域^[9-10],经历了由单风险源、单一受体的局地小尺度评价到多风险源、多受体的大尺度区域评价再到景观水平评价的发展历程,能够预测未来生态的不利影响,评估某种因素导致生态变化的可能性,为环保管理部门分析和预测生态变化、生态后果之间关系以及为生态风险管理和环境监测提供依据和决策支持^[11]。土地利用变化是自然环境与人类活动的直接反映,可能导致景观结构和功能的改变,而且不同土地利用模式和强度的生态效应具有区域和累积特征,可在景观生态系统的结构和组成中直接反映^[12],因此基于土地利用类型结构进行区域生态风险评价成为生态学、地理学以及相关学科的研究领域的热点话

题。Paukert 等基于土地利用数据和景观结构指数构建生态威胁指数,对科罗拉多流域的生态风险进行评价^[13];乔蕻强等采用土地利用数据,利用相对风险模型对石羊河流域生态风险进行定量分析^[14];周汝佳等基于土地利用变化,在 RS 与 GIS 技术支持下,借助地统计分析法和空间自相关分析法对盐城海岸带生态风险进行分析^[15];徐兰等以土地利用数据和遥感数据为基础,运用景观生态学理论,定量分析了农牧交错带典型流域——洋河的生态风险时空变化特征^[16]。目前相关研究大多以土地利用变化数据为基础,采用景观格局指数构建生态风险指数,但在表示景观损失度和景观脆弱度时具有很大的主观性,加大了生态风险评价结果的不确定性。因此本文以全国最大的生态移民集中区——红寺堡区为例,采用土地利用指数和景观结构指数相结合的方法构建生态风险指数,对红寺堡区生态风险进行综合评价,以期对区域生态移民过程中生态安全和环境管理提供理论依据和技术支持。

1 研究区概况

红寺堡区地处宁夏中部干旱地带,介于 105°43′–106°42′E, 37°28′–37°37′N,是承接宁夏东西南北的地理中心(图 1)。全区平均海拔 1 240~1 450 m,属于典型的温带大陆性气候,年平均气温 8.4℃,平均无霜期 155 d,日照时间长,年日照时数 3 036.4 h。境内降水量少而集中且年际变化大,年平均降水量 277 mm 左右。1995 年,该区域成为国家大型水利枢纽工程——宁夏扶贫扬黄灌溉工程(“1236”工程)的主战场。1999 年成立中共红寺堡开发区工委。2009 年,吴忠市红寺堡区成立。该区域主要安置同心、海原、原州、彭阳、西吉、隆德、泾源 7 县(区)易地扶贫搬迁户。全区总面积 2 767 km²,辖 2 镇 3 乡、1 个街道、61 个行政村、2 个城镇社区,总人口约

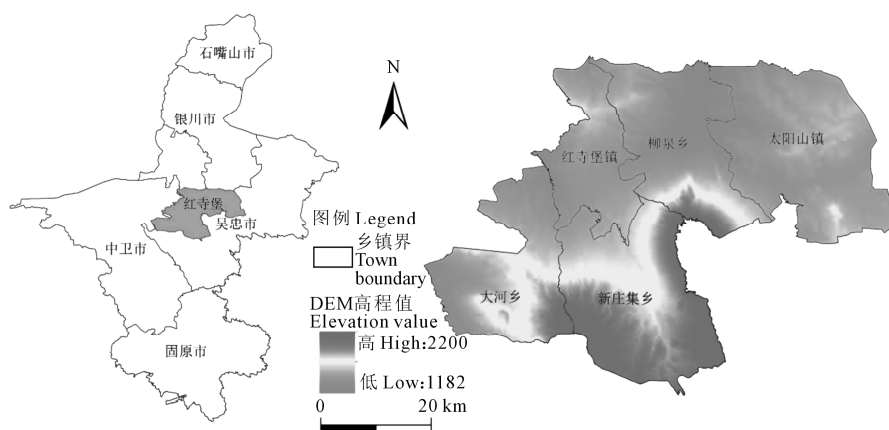


图 1 研究区地理位置

Fig.1 Geographical location of study area

189 566 人,其中回族人口占总人口的 62.3%。2015 年,全区实现地区生产总值(GDP) 15.61 亿元,三次产业结构为 29.6%、42.6%和 27.8%。

2 研究方法

2.1 数据来源与处理

以研究区 1995、2000、2005、2010 年和 2015 年 TM 遥感影像为基础数据,在 ENVI5.0 对 TM 影像进行几何校正、图像配准等多项综合处理。依据全国土地资源分类系统,再结合研究区的土地利用现状特点,按照区分差异性、归纳共同性的方法,将研究区分为耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地 6 种土地利用类型。在 ArcGIS 软件的支持下,采取人机交互解译,后经 GPS 野外采样点实地考察校正,得到研究区 1995、2000、2005、2010、2015 年的土地利用矢量图,结合实地调查采样点数据,对分类结果进行精度检验后发现五期影像解译 Kappa 指数均大于 0.85,达到研究所需要求。

2.2 指标体系的建立

2.2.1 土地利用指标

(1) 土地利用程度:

$$D = \sum_{i=1}^4 R_i B_i \times 100, \quad D \in [100, 400]$$

式中, D 表示土地利用程度综合指数, R_i 表示第 i 类土地利用程度分级指数, B_i 表示第 i 类土地利用程度分级面积百分比^[17]。土地利用程度分级指数是将土地利用程度,按照土地自然综合体在社会因素影响下的自然平衡状态分为 4 级,其中未利用地为 1,林地、草地以及水域为 2,耕地为 3,建设用地为 4。

(2) 耕地垦殖指数:

$$K = \frac{G}{A} \times 100\%$$

式中, K 为耕地垦殖指数, G 为耕地面积, A 为研究区域土地总面积。

(3) 植被覆盖度指数:

$$M = \frac{L + C}{A} \times 100\%$$

式中, M 为植被覆盖度指数, L 为研究区域林地总面积, C 为研究区域草地总面积, A 为研究区域土地总面积。

2.2.2 景观指标

(1) 景观多样性指数:指不同类型的景观在空间结构、功能机制和时间动态方面的多样化和变异性,它可以反映景观类型的多少和所占比例的变化,揭示景观的复杂程度^[18]。

$$H = - \sum_{i=1}^m (P_i) \ln(P_i)$$

式中, H 为景观多样性指数, P_i 为研究区域第 i 类土地利用类型占总面积的比, m 为研究区土地利用类型的总数。

(2) 景观优势度指数:用于测定景观结构组成中斑块类型支配景观的程度,表示一种或几种类型斑块在一个景观中的优势或程度^[19]。

$$I = H_{\max} + \sum_{i=1}^m (P_i) \ln(P_i)$$

式中, I 为景观优势度指数, $H_{\max}$ 为最大多样性指数, $H_{\max} = \ln m$ 。 I 越大,表明组成景观各类型所占比例差异大; I 越小,表明景观是由多个比例大致相等的类型组成; I 为 0 时,则表示组成景观各种类型所占比例相等。

(3) 景观破碎度指数:

$$F = \frac{N}{A}$$

式中, F 表示研究区域综合景观破碎度指数, N 表示景观格局中景观的总斑块数, A 表示研究区景观总面积。

2.2.3 基于土地利用指标和景观生态指标的综合生态风险指标模型 基于土地和景观生态指标的综合生态风险指标模型:

$$E = \sum_{i=1}^n W_i \ln b_i$$

式中, E 代表综合生态风险指数, W_i 表示各个指标相对于生态风险的权重, b_i 表示各个指标的值,由于各个指标统计来源不一,数据值和单位不统一,为使所选指标数据能够进行简单的加减计算,所以对各个指标进行归一化处理。其中,权重值 W_i 通过利用熵权法和层次分析法计算得到^[20],计算过程中判断矩阵的判定是通过咨询相关专家后得到。各指标权重如表 1 所示。

表 1 研究区各指标权重

Table 1 Weight of each indicator in the study area

指标 Index	权重 Weights
土地利用程度 Land use level	0.1725
耕地垦殖度 Cultivated land reclamation	0.1629
植被覆盖度 Vegetation coverage	0.2263
景观多样性指数 Landscape diversity index	0.1394
景观优势度指数 Landscape dominance index	0.1445
景观破碎度指数 Landscape fragmentation index	0.1544

2.3 生态风险指数模型

生态风险指数反映了土地利用景观结构与综合区域生态风险之间的经验联系^[21-22]。

$$ERI = \sum_{i=1}^m \frac{A_i T_i}{A}$$

式中, ERI 表示研究区的生态风险指数, m 为土地利用类型数量, A_i 表示研究区内第 i 类土地利用类型的总土地利用面积, T_i 为第 i 类土地利用类型所反映的生态风险强度参数, A 为研究区域土地利用类型的总面积^[23-24]。本文中所使用的生态风险强度参数 T_i 是通过参考臧淑英等^[25] 的研究成果以及咨询相关专家对研究区自身的土地利用特征状况进行修正后得出的。生态风险强度参数依次为:耕地 0.1425,林地 0.0249,草地 0.0463,水域 0.0565,建设用地 0.2516,未利用地 0.1153^[25-26]。

2.4 地理探测器机理分析法

地理探测器是基于 GIS 空间叠加技术和集合论,用以识别多因子之间交互作用的模型方法^[27],在分析地理要素格局演变和地域空间分异等方面应用十分广泛^[28]。

借鉴地理探测器模型,引入生态风险分异决定

力指标 q 。假定研究区域存在生态风险指数 y , y 被采集在研究区域内,由采样单元 i ($i = 1, 2, 3, \dots, n$, n 为总采样单元数) 组成的格点系统,假设 $A = \{A_h\}$ 是可能存在的一种影响生态风险分异的因素, $h = 1, 2, 3, \dots, L$, L 为因素分类数, A_h 代表因素 A 不同的类型。一个类型 h 对应空间上一个或多个子区域。为了探测因素 A 与生态风险指数 y 的空间相关性,将生态风险指数 y 图层与因素 A 图层叠置,在因素 A 的第 h 类型(对应一个或多个区域), y 的离散方差被记为 σ^2 , 因素 A 对 σ^2 指数 y 的决定力大小为:

$$q = 1 - \frac{1}{n\sigma^2} \sum_{h=1}^L n_h \sigma_h^2$$

式中, n_h 为在因素 A 的类型 h (对应一个或多个子区域) 内的样本数; n 为在整个研究区域 H 内的所有样本数, $n = \sum_{h=1}^L n_h$ 为因素 A 的分类数; σ^2 为整个区域的离散方差。

当各因素对生态风险发生具有决定力时,每个类型(对应一个或多个子区域) 的离散方差 σ_h^2 会较小,类型(对应一个或多个子区域) 之间的离散方差会较大。当离散方差 σ_h^2 趋近于 0 时,因素 A 的决定力 $q = 1$, 是生态风险发生分异完全由因素 A 决定的理想状态;当因素 A 的决定力 $q = 0$ 时,生态风险指数随机分布,因素 A 对生态风险发生分异没有影响,决定力 q 值越大,表明因素对生态风险发生分异的影响越大。通过比较因素决定力的大小,探测出生态风险分异的主导因素^[29]。

3 结果与分析

3.1 研究区土地利用变化分析

研究期间,红寺堡生态移民安置区土地利用发生显著变化(表 2)。耕地面积呈现出先增后减再增的“N”型变化趋势,1995—2000 年处于移民初期,大量开垦土地进行耕种,致使耕地面积迅速上升;2000—2005 年,由于安置区自然条件匮乏,无法保障搬迁人口基本的生产生活,部分移民出现返迁现象,大量耕地被闲置和撂荒,加之退耕还林还草政策影响,耕地面积急剧下降;2005—2015 年,红寺堡区安置了大量来自南部山区的贫困人口,并于 2009 年成立了吴忠市红寺堡区,为促进经济发展,保证居民生产生活,不断开垦土地进行耕种,耕地面积逐年增加。林地面积一直处于增加状态,20 年间共增加 4 167.34 hm^2 。一方面得益于国家退耕还林还草政策,另一方面受安置区后期生态保护和建设的影响。草地面积在 1995—2000 年间下降明显,共减少

表 2 1995—2015 年红寺堡生态移民安置区土地利用变化

Table 2 Changes in land use in Hongsibu ecological resettlement area, 1995—2015

项目 Items		耕地/hm ² Cultivated land	林地/hm ² Forest	草地/hm ² Grass land	水域/hm ² Water	建设用地/hm ² Constructional	未利用地/hm ² Unused land
面积/m ² Area	1995	70207.81	2818.31	188208.17	1887.21	1093.58	12529.49
	2000	89917.77	3214.26	162813.62	1913.55	913.13	17953.58
	2005	74853.49	4433.68	163126.12	1807.24	1038.01	31479.74
	2010	80456.56	6240.92	162643.32	2132.42	1432.03	23825.55
	2015	89787.54	6985.65	158714.14	2559.40	5887.86	12580.53
变化量/hm ² Change amount	1995—2000	19709.96	395.95	-25394.56	26.34	-180.45	5424.10
	2000—2005	-15064.28	1219.42	312.51	-106.31	124.89	13526.16
	2005—2010	5603.07	1807.24	-482.81	325.18	394.02	-7654.19
	2010—2015	9330.98	744.74	-3929.18	426.98	4455.83	-11245.02
	1995—2015	19579.73	4167.34	-29494.04	672.19	4794.28	51.04
变化率/% Change rate	1995—2000	28.07	14.05	-13.49	1.40	-16.50	43.29
	2000—2005	-16.75	37.94	0.19	-5.56	13.68	75.34
	2005—2010	7.49	40.76	-0.30	17.99	37.96	-24.31
	2010—2015	11.60	11.93	-2.42	20.02	311.15	-47.20
	1995—2015	27.89	147.87	-15.67	35.62	438.40	0.41

25 394.56 hm²; 2000—2005 年出现短暂的上升, 但仅增加 312.51 hm²; 2005—2015 年草地面积持续下降。移民初期, 主要通过大量开垦草地进行耕种, 草地面积骤减, 2000—2005 年受国家退耕还林还草政策的影响, 草地面积有所增加; 2005—2015 年间大量安置南部山区的贫困人口, 不断开垦草地进行农作物种植和安置区建设, 致使草地面积下降。水域面积在研究期间虽有波动, 但整体处于增加的变化态势, 1995—2015 年共增加了 672.19 hm², 除受气候因素影响外, 大兴水利工程、修建水坝等人类活动是促使水域面积增加的主要影响因素。建设用地面积呈先减后增的“V”型变化, 1995—2005 年建设用地面积下降, 主要原因是危房改造, 将大量危房拆迁后集中建设; 2005—2015 年随着移民工程的顺利展开, 移民数量逐年增加, 区域发展和人口数量的增加, 导致红寺堡安置区建设面积逐年扩张, 其他土地利用类型不断转化为建设用地。1995—2005 年末利用地面积不断增加, 主要是耕地撂荒和草地退化造成; 2005—2015 年移民数量的增加和区域社会经济的发展, 未利用地被合理地开发和利用, 其面积不断下降。

3.2 研究区生态风险分析

3.2.1 生态风险指标

(1) 由表 3 可知, 土地利用程度经历了由 1995 年的 221.63 增加至 2015 年的 232.18 的波动变化, 其中 1995—2000 年和 2005—2015 年间处于增加的状态, 2000—2005 年处于下降状态, 表明随着社会经济的发展, 建设用地的增加和未利用地的减少, 使得土地利用程度明显增大, 说明人类对土地の利用程度加剧, 波动变化也说明不同时期的移民工程和移民政策对安置区土地利用程度具有明显的影

响作用。耕地垦殖度先由 1995 年的 25.37% 增加至 2000 年的 32.49%, 而后下降至 2015 年的 32.47%, 移民初期的开垦种植是耕地垦殖度增加的主要原因; 2000 年开始受国家政策导向影响, 耕地面积开始减少, 耕地垦殖度下降, 2005 年移民工程持续进行, 移民数量的增加和社会经济发展的需求, 促使耕地面积增加, 耕地垦殖度不断增加。1995—2000 年植被覆盖度下降 9.03%, 主要是草地面积大量减少带来的结果; 2000—2010、2010—2015 年间植被覆盖度的上升与下降与林地面积增加量和草地的减少量密不可分。

(2) 景观多样性指数在 1995—2015 年间处于持续上升的变化态势, 由 1995 年的 0.8529 增加至 2015 年的 1.0427, 表明 20 年间红寺堡生态移民安置区整体景观的复杂程度增加。景观优势度指数由 1995 年的 0.5200 下降至 2015 年的 0.2569, 说明占优势地位的景观类型面积不断减少。主要是由于草地在研究区景观类型中占有明显的优势地位, 而耕地的开垦和安置区房屋和道路的建设占用了大量的草地面积, 使得草地的优势度降低。景观破碎度在研究期间不断增大, 主要是安置区的社会经济发展与建设使得周围土地破碎化程度加大。

综上所述, 耕地垦殖度指数、景观优势度指数和植被覆盖率指数与生态风险呈负相关, 而土地利用程度、景观多样性指数和景观破碎度指数与生态风险呈正相关。红寺堡移民安置区在生态移民前, 其生态风险来源于水资源匮乏、土地沙化和气候干旱等自然环境的干扰以及人类过度放牧、肆意开垦等人类活动。而生态移民后, 该区域的生态风险主要来源于安置区房屋、交通道路、工矿用地以及基

基础设施等建设用地不断侵略和剥夺其他土地利用类型,尤其是对林地、草地等生态用地的剥夺;除此之外,区域社会经济的发展,产业结构的调整以及相应的区域发展政策的颁布和实施也是导致区域生态风险变化的主要原因之一。

根据上述公式计算得到基于土地利用指标和景观生态指标的生态风险指数(表 3),由此可以看出,1995 年红寺堡生态移民安置区生态风险指数为 0.3972,1995—2000 年其生态风险指数上升 0.4124,而后研究区生态风险指数开始下降,2015 年生态风险度下降为 0.3235,从而可看出红寺堡生态移民安置区生态风险程度呈下降趋势。研究期间研究区生态风险度虽有明显波动,但就研究始末来看,生态风险度明显下降,主要原因是移民初期由于经验

不足,土地利用状况不合理,安置区位置选择以及建设发展具有强烈的主观性,加之移民政策导向的影响,致使安置区生态风险度增加;移民后期经验水平不断提高,土地利用及其规划不断优化升级,安置区选择及其建设和管理更加科学,其生态风险程度逐年下降。

3.2.2 生态风险空间分布 利用 ArcGIS 软件对红寺堡生态移民安置区土地利用矢量图进行裁剪,得到各乡镇的土地利用矢量图,在 ArcGIS 软件中进行空间分析,得到各个土地利用类型面积。利用生态风险指数模型计算各个乡镇的生态风险指数,为将生态风险指数空间化表达,将生态风险指数划分为五个等级,即最高风险区、较高风险区、中等风险区、较低风险区和最低风险区(图 2)。从图中可以

表 3 1995—2015 年红寺堡移民安置区生态风险指标及风险值

Table 3 Ecological risk index and risk value of Hongsibu migrants resettlement area, 1995–2015		1995	2000	2005	2010	2015
指数类型 Index type						
土地利用指数 Land use index	土地利用程度 Land use level	221.63	226.67	216.42	221.50	232.18
	耕地垦殖度 Cultivated land reclamation	25.37	32.49	27.05	29.07	32.47
	植被覆盖度 Vegetation coverage	69.03	60.00	60.55	61.03	59.92
景观格局指数 Landscape pattern index	景观多样性指数 Landscape diversity index	0.8529	0.9598	1.0325	1.0329	1.0427
	景观优势度指数 Landscape dominance index	0.5200	0.4062	0.3646	0.2974	0.2569
	景观破碎度指数 Landscape fragmentation index	1.3515	1.2755	1.3925	1.4194	1.4523
生态风险指数 Ecological risk index		0.3972	0.4124	0.3829	0.3541	0.3235

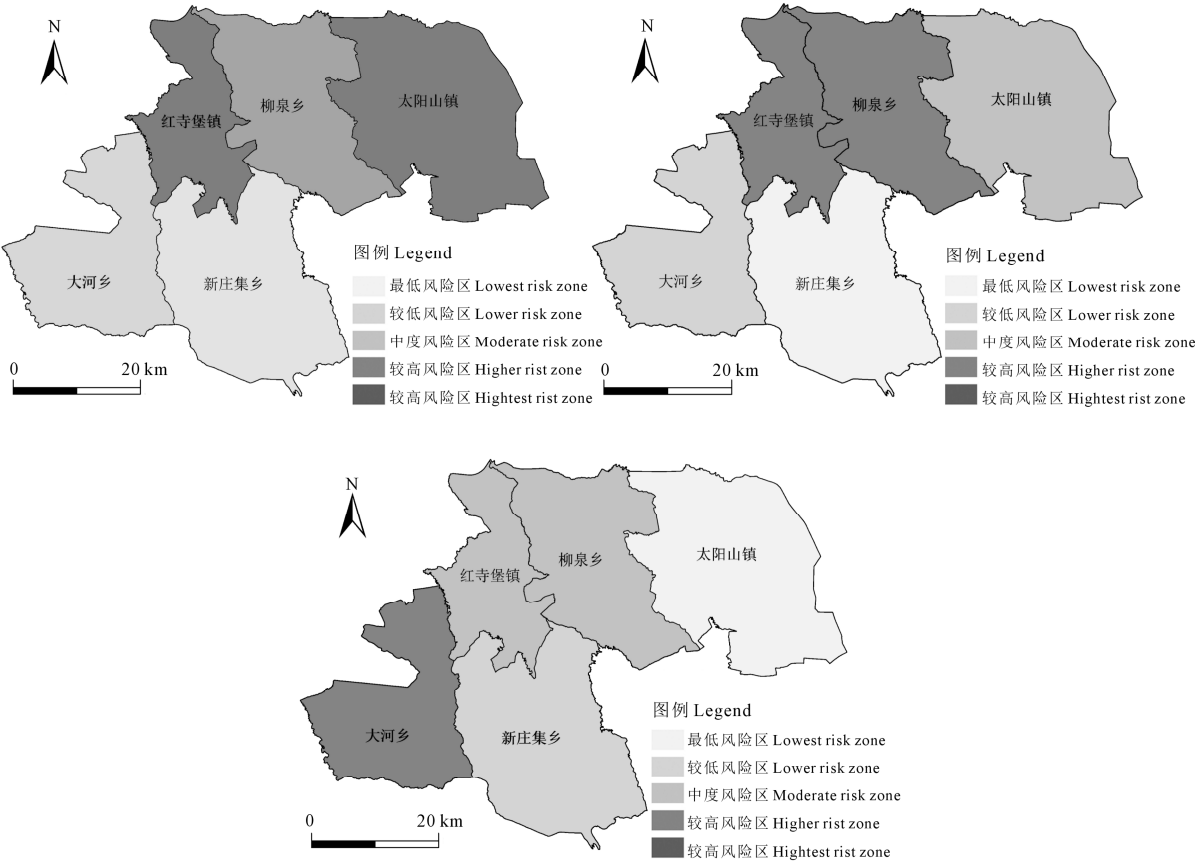


图 2 红寺堡生态移民安置区生态风险空间分布

Fig.2 Spatial distribution of ecological risk in Hongsibu ecological resettlement area

看出,1995—2015 年间,红寺堡生态移民安置区各乡镇生态风险空间分布变化较大,不同类型区间均有转换。1995 年最高风险区分布在红寺堡镇和太阳山镇,较高风险区分布在柳泉乡,而大河乡和新庄集乡则主要以中等和较低风险区为主;2005 年红寺堡生态移民安置区生态风险主要以较高和中等风险区为主,而最低风险区分布在新庄集乡;2015 年红寺堡生态移民安置区生态风险主要以中等和较低风险区为主,而大河乡以较高风险区为主,太阳山镇以最低风险区为主。1995—2005 年各乡镇生态风险均呈现下降趋势,其中,太阳山镇的生态风险水平下降最为明显,由最高风险区下降至中等风险区;主要是由于扬黄灌溉等水利工程的建立和退耕还林还草政策的实施,使得该区域生态更加安全,生态风险指数减小。2005—2015 年红寺堡生态移民安置区生态风险整体有所下降,但各乡镇不同风险类型间发生较大转换,主要是受到生态保护政策和相关移民政策驱动影响,同时与政府领导的主观性密切相关。

3.3 安置区生态风险影响分异的因素分析

地理空间要素影响生态风险的分异。基于研究期红寺堡区生态风险评价,对影响其生态风险形成的各类土地利用面积和生态风险指标因子进行分级,即采用直接等分法将耕地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地,以及土地利用程度、耕地垦殖度、植被覆盖度、景观多样性指数、景观优势度指数和景观破碎度指数等 12 项指标分为五级,分别计算各指标对生态风险分异决定力 q 值。依据地理探测器模拟可知(表 4),红寺堡区各类景观面积的变化对生态风险影响分异决定力 q 值依次为林地(0.9028)>草地(0.8469)>耕地(0.7653)>建设用地(0.7151)>水域(0.6583)>未利用地(0.5027);在 6 项生态风险评价影响指标因子中,植被覆盖度(0.9159)>土地利用程度(0.8673)>景观破碎度指数(0.8572)>耕地垦殖度(0.8236)>景观优势度指数(0.7835)>景观多样性指数(0.7249)。随着国家对生态环境保护的重视以及生态移民工程的推进,不仅要求移民安置区实现区域社会经济的发展,保障安置区移民们的生活水平和质量,同时也要注意生态建设与保护,实现自然环境系统、社会经济系统以及生态系统的可持续发展,真正实现生态移民“移得来,稳得住”的稳定局面。因此在通过扬黄灌溉工程和基本农田建设,增强农田生产能力,保障生态移民安置区经济发展和生态安全的同时,应注重安置区生态用地面积的增加与建设,如在生态移

表 4 各影响因素对生态风险分异的决定力地理探测结果
Table 4 Determinants of ecological risk differentiation among various factors on geographic exploration results

影响因子 Impact factor	决定力 q 值 Decide force q value
耕地 Cultivated land	0.7653
林地 Wood land	0.9028
草地 Grass land	0.8469
水域 Water	0.6583
建设用地 Constructional land	0.7151
未利用地 Unused land	0.5027
土地利用程度 Land use level	0.8673
耕地垦殖度 Cultivated land reclamation	0.8236
植被覆盖度 Vegetation coverage	0.9159
景观多样性指数 Landscape diversity index	0.7249
景观优势度指数 Landscape dominance index	0.7835
景观破碎度指数 Landscape fragmentation index	0.8572

民安置区居住地、农田水渠与道路两旁建设园林景观;增加绿化面积,建立绿化带等措施,以此来增加安置区植被覆盖度和降低其生态风险程度。

4 结论与讨论

红寺堡生态移民安置区在 1995—2015 年间土地利用发生巨大变化,各类土地利用类型间均出现转换。其中,耕地、林地、水域以及建设用地面积增加明显,而草地面积不断减少,未利用地面积研究期间虽有明显波动变化,但研究时段始末变化不大。草地面积下降是其他土地利用类型面积增加的主要来源,而建设用地面积增加幅度最大,成为研究区土地利用变化最显著的特征。从土地利用指数来看,红寺堡安置区土地利用程度不断加剧,耕地垦殖度增加,植被覆盖度下降明显,虽然实行退耕还林还草政策,但草地面积下降明显,而林地面积增加量远不及草地减少量。从景观指数来看,研究区景观异质性程度在增加,景观优势度明显下降,单一土地类型占主导地位的作用降低,但由于草地面积广布,故其优势度明显大于其他土地利用类型。景观破碎度指数在 1995—2015 年间不断增大,随着安置区建设的不断完善,各乡镇周边的土地不断被占用,使得各乡镇彼此之间的联系更为密切,距离更近,使其分布更为集中。但随着安置区建设的推进,大片整块分布的土地被房屋、道路、沟渠分割成为零星分布的小片状土地,分布越来越分散,土地利用趋向于破碎化。究其原因主要是安置区人口数量的增长,基础设施的不断完善以及经济水平的不断提高带动区域整体实力水平的增强,进而导致土地利用的变化。

1995—2015 年间红寺堡生态移民安置区生态

风险指数呈现下降的变化趋势。各乡镇生态风险在空间分布上具有显著差异,且不同类型风险区间转换频繁,生态风险变化缺乏规律性。主要原因是安置区建设具有很大的随机性。除此之外,安置区早期建设中安置点的选择及其建设受主要领导者主观意愿影响,缺乏合理的规划方案和行动计划也是导致安置区生态风险随机分布的主要原因。

通过地理探测器对影响红寺堡生态移民安置区生态风险因子进行探测发现,林地、草地和植被覆盖度等指标因子对安置区生态风险具有较大影响,因此通过扬黄灌溉工程和基本农田建设,增强农田生产能力,保障生态移民安置区经济发展和生态安全的同时,应注重安置区生态用地面积的增加与建设,以此来增加安置区植被覆盖度和降低其生态风险程度。随着移民工程的推进以及我国对生态环境保护和土地资源可持续利用的重视,生态环境保护政策的颁布和实施,生态保护、摆脱贫困和经济发展成为生态移民地区发展的主要方向。因此,红寺堡安置区在发展过程中不仅要追求经济实力的提升,同时也要注重生态安全的保障,将生态安全放在全区发展的重要位置。

参考文献:

- [1] 韩晓佳,王亚娟,刘小鹏,等. 基于不同利益相关者认知分析的生态移民安置区生态风险识别[J]. 应用生态学报,2017,28(09):3061-3070.
- [2] 贾耀锋. 中国生态移民效益评估研究综述[J]. 资源科学,2016,38(08):1550-1560.
- [3] 杨显明,米文宝,齐拓野,等. 宁夏生态移民效益评价研究[J]. 干旱区资源与环境,2013,27(4):16-23.
- [4] 刘红,马博,王润球. 基于可持续生计视角的阿拉善生态移民研究[J]. 中央民族大学学报(哲学社会科学版),2014,41(05):31-40.
- [5] 胡业翠,武淑芳,王静. 基于参与式调查的广西生态移民迁入区农户收入效应评价[J]. 农业工程学报,2016,32(21):264-270.
- [6] 周建,施国庆,孙中良. 基于模糊理论的生态移民安置区优化选择[J]. 生态经济,2009,(05):33-36.
- [7] 刘红. 三江源生态移民补偿机制与政策研究[J]. 中南民族大学学报(人文社会科学版),2013,33(06):101-105.
- [8] 胡金龙,周志翔,滕明君,等. 基于土地利用变化的典型喀斯特流域生态风险评估—以漓江流域为例[J]. 应用生态学报,2017,28(06):2003-2012.
- [9] 康鹏,陈卫平,王美娥. 基于生态系统服务的生态风险评价研究进展[J]. 生态学报,2016,36(05):1192-1203.
- [10] 裴欢,魏勇,王晓妍,等. 耕地景观生态安全评价方法及其应用[J]. 农业工程学报,2014,30(9):212-219.
- [11] 苏浩,吴次芳. 基于景观结构的农林交错带土地利用生态风险时空分异研究[J]. 经济地理,2017,37(05):158-165.
- [12] 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.
- [13] Paukert C P, Pitts K L, Whittier J B, et al. Development and assessment of a landscape-scale ecological threat index for the Lower Colorado River Basin[J]. Ecological Indicators, 2011,11:304-310.
- [14] 乔燕强,程文仕,乔伟栋,等. 基于相对风险模型的土地利用变化生态风险定量评价—以石羊河流域为例[J]. 中国沙漠,2017,37(01):198-204.
- [15] 周汝佳,张永战,何华春. 基于土地利用变化的盐城海岸带生态风险评价[J]. 地理研究,2016,35(06):1017-1028.
- [16] 徐兰,罗维,周宝同. 基于土地利用变化的农牧交错带典型流域生态风险评价—以洋河为例[J]. 自然资源学报,2015,30(04):580-590.
- [17] 汪滨,张志强. 黄土高原典型流域退耕还林土地利用变化及其合理性评价[J]. 农业工程学报,2017,33(07):235-245.
- [18] 冯志新,陈颖彪,千庆兰,等. 东莞市市人景观结构与连接度的协整性及因果关系[J]. 生态学报,2015,35(14):4920-4930.
- [19] 赵筱青,王兴友,谢鹏飞,等. 基于结构与功能安全性的景观生态安全时空变化—以人工园林大面积种植区西盟县为例[J]. 地理研究,2015,34(08):1581-1591.
- [20] 张利,陈影,王树涛,等. 滨海快速城市化地区土地生态安全评价与预警—以曹妃甸新区为例[J]. 应用生态学报,2015,26(08):2445-2454.
- [21] 王亚娟,王鹏,韩文文,等. 宁夏中部干旱带生态移民过程生态风险时空分异—以红寺堡区为例[J]. 干旱区地理,2018,41(04):817-825.
- [22] 王鹏,王亚娟,刘小鹏,等. 基于景观结构的生态移民安置区生态风险评价—以宁夏红寺堡区为例[J]. 生态学报,2018,38(08):2672-2682.
- [23] 肖琳,田光进. 天津市土地利用生态风险评价[J]. 生态学杂志,2014,33(02):469-476.
- [24] 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(03):410-419.
- [25] 臧淑英,梁欣,张思冲. 基于GIS的大庆市土地利用生态风险分析[J]. 自然灾害学报,2005,(04):141-145.
- [26] 叶长盛,冯艳芬. 基于土地利用变化的珠江三角洲生态风险评价[J]. 农业工程学报,2013,29(19):224-232.
- [27] 王劲峰,徐成东. 地理探测器:原理与展望[J]. 地理学报,2017,72(01):116-134.
- [28] 刘彦涛,李进涛. 中国县域农村贫困化分异机制的地理探测与优化决策[J]. 地理学报,2017,72(01):161-173.
- [29] 湛东升,张文忠,余建辉,等. 基于地理探测器的北京市居民宜居满意度影响机理[J]. 地理科学进展,2015,34(08):966-975.