

基于景观格局演变的流域生态风险评价与管控

——以贵州赤水河流域为例^{*1}

赵卫权¹ 杨振华² 苏维词¹ 李科³

(1. 贵州省山地资源研究所, 贵州贵阳 550001;

2. 贵州师范大学喀斯特研究院, 贵州贵阳 550001;

3. 英国纽卡斯尔大学生物学院, 英国纽卡斯尔市 NE17RU)

【摘要】:以岩溶地区典型流域——赤水河流域为研究对象, 以 2000、2005、2008、2013 年 4 期遥感数据为基础, 结合 ArcMap 的空间分析功能, 对流域景观格局演变过程进行分析, 构建流域生态风险评价体系与管控措施。研究表明:2000~2013 年赤水河流域无风险区、潜在风险区、轻度风险区分别由 1.66、2.95、75.41km² 上升至 5.63、21.81、115.45km², 而中度、重度风险区却分别下降了 35.6 和 40.27km²; 历年生态风险演变格局为以城乡建设用地为中心, 生态风险由轻度、中度、重度向潜在或无风险区过渡, 轻度、中度、重度主要以点状扩散或增加, 潜在及无风险区则连片分布于农田区和山地丘陵区; 基于不同生态风险区的风险源管控对策, 对建立流域生态风险预警机制、降低流域生态环境风险、维护流域生态服务功能具有十分重要的意义。

【关键词】:景观格局; 贵州赤水河; 流域; 生态风险

【中图分类号】:F171.4 **【文献标识码】:**A **【文章编号】:**1004-8227(2017)08-1218-10

DOI:10.11870/cjlyzyyhj201708012

流域作为为人类生存提供重要的物质基础和生态服务的综合地域系统^[1], 对社会经济健康、安全、稳定的发展具有不可替代的作用。然而, 随着城市化、工业化等多重人为干预的加剧, 导致流域内资源环境与生态系统的胁迫程度愈加严峻, 成为流域生态环境管控亟待解决的问题。景观格局的空间特征代表自然和人为干预对地表覆被的影响, 也势必影响生态系统的物质流、能量流、信息流的平衡性^[2], 导致区域生态风险增长, 而景观格局演变过程分析不仅为生态风险的时空特征分析提供了新的思路, 也为保护区域景观生态系统健康, 实现区域资源的合理和可持续利用提供重要科学依据^[3]。

¹ 收稿日期:2017-03-02; 修回日期:2017-05-08

基金项目:2014 年度“西部之光”人才培养计划项目 [“Western Lights” Talent Training Program in 2014]; 2016 年贵州省千层次创新型人才培养计划项目 [Thous and Level Innovative Talents Training Program of Guizhou Province in 2016]; 贵州省科技计划课题(黔科合计省合 [2014] 7010 号) [Science and Technology Project of Guizhou Province ([2014] 7010)]

作者简介:赵卫权(1982~), 男, 副研究员, 主要从事资源环境与 3S 技术应用研究. E-mail:zwq82@163.com

目前,在全球气候变化与栖息地破坏、生物多样性减少以及人类活动等多重背景下,景观格局生态风险评估将这些因素纳入流域生态风险评价中^[4, 5],并把生态系统服务功能与地表覆被格局紧密联系在一起,从景观格局的演化过程研究区域生态风险的变化,并采用多种评价指数、评价尺度对不同评价对象、评价单元的景观生态风险进行分析,丰富了流域生态风险评价模型和角度。如 Rosa 等^[6]应用相对生态风险评价模型(RRM)对流域生态环境风险进行评估;巩杰等^[7]基于土地利用变化的生境脆弱度和景观生态损失度构建了流域景观生态综合生态风险评价模型;杨沛等^[8]建立了流域综合生态风险评价的 PES R 模型(压力—效应—社会—响应),探讨了快速城市化对深圳河流域综合生态风险的影响;陈利项等^[9]借用洛伦兹曲线的理论,从距离、相对高度和坡度 3 个方面建立了不受尺度限制的景观格局评价模型——景观空间负荷对比指数。由此可见,以往生态风险评估研究在评价对象、方法和尺度上均取得明显的进展,从景观格局的角度分析区域生态风险特征,但对于岩溶地区生态风险的评估相对较少,未能将岩溶景观的破碎性纳入到生态风险评估中,导致生态风险评估结果失真。另外,对于生态风险管控对策不仅研究较薄弱,也未根据不同风险区的风险源制定相应对策,进而导致风险评价结果与具体的生态风险管理措施脱节,使风险管控对策失去指向性。

基于此,本文以赤水河流域为研究对象,在分析赤水河流域 2000~2013 年景观格局演变特征的基础上,通过景观格局演变的视角构建赤水河流域的集成式风险评价框架,定量分析近 15a 来流域生态风险的时空格局的演变过程,制定了具有针对性的生态风险管控对策,可为流域管理提供决策参考。

1 研究区概况

贵州赤水河流域(以下简称“赤水河流域”)为长江上游一级支流,流域面积达 10700.2km²,占赤水河流域总面积的 56.4%,干流全长 268.4km,主要支流有二道河、五马河、桐梓河、大同河及习水河等(图 1)。流域地处云贵高原向四川盆地过渡地带,属亚热带季风性湿润气候,多年平均气温 13.1~17.6℃,年平均降水量 749~1286mm。赤水河流域生物多样性丰富,有桫欏、苏铁、水杉、银杏、金花茶和红豆杉等国家一级保护植物和达氏鲟、白鲟、胭脂鱼等国家一级保护鱼类。赤水河流域主要涉及毕节市七星关区、大方县、赤水市等 8 个县(市、区),总人口 292.9 万,赤水河流域城镇化率平均为 25.6%^[10]。2014 年赤水河流域国民生产总值占全省生产总值 9%以上,农业为流域支柱产业,工业主要以酿酒和采掘业为主。

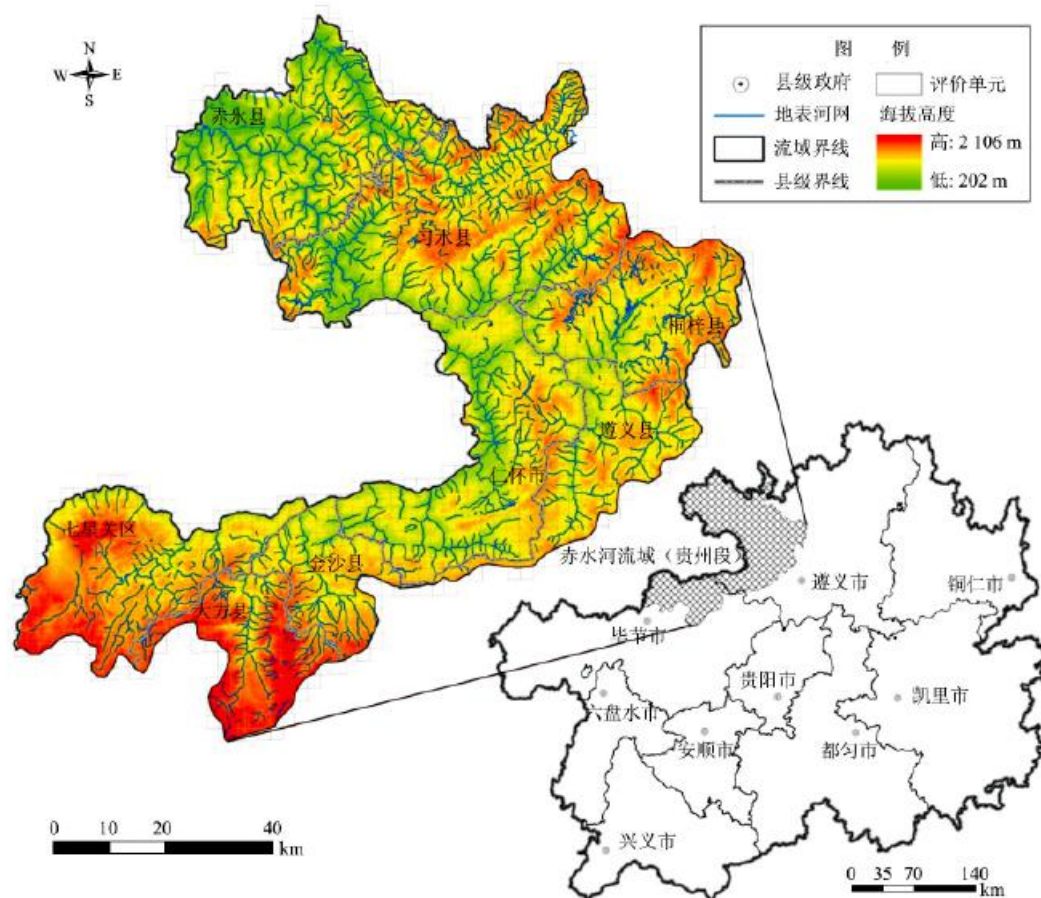


图 1 贵州赤水河流域地理概况及评价单元划分

Fig.1 Geographic Profile and Evaluation Unit Division in Chishui River Basin in Guizhou

2 材料与方法

2.1 数据来源与处理

选用研究区 2000 年 1 月 7、和 2005 年 11 月 23 日和 2010 年 12 月 19 日的 TM 影像以及 2013 年 12 月 8 日 ETM 影像为基础数据源。以 1:50000 地形图为准,采用 3 次卷积法实现影像的几何校正和配准,配准精度控制在 0.5 个像元以内,采用 Krasovsky_1940_Albers 投影坐标系,参照中科院“国土环境遥感时空信息分析与数字地球相关理论技术预研究”项目的分类标准,利用 ENVI5.0 和 ArcGIS10.1 软件将研究区景观要素分为耕地、林地、草地、水域、城乡建设用地和裸岩地等 7 种类型,作为本次研究的主要数据源(图 2)。经过高分辨率影像取样精度验证,表明土地利用分类结果的精度均高于 85%。另外,文中涉及的赤水河流域社会经济数据源于 2014 年各区县统计年鉴资料整理^[11, 12]。

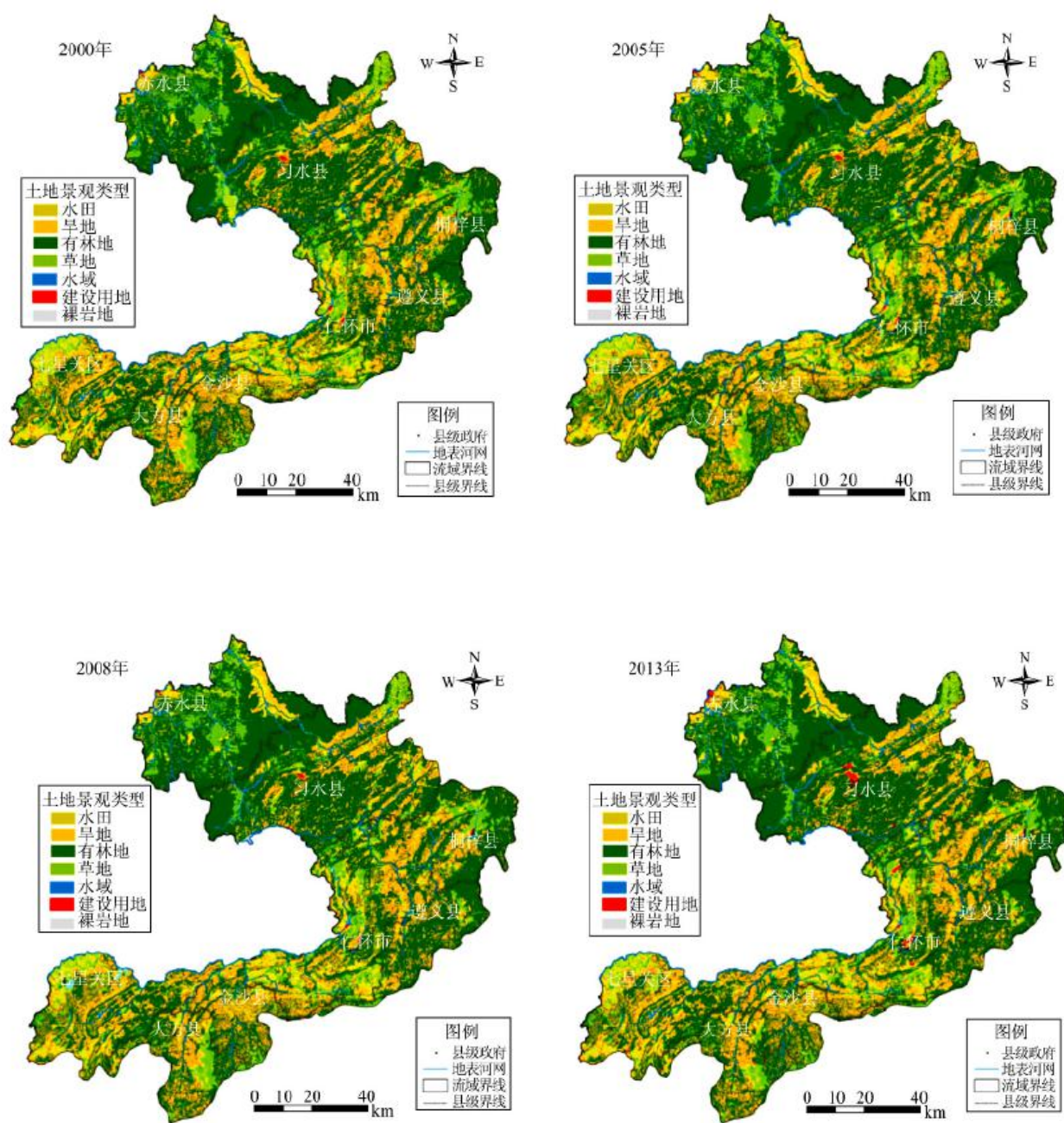


图 2 贵州赤水河流域 2000~2013 年土地利用景观类型变化

Fig. 2 Change of Land Use Landscape Type in Chishui River Basin in Guizhou During 2000–2013

2.2 基于景观格局演变的流域生态风险评价

本研究以景观生态学原理与空间统计分析方法为基础，基于景观格局指数和生态环境脆弱度指数构建了流域生态风险综合指数，结合地理信息系统的空间分析功能，确定研究区生态风险状况。

2.2.1 评价单元确定

利用 ArcGIS10.0 对研究区范围进行网格化,从而采集生态风险评价单元。按照研究区景观斑块平均面积 3 倍^[13]进行网格采样,具体采用 3km×3km 的正方形网格对赤水河流域(图 1)进行空间网格化采样,共采集评价单元小区 1453 个,分别计算每一采样评价单元(生态风险评价样本)的生态风险指数值,以此得到单元中心点的生态风险水平,作为生态风险评价空间插值分析的样本。

2.2.2 评价指数与模型

景观格局所受的干扰度越大,则景观生态系统的敏感性亦越强,抵抗外界干扰能力和自我恢复能力越弱,其生态风险也就越大^[14]。基于现有的数据和以往研究成果,本文采用景观格局指数建立一个基于多个综合景观格局指数的生态风险评价模型,量化的反映景观格局与生态风险的相关性^[15]。即通过景观破碎度、景观分离度和景观优势度构建景观干扰指数,结合景观敏感度指数建立景观损失指数,在此基础上构建景观生态风险指数。其计算公式^[16, 17]为:

$$ERI_k = \sum_{i=1}^m \frac{A_{ki}}{A_k} \sqrt{EL_i \times LV_i} \quad (1)$$

式中:ERI_k为第 k 个采样区的景观生态风险指数;EL_i为第 i 类景观生态损失指数;LV_i为第 i 类景观生态脆弱度指数;A_{ki}、A_k分别为第 k 个采样区景观类型面积和采样区面积;m 为采样区网格单元内景观类型数目;i 为耕地、林地、水体和城镇用地等 7 种景观类型。其中,EL_i用于反映不同景观类型所代表的生态系统受到干扰的程度,其值通过景观破碎度(C_i)、分离度(S_i)和优势度指数(D_i)的加权叠加来的计算得到,其计算公式如下^[18]:

$$EL_i = aC_i + bS_i + cD_i \quad (2)$$

式中:EL_i、C_i、S_i、D_i所代表的含义与上述相同;a、b、c 分别代表景观破碎度、分离度和优势度指数的权重,其对应取值参考专家咨询法和相关研究文献^[19],分别为 0.5、0.3、0.2。

为克服景观脆弱度计算过程中专家咨询法的主观性,考虑到景观要素的格局特征与自身敏感性的相关性,将景观多样性指数(SHDI)、斑块密度(PD)、聚集度指数(CONT)等指数融合成景观脆弱度指数 LV_i,其计算模型为^[24]:

$$LV_i = \sum_{i=1}^m \left| \frac{(SI_{t1} - SI_{t2}) + (PI_{t1} - PI_{t2}) + (CI_{t1} - CI_{t2})}{t1 - t2} \right| / 3 \quad (3)$$

式中:t₂、t₁分别代表第 i 个景观类型的时间间隔;SI、PI、CI 分别代表多样性指数、斑块密度指数和聚集度指数。LV_i>1,表示该研究尺度下土地利用结构变化影响强于景观变化的影响,表明结果是富有弹性的,该尺度的景观脆弱性越小;若 LV_i<1,表明结果是缺乏弹性的,景观脆弱性就越大。

2.2.3 空间自相关分析

为探究流域生态风险空间分异特征及其变化趋势,通过对流域景观生态风险自相关性分析,来确定景观类型影响下的生态风险空间聚散态势^[20],其常用指标有 Moran' s I, Geary' C 指数等。本文利用 Geoda0.9 软件通过 Moran' s I 指数分析景观

要素的空间自相关性，其表达式为^[21, 22]：

$$I = \frac{n \sum_i^m \sum_j^n w_{ij} (x_i - \bar{x}) (x_j - \bar{x})}{(\sum_i^m \sum_j^n w_{ij}) \sum_j^n (x_j - \bar{x})^2} \tag{4}$$

式中： w_{ij} 为空间权重矩阵； x_i 和 x_j 是景观要素 x 在相邻配对空间评价单元的属性值； $\bar{x}$ 为属性值的平均值。其中，Moran's I 指数是否大于 0，成为正负空间自相关和空间集聚与离散的分界线；若 Moran's I=0，则代表不存在空间自相关。

3 结果与分析

3.1 流域景观格局演变特征分析

从土地利用景观类型转移矩阵(表 1、表 2)可以发现，2000~2013 年，研究区所有景观类型面积的变幅差异明显，水田、旱地、草地面积降幅明显，林地、建设用地面积增长速度较快，水域、裸岩地面积变化较稳定。其中，耕地面积由 2000 年的 3668.52km²下降至 2013 年 3577.14km²，水田、旱地面积分别减少 49.99km²和 51.8km²，相比于耕地面积，草地面积减少趋势显著，年均下降率达 0.64%，总下降面积为 70.33km²，其因为城市建设用地和撂荒地的影响，导致耕地面积大幅减少，而退耕还林等绿化工程也使山地草地面积大幅减少。另外，建设用地面积上升幅度最大，年均上升 7.98km²，历年面积增长率达 44.52%，林地面积的增长率 119.87km²。受土地利用自身属性和不宜利用的因素影响，水域与裸岩地面积基本保持不变。

表 1 赤水河流域 2000~2013 年各景观类型的转移矩阵(km²)

Tab. 1 Characteristics of Landscape Transfer Pattern in Chishui River Basin 2000-2013

年份	2000								
	景观类型	水田	旱地	林地	草地	水域	建设用地	裸岩地	总计
2005	水田	535.79	17.18	23.74	1.95	0.11	0.13	0.01	578.90
	旱地	5.98	2 862.79	118.88	38.58	0.43	0.66	0.31	3 027.63
	林地	60.42	152.07	6 738.06	69.12	0.71	0.19	0.04	7 000.61
	草地	3.31	29.55	18.63	732.24	0.14	0.05	0.10	784.02
	水域	0.18	0.38	0.76	0.16	15.73	0.09	0	17.30
	建设用地	0.14	0.61	0.19	0.07	0.02	16.81	0	17.84
	裸岩地	0.00	0.13	0.04	0.06	0	0	5.36	5.58
	总计	605.81	3 062.71	6 900.30	812.18	17.14	17.92	5.82	11 421.71
年份	2005								
	景观类型	水田	旱地	林地	草地	水域	建设用地	裸岩地	总计
2008	水田	578.09	0	0.01	0	0	0.72	0	578.82
	旱地	0.01	3 023.42	6.83	6.4	0	0.15	0	3 036.8
	林地	0.01	0.17	6 981.02	0.23	0	0	0	6 981.43
	草地	0	0.25	6.92	776.78	0	0	0	783.96
	水域	0	0	0	0	17.28	0	0	17.28
	建设用地	0	0	0	0	0	17.84	0	17.84
	裸岩地	0	0	0	0.02	0	0	5.56	5.58
	总计	578.12	3 023.84	6 994.78	783.43	17.28	18.7	5.56	11 421.71

年份	2008								
	景观类型	水田	旱地	林地	草地	水域	建设用地	裸岩地	总计
2013	水田	553.83	6.60	8.05	0.63	0.04	8.96	0	578.12
	旱地	4.66	2 966.59	32.39	6.35	0.10	13.73	0.02	3 023.84
	林地	6.19	28.17	6 943.41	4.55	0.87	11.45	0.14	6 994.78
	草地	0.54	7.09	30.46	739.64	0.15	5.50	0.06	783.43
	水域	0.04	0.11	0.22	0.03	16.82	0.06	0	17.28
	建设用地	0.03	0.40	0.11	0.02	0.01	18.14	0	18.70
	裸岩地	0	0.04	0.03	0.01	0	0	5.48	5.56
	总计	565.30	3 008.99	7 014.67	751.23	17.99	57.85	5.69	11 421.71

表 2 2000~2013 年赤水河流域景观类型结构特征

Tab. 2 Structure Characteristics of Landscape in Chishui River Basin During 2000–2013

景观类型	水田		旱地		林地		草地		水域		建设用地		裸岩地	
	面积 (km ²)	斑块数	面积 (km ²)	斑块数	面积 (km ²)	斑块数	面积 (km ²)	斑块数	面积 (km ²)	斑块数	面积 (km ²)	斑块数	面积 (km ²)	斑块数
2000	615.87	2 556	3 063.06	4 225	6 923.27	3 189	842.27	1 172	17.2	77	17.93	90	5.82	9
2005	579.4	2 440	3 039.11	3 818	6 997.86	3 638	784.64	1 073	17.33	110	17.88	87	5.58	7
2008	578.12	2 443	3 023.84	3 780	7 014.78	3 665	781.43	1 103	17.28	109	20.57	90	5.69	7
2013	565.88	2 529	3 011.26	3 984	7 043.14	3 727	771.94	1 125	18.04	108	25.96	247	5.69	8

(1) 景观格局干预性增强

景观格局的人为干预集中体现在非自然景观(建设用地)的拓展,不同自然景观面积的增减。城市化进程的加快,必然加剧城乡建设用地的扩展,特别是城市居民点、工商业用地、基础设施的扩展逐渐跨出旧城市范围,向耕地、林地为主的乡村地区扩展。以桐梓县政府所在地的娄山关镇为例,流域建设用地格局扩展趋势主要分为两种:一是城市边缘带耕地、水田、林草地逐渐被居民住宅、工商业用地占用,导致城市景观呈面状扩展,特别是平坦坝子地、山地河谷洼地;二是乡村耕地逐渐被乡村居民建设用地和大型交通等基础设施挤占,使乡村建设用地景观呈点状、带状扩展(图 1)。2000~2013 年间,娄山关镇城镇建设用地由 3.53km²增加至 5.16km²,乡村居民点建设用地从 0.18km²上升至 0.51km²,两者年均增长面积分别为 0.33 和 0.07km²,相比之下,城镇建设用地景观面积扩展速度较快,对周边耕地、林地的占用率高。

(2) 景观破碎度加剧

从表 2 可以看出,景观类型面积与斑块数、斑块密度存在正相关性,即面积下降导致斑块数减少,如水田、旱地面积下降,使其斑块数分别减少 27 和 241 个,斑块密度下降率分别为 1.05%和 5.70%,水田斑块的平均面积则由 0.241km²下降至 0.224km²,但旱地斑块的平均面积却基本成上升趋势,而建设用地与林地的斑块数分别增长 538 和 157 个,斑块密度也分别上升了 0.05 和 0.02 个/km²。整体而言,景观类型总面积越大,斑块数量也不断增加,单个斑块面积也逐渐成缩减的趋势。

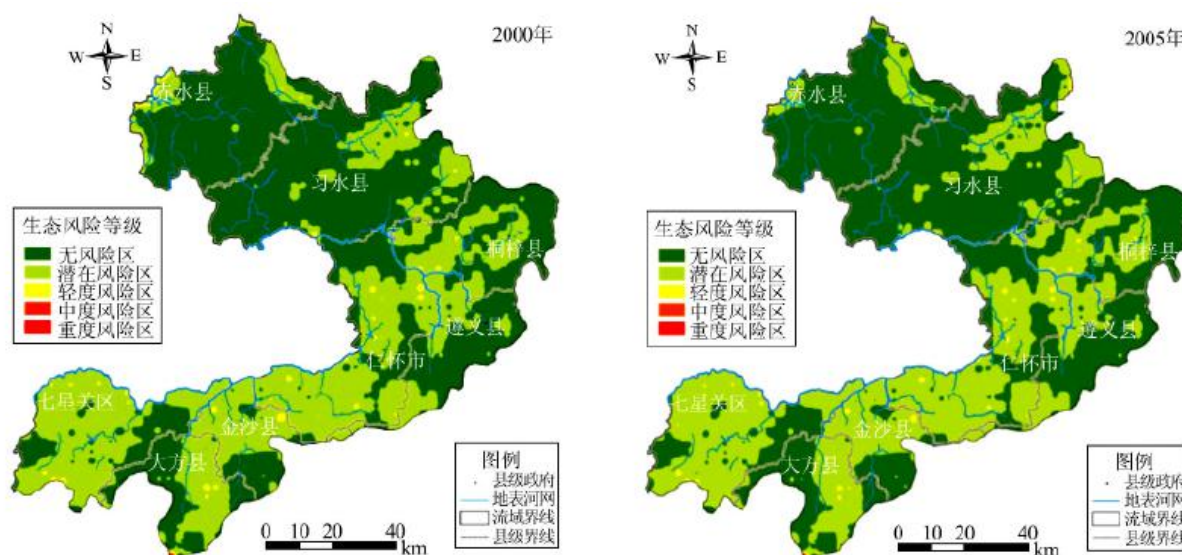
(3) 景观生态系统质量趋于提升

从生态风险的核心内涵可知,景观生态风险的风险源主要在于人为景观的增加,自然景观的减少,人类活动改变地表生态系统的格局与组成结构,从而影响生态系统的服务功能和空间分布,导致生态系统失衡,生态风险增加。从赤水河流域景观类型结构(表 2)可以发现,林地、水域等景观类型的增加,生态系统的健康程度将会提升,而耕地、草地面积减少,建设用地面积的增加将导致生态系统服务功能下降,流域整体生态风险上升。

3.2 流域生态风险的时空格局分析

生态风险的时空格局及演变特征是流域生态环境质量的直接表征，也代表生态系统受外界干扰与抗干扰能力的强弱。为了直观地描述研究区内生态风险程度的空间分布特征，将景观格局特征与生态风险评价相融合，本文利用景观生态风险指数模型和 ArcGIS10.0 软件地统计模块中 IDW 法，分析赤水河流域 2000~2013 年景观生态风险空间格局与过程特征(图 2)。然后，利用自然断点法对生态风险值进行分类，提取历年各类生态风险分布面积，为生态风险管控措施制定奠定坚实的基础。

从图 2 中可以看出，2000~2013 年流域生态风险空间格局特征为重度与中度风险区呈点状集中分布于赤水县、大方县政府驻地，轻度风险区则呈点状零散分布，与城镇建设用地集中点的吻合度较高，对应面积也呈逐渐增加的趋势。无风险区集中连片分布于属于赤水、习水、遵义和桐梓 4 个县市，即赤水河流域北段地区，而潜在生态风险区则集中分布于赤水河流域中段的金沙县、仁怀市和七星关区。其空间自相关指数(Moran' s I=0.94)也印证了该类风险分区的空间集聚性。另外，从表 2 中可知，赤水河流域无风险区面积上升的同时，中度、重度风险区面积逐渐下降，使得流域整体生态风险趋于下降，另外，轻度风险区与潜在风险区逐渐上升，一定程度上提升了生态风险指数。其中，无风险区、潜在风险区、轻度风险区面积分别增长了 3.98、18.86、40.04km²，年均增长率最高的为潜在风险区面积，达 31.71%；其因为退耕还林、石漠化综合治理等人工造林工程将陡坡旱地、草地转化成林地，林地生态系统的扩张，必然增强区域生态系统服务功能，降低生态风险指数，如 2000~2005 年间共计 212km²的耕地和 69.12km²的草地转化成林地，2008~2013 年间又有 34.36km²的耕地和 4.55km²的草地覆被变成林地景观。与此同时，中度、重度风险区的面积分别下降了 35.6 和 40.27km²，中度风险区面积年均下降率达 12.44%，成为各类生态风险中下降率最大的等级类别。其缘于耕地面积的减少，城乡建设用地的增加，导致流域生态风险等级增加。



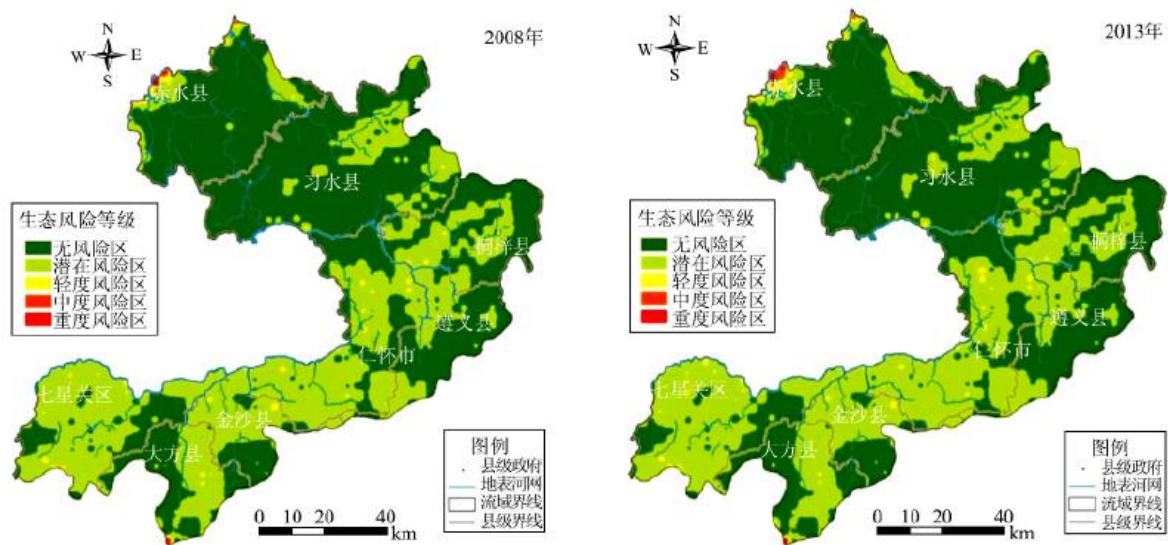


图 3 2000~2013 年赤水河流域景观生态风险格局-过程特征
Fig. 3 Landscape Ecological Risk Pattern of Chishui River Basin During 2000–2013

表 3 2000~2013 年赤水河流域生态风险结构变化特征

Tab. 3 Characteristics of Ecological Risk Structure in Chishui River Basin

年份	重度风险区 (km ²)	中度风险区 (km ²)	轻度风险区 (km ²)	潜在风险区 (km ²)	无风险区 (km ²)
2000	1.66	2.95	75.41	4 774.73	6 599.36
2005	2.20	3.84	94.74	4 815.37	6 532.94
2008	5.05	12.47	101.29	4 731.13	6 596.16
2013	5.63	21.81	115.45	4 739.13	6 559.09

3.3 生态风险管控对策分析

赤水河流域生态风险区可分成无风险区、潜在风险区、轻度风险区、中度风险区和重度风险区，不同程度的风险区不仅具有不同的生态风险源类型，也有不同的生态风险空间特征和景观格局。本文从景观格局优化的角度针对不同风险分区制定如下管控对策。

3.3.1 无风险区

无风险区主要以集中连片分布在山地丘陵区以及部分以点状分布于峰林区，其景观类型以林地(有林地、灌木林地、疏林地和其他林地)为主。无风险区的主要风险源为水土流失、石漠化和自然灾害，故在风险源管控对策中，应当以增强生态系统水土保持、生物多样性保护、气候调节等功能为目标，加强流域非岩溶区的水土流失以及岩溶地区石漠化防治，提升林地的生态服务功能，同时，应当将无风险区划入生态红线区^[23]，对无风险区执行最为严格的生态监管制度。

3.3.2 潜在风险区

耕地密集覆盖区多属于潜在风险区，其生态风险源主要包括农业面源污染、土壤肥力流失。赤水河流域涵盖岩溶与非岩溶

地貌，地表坡度大，导致坡耕地分布面积广泛，粗放式农业生产方式不仅带来了农药、化肥等污染物破坏生态环境，同时陡坡耕地也容易出现土壤组分(肥力)侵蚀，加剧潜在风险区的生态风险程度，因此，潜在生态风险区应加强土壤环境治理，减少高污染的农药、化肥的使用。

3.3.3 轻度、中度、重度风险区

由于轻度、中度和重度风险区与城乡建设用地的空间位置基本一致，表明这些风险区的风险源基本一致，即人为干扰风险源为主，主要包括人类活动对生物栖息环境的破坏，生物资源的过度掠夺以及城乡“三废”污染物，其管控对策关键在于以下三点：(1)提升建设用地区的植被覆盖率，扩展山地公园和道路、小区绿化面积；(2)控制工业和生活污染物排放，对固体废弃物进行无害化集中处理，净化废污水；(3)优化城乡建设用地布局，禁止建设用地(管理设施除外)向水生态功能区、水源涵养区、保育林区、重点旅游景区扩展，降低区域生态风险。

4 结论与讨论

4.1 主要结论

本文基于景观格局演变的空间分析，应用 ArcMap 与 ENVI 软件平台以及生态风险指数模型，对赤水河流域生态风险进行网格化定量评价，并对流域景观生态风险管控对策进行初步分析，得到以下主要结论：

(1)2000~2013 年间赤水河流域无风险区、潜在和轻度生态风险区面积逐渐扩大，中度和重度生态风险区面积不断萎缩。赤水河流域生态风险等级转换主要呈两种方式：一是轻度风险区向中度和重度风险区的转变。二是轻度风险区向无风险区和潜在风险区转变，整体上流域生态风险有逐渐提升的趋势。

(2)赤水河流域无生态区和潜在风险区分别以集中连片的方式分布于林草地覆盖区和耕地覆盖区，其变化部分多属于点状分布区，即点状无风险区易转化成点状潜在风险区。其次，轻度、中度和重度风险区以重度风险区为中心，逐渐向外围扩展，但受地形限制明显，这也表明岩溶地区生态风险格局受特殊地质地貌影响显著，同时社会经济对土地利用格局也产生了强烈干扰，导致森林覆盖率降低、水土流失加剧、湖泊和湿地生态系统功能退化，加剧了流域生态风险恶化的趋势。

(3)流域生态风险的管控措施中，关键在于针对不同风险区的风险源制定不同的生态风险管控对策，无风险区以林草地生态修复对策为主，潜在风险区以耕地生态环境保护对策为主，轻度、中度和重度风险区受人类活动干预较大，其风险管控对策以控制人类活动干预和排污为主。

4.2 讨论

流域景观生态风险评价目的是为有效开展流域生态环境治理、生态风险管理提供决策依据。本文生态风险评价采用基于景观格局演变的生态风险指数的方法，综合分析赤水流域的生态风险格局，一定程度上揭示了社会经济活动对生态系统的干扰及生态风险的影响，但现有土地景观格局无法直接评估生态系统的服务功能，也无法将生态风险与生态环境质量相联系，降低了评价结果的可靠性与真实性。另外，在生态风险管控制定上，应当以生态风险评价结果为依据，针对生态系统自身质量制定管控措施。因此，今后研究的重点是在定量分析景观生态系统的服务功能的基础，结合景观生态系统质量，评价生态风险的空间格局与变化过程，探讨不同程度的景观生态风险采取对应的风险管理和对策。

参考文献：

-
- [1] 许妍, 高俊峰, 赵家虎, 等. 流域生态风险评价研究进展 [J]. 生态学报, 2012, 32(1) : 284—292.
- 【XU Y, GAO J F, ZHAO J H, et al. The research progress and prospect of watershed ecological risk assessment [J]. Acta Ecologica Sinica, 2012, 32(1) : 284—292. 】
- [2] 董哲仁, 孙东亚, 赵进勇, 等. 河流生态系统结构功能整体性概念模型 [J]. 水科学进展, 2010, 21(4) : 550—559.
- 【DONG Z R, SUN D Y, ZHAO J Y, et al. Holistic conceptual model for the structure and function of river ecosystems [J]. Advances in Water Science, 2010, 21(4) : 550—559. 】
- [3] 张莹, 雷国平, 林佳, 等. 扎龙自然保护区不同空间尺度景观格局时空变化及其生态风险 [J]. 生态学杂志, 2012, 31(5) : 1250—1256.
- 【ZHANG Y, LEI G P, LIN J, et al. Spatiotemporal change and its ecological risk of landscape pattern in different spatial scales in Zhalong nature reserve [J]. Chinese Journal of Ecology, 2012, 31(5) : 1250—1256. 】
- [4] LANDIS W G, DURDA J L, BROOKS M L, et al. Ecological risk assessment in the context of global climate change [J]. Environmental Toxicology & Chemistry, 2013, 32(1) : 79. DOI:10. 1002 /etc. 2047.
- [5] HOPE B K. An examination of ecological risk assessment and management practices. [J]. Environment International, 2006, 32(8) : 983—995. DOI: 10. 1016 /j. envint. 2006. 06. 005.
- [6] ROSA D L, MARTINICO F. Assessment of hazards and risks for landscape protection planning in Sicily [J]. Journal of Environmental Management, 2013, 127: S155—S167. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.05.030>.
- [7] 巩杰, 谢余初, 赵彩霞, 等. 甘肃白龙江流域景观生态风险评价及其时空分异 [J]. 中国环境科学, 2014, 34(8) : 2153—2160.
- 【GONG J, ZHAO C X, XIE Y C, et al. Ecological risk assessment and its management of Bailongjiang watershed, southern Gansu based on landscape pattern [J]. Journal of Applied Ecology, 2014, 25(7) : 2041. 】
- [8] 杨沛, 李天宏, 毛小苓. 基于 PESR 模型的深圳河流域生态风险分析 [J]. 北京大学学报: 自然科学版, 2011, 47(4) : 727—734.
- 【YANG P, LI T H, MIAO X L, et al. Ecological risk analysis for Shenzhen river watershed based on pesr model [J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 2011, 47 (4) : 727—734. 】
- [9] 陈利顶, 傅伯杰, 徐建英, 等. 基于“源—汇”生态过程的景观格局识别方法——景观空间负荷对比指数 [J]. 生态学报, 2003, 23(11) : 2406—2413.
- 【CHEN L, FU B, XU J, et al. Location-weighted landscape contrast index: a scale independent approach for landscape

pattern evaluation based on Source—Sink ecological processes [J] . Acta Ecologica Sinica, 2003, 23(11) : 2406—2413. 】

[10] 黄薇, 李浩, 尹正杰. 赤水河流域生态补偿技术研究 [M] . 长江出版社, 2012.

【HUANG W, LI H, YIN Z J. Study on ecological compensation technology in chishui river basin [M] . Yangtze River Press, 2012. 】

[11] 毕节地区统计局. 毕节统计年鉴 2014 [M] . 毕节地区统计局, 2015.

[12] 遵义市统计局. 遵义统计年鉴 2014 [M] . 遵义市统计局, 2015.

[13] 苏海民, 何爱霞. 基于 RS 和地统计学的福州市土地利用分析 [J] . 自然资源学报, 2010(1) : 91—99.

【SU H M, HE A X. Analysis of land use based on RS and Geostatistics in fuzhou city [J] . Journal of Natural Resources, 2010, 25(1) : 91—99. 】

[14] 吴健生, 宗敏丽, 彭建. 基于景观格局的矿区生态脆弱性评价——以吉林省辽源市为例 [J] . 生态学杂志, 2012, 31(12) : 3213—3220.

【WU J S, ZONG M L, PENG J. Assessment of mining area' s ecological vulnerability based on landscape pattern: a case study of Liaoyuan city Jilin province of northeast China [J] . Chinese Journal of Ecology, 2012, 31(12) : 3213—3220. 】

[15] 刘世梁, 刘琦, 张兆苓, 等. 云南省红河流域景观生态风险及驱动力分析 [J] . 生态学报, 2014, 34(13) : 3728—3734.

【LIU S L, LIU Q, ZHANG Z L, et al. Landscape ecological risk and driving force analysis in Red river Basin [J] . Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(13) : 3728—3734. 】

[16] GETIS A, ORD J K. Local spatial statistics: an overview [M] . Lonley P, Batty M. eds. Spatial analysis: modeling in a GIS environment. geo — information international. Cambridge, UK, 1996. [http://www. loc. gov /catdir /toc /onix01 /96219734. html](http://www.loc.gov/catdir/toc/onix01/96219734.html).

[17] TU W. Quantitative methods and applications in GIS [J] . Crc Press Boca Raton Fl, 2008, 60 (3) : 434 — 435. DOI: 10. 1080 /00330120802115458.

[18] 章蛰. 黄河三角洲景观格局变化与生态风险评价研究 [D] . 山东师范大学, 2016.

【ZHANG Z. The study on landscape pattern change and ecological risk assessment of Yellow River delta [D] . Shangdong Normal University, 2016. 】

[19] 赵彩霞. 甘肃白龙江流域生态风险评价 [D] . 兰州大学, 2013.

-
- 【ZHANG C X, Ecological risk assessment of the Longjiang River Basin in Gansu [D] . Lanzhou University, 2013.】
- [20] 徐羽, 钟业喜, 冯兴华, 等. 鄱阳湖流域土地利用生态风险格局 [J] . 生态学报, 2016, 36(23) : 7850—7857.
- 【YU X U, ZHONG Y, FENG X, et al. Ecological risk pattern of Poyang Lake basin based on land use [J] . Acta Ecologica Sinica, 2016, 36(23) : 7850—7857. 】
- [21] 邱剑南, 侯淑涛, 范永辉, 等. 富锦市土地利用景观格局遥感分析 [J] . 测绘科学, 2015, 40(2) : 115—118.
- 【QIU J N, HOU S T, FAN Y H, et al. Analysis of land use landscape patterns in fujian based on remote sensing image [J] . Science of Surveying and Mapping, 2015, 40 (2) : 115 —118. 】
- [22] Purucker S T, Welsh C J E, Stewart R N, et al. Use of habitatcontamination spatial correlation to determine when to perform a spatially explicit ecological risk assessment [J] . Ecological Modelling, 2007, 204 (1—2) : 180 — 192. DOI: 10. 1016 /j. ecolmodel. 2006. 12. 032.
- [23] 杨世凡, 安裕伦, 王培彬, 等. 贵州赤水河流域生态红线区划分研究[J]. 长江流域资源与环境, 2015, 24 (8) : 1405—1411.
- 【YANG S F, AN Y L, WANG P B, et al. A study of ecological red-line area partitioning in the Chishui River basin in Guizhou [J] . Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2015, 24(8) : 1405—1411. 】