

道路生态风险评价方法*

——以渝宜高速重庆段为例

范科红^{1,2}, 李阳兵^{2,3}, 邵景安¹

(1. 重庆师范大学 地理与旅游学院; 2. 地理信息系统应用研究重点实验室, 重庆 400047;
3. 贵州师范大学 地理与环境科学学院, 贵阳 550001)

摘要:以渝宜高速重庆段 15 km 缓冲区为研究对象,选取 1986 年、2000 年和 2007 年 3 期遥感影像资料和 1:5 万地形图,基于景观结构中的景观干扰度指数和景观脆弱度指数构建景观生态风险指数,利用 ArcGIS 的空间分析和空间统计学中的空间自相关和插值分析方法,进行路域生态风险空间分布和梯度变化特征分析,得出如下结论:1)1986—2007 年的 21 年中,研究区生态环境质量整体有所下降,生态风险指数较高的地区有所增加;2)研究区内的生态风险度具有明显的集聚特征,生态风险度较高的地区,其相邻区域的生态风险度也较高,反之亦然;3)研究区内的生态风险度呈现出时序上的差异性,1986 年生态风险度的高值区分布主要在道路影响域西部地区,与非农建设用地分布集中的区域具有显著的空间相关性;2000 年和 2007 年生态风险度的高值区聚集在东部,这主要与道路修建的时限性有关,此外研究区东部因水位抬升而引起的一系列建设也是导致路域生态环境空间变异的重要原因。

关键词:生态风险;GIS;渝宜高速;重庆

中图分类号:X171

文献标志码:A

文章编号:1672-6693(2013)03-0028-07

近年道路的生态影响作为景观生态学研究的崭新领域和热点之一^[1-4],引起不少国内外学者的关注。Hess 和 Forman 等就道路对生物的影响^[4-5]进行了研究,Hawbake 和 Tikka 就道路对森林和草原等人为活动影响较小的区域的景观格局、土地利用变化等方面的影响^[6-9]进行了研究;国内的研究起步较晚发展较快,研究内容逐渐从单一道路发展到道路网络^[10-12],研究尺度上也扩展到区域、景观、流域尺度^[13-15]。在景观尺度上的研究,大多数学者关注道路对景观格局和土地利用影响^[16-18],而对道路生态效应的研究较少^[19-20],有关区域全面、综合、长时间尺度的生态过程的研究尚未展开,很少研究距离道路较远的缓冲区的生态效应。

重庆市山地较多,但近年道路建设发展较快,渝宜高速重庆段,由于地处三峡库区生态脆弱区,因此,研究道路对该区土地利用和景观格局的变化,进行路域生态风险评价,对协调区域人地关系具有重要的实践意义。本文在参考相关文献的基础上^[21-22],以渝宜高速公路两侧 15 km 缓冲区为研究范围,采用“3S”技

术,构建基于景观格局和过程的生态风险指数,并借助空间统计学中的相关分析方法,分析了道路影响下景观生态风险规律并提出相关保护策略,为当地景观区域生态建设、风险管理提供理论和技术支持。

1 研究区概况

研究选取的渝宜高速重庆段(重庆—巫山),属于国家重点公路杭州至兰州线(沪蓉高速),位于北纬 29°16′~北纬 31°25′,东经 106°50′~东经 109°86′,该公路西起重庆主城区,经长寿、梁平、垫江、万州、云阳、奉节等地,东至巫山等 15 个县(区),路段总长 471.5 km。随着 2010 年底渝宜高速重庆段的全线贯通,使重庆主城通往渝东北的时间大大缩短,对长江经济带

的形成和库区社会经济的发展具有重要的推动作用。研究区属于亚热带季风气候,丘陵、山地面积大。高速公路的起始段位于重庆市主城区境内,为典型的城市景观;中部通过平行岭谷地区,两侧为丘陵,公路沿线以农田和村镇景观为主;东北段处于中低山区,占全线 1/3 以上路程的中低山段公路沿线植被构成则主

* 收稿日期:2012-02-01 修回日期:2012-11-30 网络出版时间:2013-05-20 18:04

资助项目:国家自然科学基金(No. 40361004);重庆市自然科学基金(No. CSTC2010BB0322);重庆师范大学校级基金项目(No. 08XLZ12)

作者简介:范科红,女,硕士研究生,研究方向为水土保持、土地利用,E-mail:kehong0510@163.com;通讯作者:李阳兵,E-mail:li-yapin@sohu.com

网络出版地址:http://www.cnki.net/kcms/detail/50.1165.N.20130520.1804.201303.28_005.html

要以各类林地、灌丛矮林、疏林地、荒草地为主。此外,道路沿线与国道、省道、县道等道路,和长江等河流交叉或并行,因此还有典型的水生生态系统及道路景观(封三彩图1)。此外,由于地处三峡库区生态脆弱区,受三峡工程建设的影响,大量土地被淹没,加剧了道路沿线土地承载压力,对土地的过度利用导致生态环境进一步恶化。

2 数据来源与研究方法

2.1 数据来源与处理

空间数据包括1986年、2000年和2007年TM影像、研究区1:5万地形图和1:166万重庆市道路网络数据底图。通过ERDAS IMAGINE 8.5软件对遥感影像进行几何纠正、辐射纠正、坐标变换和图像增强,获得波段组合成为4、3、2(RGB)假彩色合成图像。辅以1:5万地形图及相关数据资料,确立解译标志和解译的精度。在ArcGIS 9.2工作平台上进行人机交互式的目视解译,得到1986年、2000年和2007年3期土地利用类型矢量图(封三彩图2)。通过野外调绘、核实,此次遥感解译精度在90%左右。对重庆1:5万地形图在ArcGIS中矢量化等高线,转换为TIN,再插值为DEM,基于Zonal Statistics工具统计各县域的平均海拔高度。土地利用数据库的数据由三期影像数据解译获得,并采用一级分类系统,将土地利用类型分为水田、旱地、林地、灌丛、草地、水体和建设用地共7种。

2.2 景观生态风险模型构建

本文根据景观组分的面积比例,基于干扰度指数和景观脆弱度指数,引入了景观生态风险指数,构建景观结构和区域面积的综合生态环境状况研究方法。在缺乏生态监测数据时,土地利用数据是最易于保存的信息,很多学者尝试利用景观格局特征,较准确地显示出各种生态影响的空间分布和梯度变化特征,揭示综合性生态影响的程度和分布范围^[23-24]。景观的空间结构影响着干扰的扩散和能量的转移,尤其是景观中某些具有战略性的结构退化或破坏将对整个区域生态环境产生致命的影响^[25]。

2.2.1 景观干扰度指数 根据不同景观类型在维护生物多样性、保护物种、完善整体结构和功能、促进景观结构自然演替等方面作用的差异性和抵抗外界干扰的能力不同^[24],以景观格局分析为基础,构建了景观干扰度指数 E_i 的计算公式(1)式。通过对各个指数叠加反映不同景观所代表的生态系统受到的干扰(主要是人类开发活动)程度。

$$E_i = aC_i + bS_i + cDO_i \quad (1)$$

其中,1) C_i 为景观破碎度,指景观被分割的破碎程度,它与人类活动密切相关,景观破碎化分析可在一定程度上揭示景观稳定性和人类干扰程度。公式为: $C_i = N_i/A$;式中, C_i 为景观 i 的破碎度, N_i 为景观 i 的斑块数, A 为景观的总面积。2) S_i 为景观分离度,指某一景观类型中不同斑块数个体分布的分离度^[25]。公式为: $S_i = D_i/P_i$;式中, S_i 为景观类型 i 的分离度, D_i 为景观类型 i 的距离指数, P_i 为景观类型 i 的面积指数。3) DO_i 为景观优势度,是衡量斑块在景观中重要地位的一种指标,景观优势度由斑块的频度、密度和比例决定。公式为: $DO_i = (\text{斑块的频度} + \text{斑块的密度} + \text{斑块的比例})/3$;式中,频度=斑块 i 出现的样方数/总样方数;密度=斑块 i 的数目/斑块的总数目;比例=斑块 i 的面积/样方的总面积。

根据以上公式计算出 C_i 、 S_i 、 DO_i 等指标后,对其量纲进行归一化处理。 a 、 b 、 c 为各指标的权重,且 $a+b+c=1$ 。3者在不同程度上反映出干扰对景观所代表的生态环境的影响,根据分析权衡,认为破碎度指数最为重要,其次为分离度和优势度,以上3个指数分别赋以0.5、0.3、0.2的权值。

2.2.2 景观脆弱度指数 景观生态脆弱性与各种景观类型在自然演替过程中所处的阶段有关^[26]。一般,处于初级演替阶段、食物链简单、生物多样性小的生态系统较为脆弱,该区域生态系统主要受人类活动干扰,可以通过管理输入负熵的生态系统类型,如旱地、建设用地往往较其他类型稳定,而土地利用系统向有序方向发展必须有负熵流的输入。一种景观类型脆弱性越小,其抗干扰能力越强。本区7种景观类型所代表的生态系统,以水体最为脆弱,其次是水田,建设用地最稳定。分别对7种景观类型赋以脆弱度分值:水体=7、水田=6、旱地=5、草地=4、灌丛=3、林地=2、建设用地=1,然后进行归一化处理^[25],得到各自的脆弱度指数 F_i 。

2.2.3 景观生态风险指数 根据上述所建立的景观干扰度指数和景观脆弱度指数,构建了景观生态风险指数 ERI 的计算公式(2)式。用来描述每个样地内综合生态损失的相对大小,以便通过采样方法将景观的空间格局转化为空间化的生态风险变量^[26]。

$$ERI = \sum_{i=1}^N \frac{S_{ki}}{S_k} \sqrt{E_i \times F_i} \quad (2)$$

其中 E_i 为景观类型 i 的干扰度指数; F_i 为景观类型 i 的脆弱度指数; S_{ki} 为第 k 个风险小区 i 类景观组分的面积; S_k 为第 k 个风险小区的总面积; N 为景观类型数。

2.3 研究方法

本研究根据点状栅格单元与研究区面状矢量单元相结合的单元评价方法,通过对指标变量进行空间化采样,获得各类型指标的网格分布数据。提出运用 ArcGIS 空间分析和空间自相关分析的局部自相关指标 LISA,来模拟分析研究区生态风险指数的空间分布模式。

2.3.1 评价单元设定 根据研究区范围和采样的工作量,提出点状栅格评价单元与研究区面状矢量评价单元二者相结合的方法,采用 10 km×10 km 的正方形对景观综合指数进行空间化,采样方式为等间距系统采样,该过程可以利用 ArcMap 实现,共计 157 个风险小区,计算每一样区内各类景观的生态风险综合指数,以此作为样区中心点的生态风险水平。

2.3.2 空间分析 根据(2)式和自然断点法,对每一个风险小区生态风险指数进行计算和分级统计(图 3)。按照生态风险值将风险小区分为 5 个级别,分别是低风险区(小于 0.5)、较低风险区(0.5~0.8)、中等风险区(0.8~1.1)、较高风险区(1.1~1.5)和高风险区(大于 1.5)。为了更直观地反映研究区景观指数特征的空间分布情况,将风险小区生态风险值作为中心点属性值,在 ArcGIS 的地统计模块中,采用普通 Kriging 方法进行插值,得到生态风险空间插值图(封三彩

图 4)。

2.3.3 空间自相关分析 空间自相关是测试空间某点的观测值是否与其相邻点的值存在相关性的一种分析方法^[27-28]。其中,全局空间自相关指标用于验证整个研究区域某一要素的空间模式,而局部指标反映一个局部小区域单元上的某种地理现象或某一属性与相邻局部小区域单元上同一现象或属性值的相关程度^[29-30]。由于全局 Moran's I 不能探测相邻区域之间生态风险度的空间关联模式,所以局部空间自相关系数是可选择的度量指标^[29-30]。本研究选取局部空间自相关 LISA 指数,结合(2)式得出道路沿线 157 个风险小区 1986—2007 年间生态风险度及其变化的局部空间自相关 LISA 聚集图(图 5 和图 6)。

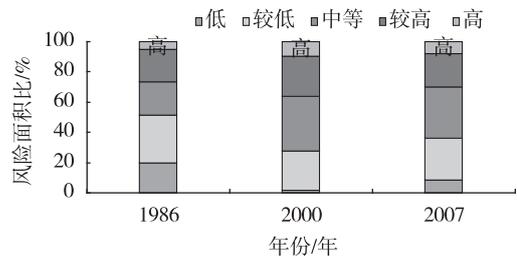


图 3 1986、2000 和 2007 年研究区生态风险面积比例的比较
Fig. 3 Comparison of area proportion of eco-risk from 1986 to 2007 in the study area

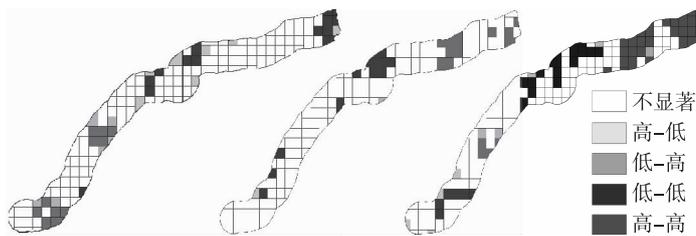


图 5 研究区 1986、2000、2007 生态风险度局部空间自相关图
Fig. 5 Location spatial autocorrelation of eco-risk in 1986, 2000 and 2007 in the study area

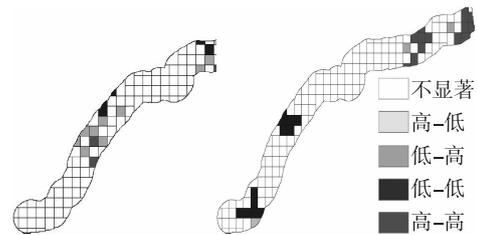


图 6 研究区 1986—2000 年、2000—2007 年生态风险度变化的局部空间自相关图

Fig. 6 Location spatial autocorrelation of eco-risk in 1986—2000 and 2000—2007 in the study area

3 结果与分析

3.1 区域生态风险度的时空动态分析

3.1.1 渝宜高速道路生态风险度的时序变化 研究区 157 个评价单元 1986 年、2000 年和 2007 年的生态风险值平均为 0.938 7、0.983 5 和 1.026 3。由图 3 可以看出,1986 年、2000 年和 2007 年各级生态风险指数的面积比例均存在一定的差异。生态风险低值区和较低值区的面积在 1986 年时占全区面积的 19.5% 和 31.7%;2000 年,上述 2 个级别的指数均出现一定减

少,其面积分别为研究区面积的 2.43% 和 26.3%;到 2007 年时,尽管研究区内上述 2 个级别的面积均呈现增加趋势,其面积分别为研究区面积的 9.36% 和 0.275%,但总体看研究区生态风险低和较低的地区面积比有所减少。

生态风险较高值区、高值区和中等风险区面积 1986 年时分别为研究区面积的 22.1%、21.7%、5.0%;到 2000 年时,研究区内上述 3 个级别的面积所占比例均呈现增加趋势,分别为 35.8%、26.9%、9.5%;而到 2007 年时,上述 3 个级别的面积又均出现

一定减少,其面积分别为研究区面积的 33.9%、21.7%、8.2%。尽管有所减少,但生态风险指数中等区和较高值区的面积占全区面积接近 60%,这说明研究区的大部分区域生态风险指数较高。

3.1.2 渝宜高速道路生态风险度的空间分布变化 从研究区 3 期生态风险指数空间插值(封三彩图 4)可以看出,1986 年生态风险性较大的区域主要分布在主城区,这种分布格局与非农建设用地分布集中的区域具有显著的空间相关性:距离建成区和郊区越近,生态风险指数越高,反之越低。主要因为这时段渝宜高速渝长段的建立及城市化的发展,主城区第二、三产业快速发展,大量的耕地、林地向风险性较高的建设用地转化以及相应的景观破碎化;而中段和东段的道路还未修建,主要是耕地面积扩大与林地减少之间的生态问题,生态风险度相对较低。

自 1997 年重庆直辖以来,随着重庆市的人口增多及城市化的发展,重庆市道路等基础建设对土地资源的需求和对沿线的分割作用日益增加,引发了一系列的生态问题并造成严重危害。与 1986 年之前相比,2000 和 2007 年高值生态风险区分布发生了明显的变化,且具有一定的相似性,其空间分布在原来的基础上明显沿渝宜高速沿线向东部的云阳县及以东扩展,扩展强度有所加强,原因在于库区移民和新县城建设。2007 年中段的长垫梁沿线生态风险明显增加,主要是由于高速道路的通道效应引起的建设用地扩展所致。

3.2 研究区生态风险度的局部空间自相关分析

从 LISA 集聚图中看(图 5),1986 年生态风险度呈现出“东—中—西”逐级升高的空间特征,局部自相关性特别显著。风险度显著“高—高”小区并不太多为 11 个,集中在以西部主城为中心的区域,包括南岸区、江北区等区域。这些单元是整个“高—高”区的核心区,也是整个重庆市经济最具活力的区域和道路建设最发达的区域。除此,垫江县域内也出现一个高值集聚区;相对于显著“高—高”区,显著“低—低”小区数为 12 个,占据中部和东部地区,包括巫山县的中山台地区以及中部万州区和云阳县北部的山地丘陵区,并且连片出现,这些区域成为生态风险度盲区不足为怪,主要源于该区道路修建此时还没通车,但与前两个区域相比,“高—低”和“低—高”小区数较少,主要集聚在中部长垫梁及万州云阳等区县。

2000 年和 2007 年生态风险度呈现出“东—中—西”逐级降低的空间特征,局部自相关性更为显著。生态风险显著“高—高”和“低—低”小区数较 1986 年有明显增加,而“高—低”和“低—高”小区数明显减少。生态

风险度的高值区明显地聚集在东部奉节和巫山的中山山脉区,并且有加强的趋势。这些地区的生态风险度高,相邻地区的生态风险度也较高,呈现出明显的集聚特征。生态风险度的低值区则聚集在研究区东部万州区和云阳县区域和中段的长垫梁路段,并有向西部主城区蔓延的趋势。分析表明:道路影响域的生态风险度空间分布的集聚性增强。

从图 6 可以看出,研究区 1986—2000 年期间大部分区域的生态风险度变化比较显著。变化较显著的区域主要集中在道路的东北部,且这些区域的生态风险度变化较大,同时相邻地区生态风险度的变化也较大。而 2000—2007 年期间大部分区域的生态风险度变化不显著。变化较显著的区域主要集中在研究区的中部垫江梁平一带,主要是被低值区包围的低值区。

4 渝宜高速公路建设对生态风险影响

缓冲区分析是以点、线、面实体为基础,自动建立其周围一定宽度范围内的缓冲区多边形图层,然后建立该图层与目标图层叠加,进行分析而得到所需结果。为了分析公路建设对景观生态风险的影响,在道路两侧设定系列缓冲区,缓冲区范围依次是:1、2、3、4、5、7、10 和 15 km。由表 1 可以看出,在缓冲区范围内,耕地、灌丛、草地和林地等景观类型斑块数多,3 者面积占缓冲区总面积 95% 以上,水体和建设用地土地斑块数和面积比较少。

表 1 不同景观类型道路 15 km 缓冲区内的斑块数和面积比
Tab.1 Patch numbers and area ratio of different landscape types in road buffers

地类	时间					
	1986 年		2000 年		2007 年	
	斑块数 N/个	面积比 /%	斑块数 N/个	面积比 /%	斑块数 N/个	面积比 /%
水田	2 513	21.26	2 731	21.08	2 623	20.30
旱地	6 610	35.79	7 951	34.41	7 680	33.32
有林地	1 130	18.04	2 454	17.31	2 314	18.27
灌丛	1 967	11.17	4 038	11.58	3 932	11.22
草地	1 647	9.64	2 906	10.71	2 877	9.80
水体	518	2.73	394	2.74	673	3.28
建设用地	375	1.37	771	2.17	1 802	3.81

计算高速公路系列缓冲区内景观破碎度(C_i)、景观分离度(S_i)和景观优势度(DO_i),根据公式,建立基

于景观格局的景观干扰度指数(E_i)。分析不同缓冲区内景观干扰度风险指数的变化趋势(图 7),发现不同的景观类型变化趋势差异较大。

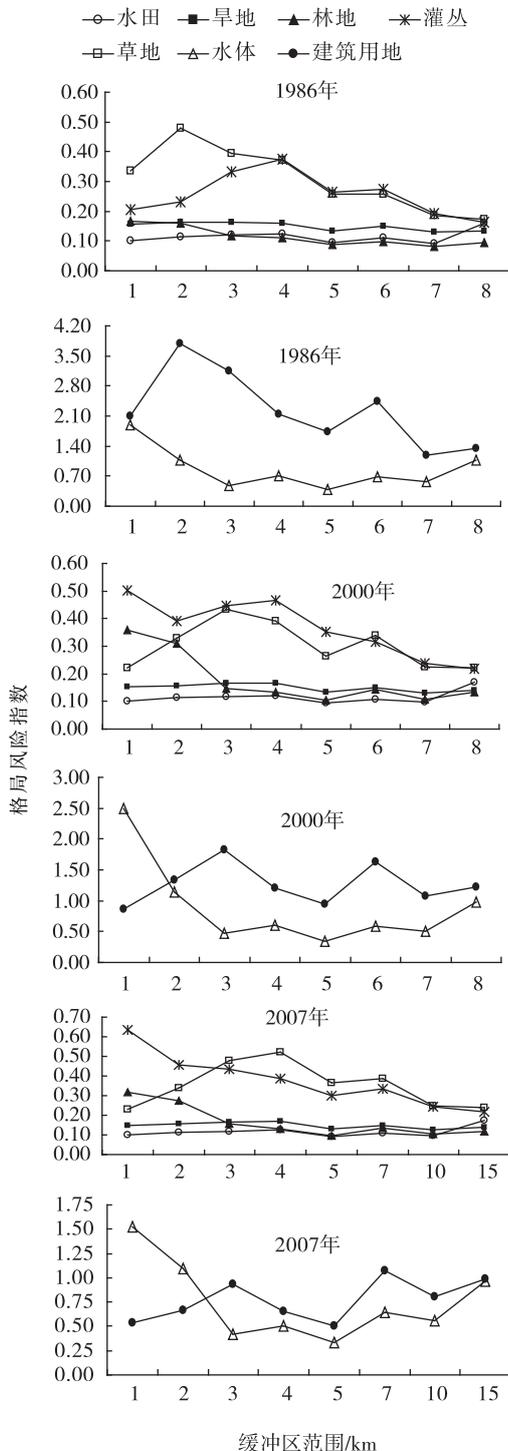


图 7 不同景观类型道路缓冲区内干扰度风险指数
Fig. 7 Landscape ecological pattern risk indices of different landscape types in road buffers

由图 7 可以看出,在 1 km 缓冲区以外,道路林地、耕地和灌丛的干扰度风险指数都有随着距离的增加而下降的趋势,说明林地、耕地和灌丛景观格局变化

受道路影响较大,而草地的干扰度风险指数先升后降的过程,说明草地的景观格局受其它因素影响大;3 个时期的所有道路水体和建设用地的干扰度风险指数都大于其余 5 种景观类型,不同时期的所有缓冲区内,前者 2 种景观类型平均干扰度风险指数约是后者的 10 倍,说明道路附近的水域和建设用地破碎化严重、分离度高、优势度低;1986—2007 年间在不同道路缓冲区内 的 7 种景观类型按干扰度风险指数由小到大排列为:1986 年时林地、水田、旱地、灌丛、草地、水体、建设用地;2000 年和 2007 年时水田、旱地、林地、草地、灌丛、水体、建设用地。在不同时期道路缓冲区中水田的干扰度风险指数最小,建设用地干扰度风险指数最大。

5 结论

本研究基于景观结构和过程构建了景观干扰度指数、景观脆弱度指数和生态风险指数,能较好地反映研究区的生态风险状况。研究表明 1986—2007 年间,随着渝宜高速道路的相继建设,研究区生态环境质量整体有所下降,生态风险指数较高的地区有所增加。局部空间自相关 LISA 分析结果表明,1986—2007 年,研究区生态风险指数空间分异明显,且高值区和低值区呈现出向相反方向集聚发展的特征,主要是因为渝宜高速道路修建的时限性所致,此外渝宜高速道路所处的典型三峡库区脆弱带,库区大量的移民迁移也会导致道路沿线地区的生态问题。由于道路的驱动作用,明确区分道路直接的生态影响和人类活动带来的生态影响较为困难。研究中运用空间统计学探讨道路风险小区的生态风险的状况,是一项尝试性的工作,由于道路所带来的生态风险评价处于起步阶段,许多具体问题,如地形地貌的影响、水系分布、道路等级的单一性、匝道口效应、道路影响域和生态风险小区的大小问题有待进一步补充和完善。

参考文献:

[1] 宗跃光,周尚意,彭萍,等. 道路生态学研究进展[J]. 生态学报, 2003,23(11):2396-2405.
Zong Y G, Zhou S Y, Peng P, et al. Perspective of road ecology development [J]. Acta Ecologica Sinica, 2003, 23(11): 2396-2405.

[2] 李月辉,胡远满,李秀珍,等. 道路生态研究进展[J]. 应用生态学报, 2003,14(3):447-452.
Li Y H, Hu Y M, Li X Z, et al. A review on road ecology [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2003, 14(3): 447-452.

[3] 李秀珍. 从第十五届美国景观生态学会看当前景观生态

- 学发展的热点和前沿[J]. 生态学报, 2000, 20(6): 1113-1115.
- Li X Z. Prospect of the development of landscape ecology's focus and frontline from U. S. A. 15th landscape ecology annual conference[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2000, 20(6): 1113-1115.
- [4] Forman R T T. Road ecology: a solution for the giant embracing US[J]. *Landscape Ecology*, 1998, 13: m-V.
- [5] Hess G. Book review[J]. *Landscape Ecology*, 2004, 19: 563-565.
- [6] Forman R T T, Alexander L E. Roads and their major ecological effects[J]. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1998, 29: 207-231.
- [7] Hawbaker T J, Radelof V C, Himmer R B, et al. Road density and landscape pattern in relation to housing density, land ownership, land cover, and soils[J]. *Landscape Ecology*, 2004, 20: 609-625.
- [8] Tikka P M, Htigmander H, Koski P S. Road and railway vergeserve as dispersal corridors for grassland plants[J]. *Landscape Ecology*, 2001, 16: 659-666.
- [9] Tinker D B, Resor C A C, Beanvais G P, et al. Watershed analysis of forest fragmentation by clearcuts and roads in a Wyoming forest [J]. *Landscape Ecology*, 1998, 13: 149-165.
- [10] 高峻, 宋永昌. 上海西南城市干道两侧地带景观动态研究[J]. *应用生态学报*, 2001, 12(4): 605-609.
- Gao J, Song Y C. Landscape dynamics of two lands along male arban in southwestern Shanghai[J]. *Applied Ecology*, 2001, 12(4): 605-609.
- [11] Liu S L, Cui B S, Dong S K, et al. Evaluating the influence of road networks on landscape and regional ecological-risk—a case study in Lancang River Valley of Southwest China[J]. *Ecological Engineering*, 2008, 34: 91-99.
- [12] Fu W, Liu S L, Dong S K, et al. Effect of road networks on regional landscape[C]//Li S C, Wang Y J, Cao F X. *Progress in Environmental Science and Technology*. Beijing: Science Press, 2009: 114-119.
- [13] 刘世梁, 温敏霞, 崔宝山, 等. 基于网络特征的道路生态干扰——以澜沧江流域为例[J]. *生态学报*, 2008, 28(4): 1672-1680.
- Liu S L, Wen M X, Cui B S, et al. Definition and spatial differentiation of road-effect zone: a case study in Lancang river valley[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(4): 1672-1680.
- [14] 刘世梁, 温敏霞, 崔宝山, 等. 道路网络扩展对区域生态系统的影响——以景洪市纵向岭谷区为例[J]. *生态学报*, 2006, 26(9): 3018-3024.
- Liu S L, Wen M X, Cui B S, et al. Effects of road networks on regional ecosystems in Southwest mountain area: a case study in Longitudinal Range-Gorge Region of Jinhong[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2006, 26(9): 3018-3024.
- [15] 刘佳妮, 李伟强, 包志毅. 道路网络理论在景观破碎化效应研究中的运用——以浙江省公路网络为例[J]. *生态学报*, 2008, 28(9): 4352-4362.
- Liu J N, Li W Q, Bao Z Y. Application of road network theory in studying ecological effects of landscape fragmentation: a case study with the road network of Zhejiang Province[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(9): 4352-4362.
- [16] 张懿锂, 阎建忠, 刘林山, 等. 青藏公路对区域土地利用和景观格局的影响——以格尔木至唐古拉山段为例[J]. *地理学报*, 2002, 57(3): 253-266.
- Zhang Y L, Yan J Z, Liu L S, et al. Impact of Qinghai-Xizang highway on land use and landscape pattern change: from Golmud to Tanggulashan Pass[J]. *Acta Geographica Sinica*, 2002, 57(3): 253-266.
- [17] 李双成, 许月卿, 周巧富, 等. 中国道路网与生态系统破碎化关系统计分析[J]. *地理科学研究*, 2004, 23(5): 78-85.
- Li S C, Xu Y Q, Zhou Q F, et al. Statistical analysis on the relationship between road network and ecosystem fragmentation in China [J]. *Progress in Geography*, 2004, 23(5): 78-85.
- [18] 温敏霞, 刘世梁, 崔宝山, 等. 澜沧江流域云南段道路网络对生态承载力的影响研究[J]. *环境科学学报*, 2008, 28(6): 1241-1248.
- Wen M X, Liu S L, Cui B S, et al. Effect analysis of road network on ecosystems capacity in Lancangjiang river valley[J]. *Acta Scientiae Circumstantise*, 2008, 28(6): 1241-1248.
- [19] 刘世梁, 崔宝山, 杨志峰, 等. 道路网络对澜沧江流域典型区土地利用变化的驱动分析[J]. *环境科学学报*, 2006, 26(1): 162-167.
- Liu S L, Cui B S, Yang Z F, et al. Driving effect analysis of regional land use change in Lancangjiang river valley[J]. *Acta Scientiae circumstantise*, 2006, 26(1): 162-167.
- [20] 刘晶晶, 李小敏, 海热提·涂尔逊. 快速轨道交通规划环境影响评价方法及实例研究[J]. *环境科学研究*, 20(2): 136-140.
- Liu J J, Li X M, Hairer Tursun. The method of environmental impact assessment of urban rail transit planning and the case study[J]. *Research of Environmental Sciences*, 2000, 20(2): 136-140.
- [21] 阎建忠, 张懿锂, 刘林山. 高原交通干线对土地利用和景观格局的影响——以兰州至格尔木段为例[J]. *地理学报*, 2003, 58(1): 34-44.
- Yan J Z, Zhang Y L, Liu L S. Main effect of plateau traffic on land use and landscape pattern change: from Lanzhou to Golmud[J]. *Acta Geographica Sinica*, 2003, 58(1): 34-44.

- [22] 朱建军,崔宝山,姚华荣,等. 纵向岭谷区公路沿线土地利用变化与扩展效应[J]. 自然资源学报,2006,21(4):508-515.
Zhu J J, Cui B S, Yao H R. Landuse changes and expansion effects caused by road construction in longitudinal range-gorge region [J]. Journal of Natural Resources, 2006, 21(4): 508-515.
- [23] 王根绪,程国栋. 荒漠绿洲生态系统的景观格局分析——景观空间方法与应用[J]. 干旱区研究,1999,16(3):6-11.
Wang G X, Cheng G D. Study on the landscape pattern of a desert-oasis ecological system; a spatial grid method and its application [J]. Arid Zone Research, 1999, 16(3): 6-11.
- [24] Pickett S T, Cadenasso M L. Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems [J]. Science, 1995, 269: 331-334.
- [25] 张金屯,邱扬,郑凤英. 景观格局的数量研究方法[J]. 山地学报,2000,18(4):364-352.
Zhang J T, Qiu Y, Zheng F Y, et al. Quantitative methods in landscape pattern analysis [J]. Journal of Mountain Science, 18(4): 364-352.
- [26] 许学工,林辉平,付在毅,等. 黄河三角洲湿地区域生态风险评价[J]. 北京大学学报:自然科学版,2001,37(1):111-120.
Xu X G, Lin H P, Fu Z Y, et al. Ecological risk assessment of wetland in the Huanghe River Delta [J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 37(1): 111-120.
- [27] 陈利顶,傅伯杰. 黄河三角洲地区人类活动对景观结构的影响分析——以山东省东营市为例[J]. 生态学报,1996,16(4):337-344.
Chen L D, Fu B J. Landscape analysis of Yellow River Delta: a case study in Dong Ying [J]. Acta Ecologica Sinica, 1996, 16(4): 337-344.
- [28] 陈鹏,潘晓玲. 干旱区内陆河流域区域景观生态风险分析——以阜康三工河流域为例[J]. 生态学杂志,2003,22(4):116-120.
Chen P, Pan X L. Ecological risk analysis of regional landscape in inland river watershed of arid area—a case study of Sangong River Basin in Fukang [J]. Ecology, 2003, 22(4): 116-120.
- [29] Getis A, Ord J K. Local spatial statistics; an overview [C] // Lonley P, Batty M, Spatial Analysis; Modeling in a GIS Environment. Cambridge, UK: Geoinformation International, 1996.
- [30] Anselin L. Local indicators of spatial association [J]. Geogr Anal, 1995, 27: 93-115.

Resources, Environment and Ecology in Three Gorges Area

Regional Eco-risk Analysis of Highway: A Case Study of Yu-Yi Highway in Chongqing

FAN Ke-hong^{1,2}, LI Yang-bing², SHAO Jing-an¹

(1. College of Geographical Science; 2. The Key Laboratory of GIS Application Research, Chongqing Normal University,

Chongqing 400047; 3. School of Geography and Environmental Sciences, Guizhou Normal University, Guiyang 550001, China)

Abstract: This paper describes a case study of eco-risk appraisal in the Yu-Yi Highway of Chongqing, with its' 15km buffer area as the research object. The appraisal was conducted based on landscape disturbance index and landscape fragility. Spatial distribution and gradient differentiation characteristics of the eco-risks in the study area were analyzed by means of spatial statistics like spatial autocorrelation and sub-analysis of variance. Conclusions from the study are as follows: 1) Eco-environment quality dropt to a small extent while the area with high eco-risk enlarged in the period from 1986 to 2007 in road area; 2) Eco-risk degree of the study area was obvious agglomeration, ecological risk in higher areas, the adjacent region of ecological risk is higher, and vice versa; 3) Eco-risk degree of the study area showed a spatial differentiation in a long time region, eco-risk degree in the west of road area and its peripheral regions were high in 1986, which has a significant spatial correlation with non-agricultural construction land concentrated distribution area; but the high value area of eco-risk index' s of 2000 and 2007 gathered in the east, with the reason of time limit in road construction, in addition to the east of Three Gorges Reservoir area to start construction is also the cause of road ecological environment spatial variability.

Key words: eco-risk; GIS; Yu-Yi Highway; Chongqing

(责任编辑 黄颖)