

# 疏勒河流域景观生态风险评价与生态安全格局优化构建

潘竟虎\* 刘 晓

(西北师范大学地理与环境科学学院, 兰州 730070)

**摘 要** 以疏勒河流域为研究区域, 利用 RS 和 GIS 技术, 建立基于景观格局的景观生态风险指数, 分析研究区域内景观生态风险的时空变化特征和聚集模式。利用最小累积阻力模型, 以自然保护区、水域、林地等作为生态“源地”, 以生态安全水平、海拔和坡度作为阻力因子生成阻力面, 构建流域生态安全格局, 识别潜在廊道和节点, 建立优化后的生态安全网络。结果表明: 疏勒河流域北部的生态风险高于南部, 生态风险水平在 30 年间有所改善, 1980—1995 年生态风险等级退化的区域主要位于流域西南部和东部; 1995—2010 年等级退化的区域面积小于 1980—1995 年。景观生态风险指数在空间上呈正的自相关性, 30 年间空间自相关程度有所减弱, 空间趋同性逐渐降低。优化后的生态网络将生态源地、潜在廊道和节点等景观组分结合, 充分利用已有的河流水系, 打通廊道, 避开城镇工矿用地和交通干线, 并在生态脆弱区设置关键点作为物种扩散的“踏板”。

**关键词** 景观生态风险评价; 空间自相关; 最小累积阻力; 生态安全; 疏勒河

**Landscape ecological risk assessment and landscape security pattern optimization in Shule River Basin.** PAN Jing-hu\*, LIU Xiao (College of Geographic and Environmental Sciences, Northwest Normal University, Lanzhou 730070, China).

**Abstract:** Taking Shule River Basin as a case, this paper analyzed landscape ecological risk variability by establishing a risk index based on landscape pattern and process using GIS and RS technology. Spatial-temporal processes and aggregation characteristics of ecological risk were analyzed. Minimum cumulative resistance model was used to build river basin ecological security pattern with taking natural reserves, waters, forest lands as the “source”, and ecological security level, elevation and slope as resistance factors to generate resistance surface. The potential corridors and nodes were identified and the optimized ecological security network was established. Results showed that the ecological risk level in the north of Shule River Basin was higher than that in the south. In general, the ecological security level in the Shule River Basin had been improved in recent 30 years. From 1980 to 1995, the areas of Shule River Basin with degraded ecological security level were mainly located in the southwest and the east; the area with degraded ecological security level during 1995–2010 was less than that during 1980–1995. The landscape risk index presented a positive spatial autocorrelation. The spatial autocorrelation degree weakened during the past 30 years, which indicated a reduction in spatial convergence. The optimized ecological network made full use of the existing river system to get through the corridors, and avoid urban industrial land, mining land and transportation lines. Also, the optimized ecological network combined ecological source region, potential corridors, potential nodes and other landscape components, and set up key points in the ecologically fragile regions as the “pedals” of species dispersal.

**Key words:** landscape ecological risk assessment; spatial autocorrelation; minimum cumulative resistance; ecological security; Shule River.

国家自然科学基金项目(41361040)和甘肃省高校基本科研业务费项目(2014-63)资助。

收稿日期: 2015-07-10 接受日期: 2015-12-04

\* 通讯作者 E-mail: panjh\_nwnu@nwnu.edu.cn

景观生态风险评价是生态风险评价在区域尺度上的重要分支领域,系指在自然或人为因素影响下景观格局与景观生态过程间的相互作用,可能产生的不良结果(彭建等,2015)。景观生态风险评价以景观的空间格局与生态过程耦合关联的视角,强调景观风险的时空差异和格局的尺度效应,有利于综合反映多源风险的空间分布。因此,景观生态风险评价因其过程分析的多角度、多尺度、多级别、多重影响关系的优势,可为区域综合生态风险的评估和防范提供决策参考,并为区域景观格局的管理和优化提供依据(阳文锐等,2007;彭建等,2015)。

景观生态风险评价研究起源于20世纪90年代,近年来,随着景观生态学格局-尺度-功能-驱动力的范式在地理学等学科领域的广泛应用,学者们开展了许多卓有成效的研究探索(Peng *et al.*, 2015)。从评价对象的类型看,既有行政区(杨永峰等,2010)、湖泊周边(贡璐等,2007)、流域(巩杰等,2014a)、城市地域(李景刚等,2008)、沿海地区(Liu *et al.*, 2012)等人类活动较为剧烈的区域,也有湿地(Malekmohammadi *et al.*, 2014)、矿区(郭美楠等,2014)、风力发电区(刘哲等,2014)和自然保护区(Gaines *et al.*, 2004)等生态敏感地区。从评价单元的景观意义看,涵盖行政区(杨永峰等,2010)、小流域(巩杰等,2014b)、风险小区(杨克磊等,2008)和风险栅格,愈加重视评价单元的地理意义。从评价方法看,可分为基于景观风险源-汇理论的方法和基于景观生态格局的方法。从评价模型的指数化途径看,包括景观格局风险指数、土地利用类型风险指数和驱动力-压力-状态-暴露-影响-响应风险指数等3类(张秀娟等,2012)。但由于景观生态风险评价的生态学内涵尚不明晰,缺乏完善的方法论体系,因此在解决实践问题时常常方向不清。特别是在作为重要应用出口的景观规划和景观格局优化上,面临设计依据不足、机理解释匮乏的困境。

作为我国“两屏三带”的枢纽地区,河西内陆河流域承担着水源涵养和荒漠化防治的重大责任。国务院于2014年1月审议通过了甘肃省建设国家生态安全屏障综合试验区的方案,围绕这一方案,甘肃省以三大内陆河(疏勒河、黑河、石羊河)流域和哈尔腾苏干湖水系为重点,构建河西内陆河生态安全屏障。但目前大多数研究案例集中在黑河和石羊河流域(王若凡等,2013;张学斌等,2014),对疏勒河流域的相关研究并不多见。基于以上原因,本文依

据景观格局指数构建生态安全评价模型,划分风险小区对流域的生态风险进行评价,分析生态风险度的时空演变;利用最小累积阻力(MCR)模型,构建流域生态安全格局,识别潜在廊道和节点,建立优化后的生态安全网络,从而为流域的生态安全保障提供建议和对策。

## 1 研究区概况

疏勒河流域位于甘肃省河西走廊西端,介于 $92^{\circ}11'E-98^{\circ}30'E$ , $38^{\circ}00'N-42^{\circ}48'N$ 。疏勒河发源于祁连山西段托来南山与疏勒南山之间,以昌马峡划分上中游,至瓜州县双塔水库以下为下游,尾间是间歇性河道。干流全长670 km,流域总面积 $4.13 \times 10^4 \text{ km}^2$ 。地势南高北低、东高西低,地形可分为3部分,南部是祁连山地褶皱带,中部为河西走廊拗陷带,北部是马鬃山块断带。属暖温带干旱区气候,日照时间长,降水量少,蒸发旺盛。多年平均降水量仅36.8~61.8 mm,年蒸发量高达2490.6~3522.3 mm。年日照时数为3000~3300 h,年平均气温为6.9~9.3 $^{\circ}\text{C}$ 。地表年径流量 $0.82 \times 10^8 \text{ m}^3$ ,有昌马灌区、双塔灌区和花海灌区3个灌溉区。土壤以灰棕漠土与棕漠土为主,天然植物以半灌木和草类植物为主,分为农业绿洲、沼泽、草甸以及荒漠植物4大类型,生态环境十分脆弱。2012年末,流域总人口52.17万,其中农业人口30.63万;地区生产总值318.05亿元。

## 2 数据与方法

### 2.1 数据来源与处理

1980、1995和2000年3期1:10万土地利用矢量数据、河流水系、水库等数据来源于寒区旱区科学数据中心(<http://westdc.westgis.ac.cn>);2005和2010年2期Landsat TM遥感影像来源于美国地质调查局网站(<http://earthexplorer.usgs.gov>),空间分辨率为30 m,影像轨道号/行号分别为135/32、136/31、136/32、136/33、137/30、137/31、137/32、138/32、138/33,每期9景,成像时间均集中在植被覆盖度最高的7—9月,影像的平均含云量低于10%。DEM数据来源于地理空间数据云(<http://www.gsccloud.cn>)。栅格大小为90 m。水文资料与疏勒河流域保护物种来源于甘肃省疏勒河流域水资源管理局(<http://www.gsslh.cn>)和黄委黑河流域管理局黑河网(<http://www.yellowriver.gov.cn>)。社会经济数

据来源于甘肃统计年鉴。疏勒河流域自然保护区名录(截止 2012 年底)来自于环境保护部网站 (<http://sts.mep.gov.cn>)。

土地利用类型的划分主要以 2007 年全国《土地利用现状分类》(GB/T 21010—2007) 为依据,并结合研究区生态环境的现状以及疏勒河流域未利用地面积过于庞大的实际,将沙地、戈壁、盐碱地、沼泽地等地类从未利用地中单独分出作为一级地类。以 2000 年的土地利用图为基础,对遥感影像进行人机交互修编解译,得到 2005 和 2010 年土地利用现状图。利用监督分类和目视解译形成栅格土地利用景观分类图,最小制图单元为 6 个像元。验证时抽取 2% 的图斑实地评价,建立混淆矩阵。2005 和 2010 年解译结果的总精度分别为 89.7% 和 87.3%, Kappa 系数分别为 0.816 和 0.839, 能够满足大区域宏观景观格局分析的需求。所有的空间数据经高斯-克吕格投影处理后转换到相同的 1980 西安坐标系。

## 2.2 景观生态风险评价模型

基于流域生态系统的景观类型,选择景观干扰度指数、脆弱度指数和损失度指数建立景观生态风险评价模型,研究流域景观生态风险的空间分布及演变。

**2.2.1 景观干扰度指数** 景观干扰度是对由不同景观所代表的生态系统受到干扰的程度的反映,可用景观破碎度、景观分离度和景观分维数表示 (Peng *et al.* 2010):

$$E_i = aC_i + bN_i + cF_i \quad (1)$$

式中  $E_i$  是景观干扰指数,  $C_i$  是景观破碎度,  $N_i$  是景观分离度,  $F_i$  是景观分维数,  $a$ 、 $b$ 、 $c$  分别为破碎度、分离度和分维数的权重 ( $a+b+c=1$ ), 根据相关研究 (巩杰等, 2014b), 结合研究区的实际状况, 分别赋值为 0.5、0.3 和 0.2。

景观破碎度指数用来描述整个生态系统或者其组成部分在受到自然或人为干扰之后的破碎程度, 公式为 (Peng *et al.* 2010):

$$C_i = \frac{n_i}{A_i} \quad (2)$$

式中  $A_i$  是景观类型  $i$  的面积,  $n_i$  是斑块数目。

景观分离度指是景观类型的斑块在空间分布上的离散程度, 数值越大说明分布越分散, 不同景观类型之间相互演替的速度就越频繁。公式为 (Peng *et al.* 2010):

$$N_i = \frac{1}{2} \times \sqrt{\frac{n_i}{A}} \times \frac{A}{A_i} \quad (3)$$

式中  $A$  是所有景观的总面积,  $A_i$  和  $n_i$  含义同公式 (3)。

景观分维数是对景观受到风险源的干扰后其形态变化程度的表述, 能够反映人类活动对景观的影响程度。公式为 (Peng *et al.* 2010):

$$F_i = \frac{2 \ln\left(\frac{P_i}{4}\right)}{\ln A_i} \quad (4)$$

式中  $P_i$  为某一景观类型  $i$  的周长。

**2.2.2 景观脆弱度指数** 景观脆弱度是指景观类型抵抗外界干扰的能力和对外界变化的敏感程度 (陈鹏等, 2003)。某区域的景观脆弱度指数越大, 说明该区域景观抵御外界干扰的能力越弱, 生态系统越脆弱, 越容易受损; 反之, 景观脆弱度指数越小, 表明景观越稳定。参考干旱内陆河流域的相关研究成果 (陈鹏等, 2003), 对各类景观类型的脆弱度赋值如下: 城镇工矿用地为 1, 林地 2, 草地 3, 耕地 4, 沼泽和水域 5, 戈壁、沙地、盐碱地和其他未利用地为 6。对赋值进行归一化处理, 得到各种景观类型的脆弱度指数如下: 城镇工矿用地 0.0227, 林地 0.0454, 草地 0.0682, 耕地 0.0909, 沼泽和水域 0.1136, 戈壁、沙地、盐碱地和其他未利用地 0.1364。

**2.2.3 景观损失度指数** 景观损失指数是对景观类型遭受干扰后所受到的生态损失的描述, 用景观干扰指数和景观脆弱度指数来综合反映 (陈鹏等, 2003)。公式为:

$$R_i = E_i \times V_i$$

式中  $R_i$  是第  $i$  类景观的生态损失指数,  $E_i$  是  $i$  类景观的干扰指数,  $V_i$  是脆弱度指数。

**2.2.4 风险小区和景观生态风险评价模型** 景观格局在空间上的分布是不均匀的, 具有区域异质性。因此, 需要对研究区划分风险小区, 风险小区的特点是具有区间异质性和区内同质性。分别以 0.5、1、5、10、50 km 的粒度划分, 最终对比发现最适合研究区的粒度大小是 10 km。10 km 的格网不至太密集而导致工作量太大, 又能很好地区分、刻画空间同质性和异质性。因此, 根据研究区的范围, 把研究区划分为 10 km×10 km 的正方形评价单元 (图 1), 共 1289 个采样区。

景观生态风险指数计算式为 (巩杰等, 2014a):

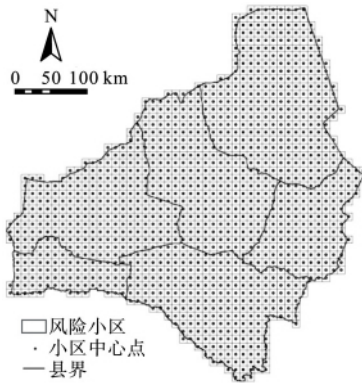


图1 疏勒河流域风险小区划分

Fig.1 Ecological risk evaluation cell of Shule River Basin

$$ERI_k = \sum_{i=1}^n \frac{A_{ki}}{A_k} \times R_i \quad (6)$$

式中  $ERI_k$  是第  $k$  个风险小区的景观生态风险指数,  $A_{ki}$  是第  $k$  个风险小区里第  $i$  类景观的面积,  $A_k$  是第  $k$  个风险小区的总面积,  $R_i$  是第  $i$  类景观的生态损失指数。

利用景观生态风险评价模型求得每个风险小区的生态风险指数,以生态风险值作为小区中心点的值,在 ArcGIS 中利用普通克里金插值法,获得疏勒河流域生态安全空间分布格局图(图2)。参考相关文献(左伟等,2002;张学斌等,2014),并结合自然断点分级法,将研究区生态风险水平划分为低风险、较低风险、中等风险、较高风险和高风险5个等级。

### 2.3 最小累积阻力模型

最小累积阻力(minimum cumulative resistance, MCR)模型的公式为(Knaapen *et al.*, 1992):

$$MCR = f \times \min_{j=n}^{i=m} (D_{ij} \times R_i) \quad (7)$$

式中:  $MCR$  是从源  $j$  扩散到空间某点的最小累积阻力;  $f$  是反映  $MCR$  与变量  $(D_{ij} \times R_i)$  之间正比关系的函数;  $D_{ij}$  是目标单元从源  $j$  扩散到空间某点穿过景观  $i$  的距离;  $R_i$  是景观表面  $i$  对景观流向某个方向扩散的阻力。

**2.3.1 “源”的确定** 根据景观生态学的“源-汇”理论,源景观具有空间扩展性、连续性,应依据格局优化所针对的生态过程决定生态系统功能发挥的作用不同而确定。源地一般生境质量较高,对于研究的生态过程起到了正向推动作用。河流、湖泊、湿地等景观是疏勒河流域生态“源地”的重要组成部分,多种动物与鸟类依靠水资源和两岸植被存活。流域拥有国家级、省级和县级自然保护区共14个。本文

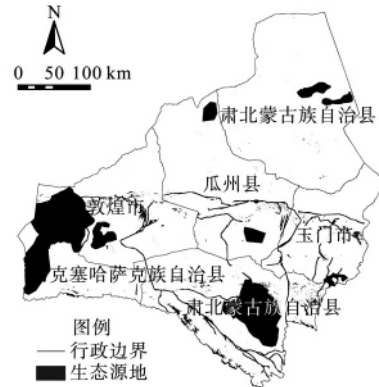


图2 疏勒河流域生态源分布

Fig.2 Spatial distribution of ecological sources in Shule River Basin

根据生境斑块面积大小、空间分布状况、生物多样性相对丰富度以及生态环境质量优良程度等,借助 ArcGIS 空间分析筛选工具,挑选出自然保护区核心区以及面积大于  $100 \text{ hm}^2$  的林地斑块和空间上具有连续性、斑块面积较大的水域与湿地作为生态“源”(图2)。

**2.3.2 阻力面的建立** 本文的生态安全不只是对单一物种的保护,而是针对整个流域范围的生态系统,因此,选取基于景观指数的生态安全水平(生态风险指数的倒数)、地形和坡度作为阻力因子,对3种阻力因子加权求和来获得阻力表面。生态安全水平越高,对物种扩散的阻力就越小,其阻力值就越小。参考有关文献(钟式玉等,2012;巩杰等,2014b),并依据专家打分,确定阻力因子并对其分等级,分别赋予不同的阻力值。基于景观指数的生态安全水平(以2010年为例)是3个阻力因子中权重最高的,其值为0.5。流域自南向北、自东向西地形差异较大,而地形能够影响物种和生态流的扩散程度,与物种栖息地具有相同或相似海拔的地区阻力较小,扩散容易通过,而其他地形则不容易通过,对地形因子的权重设置为0.3。结合研究区自然保护区的地形以及物种的生存条件,对海拔分等级赋阻力值。另外,坡度对物种的迁移与生态流的扩散也有着重要影响,因此在选取阻力因子时必须考虑坡度,将其权重设置为0.2。根据“阻力面 = 生态安全水平  $\times$  0.5 + 海拔  $\times$  0.3 + 坡度  $\times$  0.2”,进行栅格计算,生成阻力面(图3a)。然后利用 MCR 模型获得累积耗费距离表面(图3b)。

**2.3.3 确定缓冲带和识别潜在的生态廊道** 缓冲区设计一般是围绕核心区设置一定宽度的带状或环

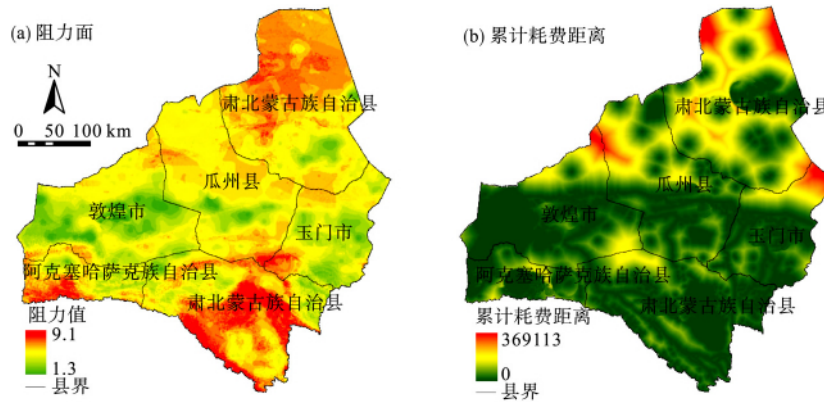


图3 生态阻力面和累积耗费距离栅格图  
Fig.3 Grid map of ecological resistance and cumulative cost distance

状区域。本文中源地的面积远远大于较高距离区的面积,通过累积耗费距离与栅格数目的关系曲线很难寻找突变点,故采用自然断点法对累积耗费距离图层进行分级,划分了缓冲带、低阻力水平区、中阻力水平区和高阻力水平区。为了保护种群,促进不同种群间的基因交换,可在不同的栖息地之间建立廊道。一般包括两种情况:一种是对现状中已有的生境廊道的保护和改善;另一种是对潜在生境廊道的建设,本文对生态廊道的识别属于第二种情况。在累积耗费距离表面上,廊道就是相邻“源地”之间的低阻力通道。借鉴GIS的水文分析方法,利用ArcGIS的Hydrology工具,以累积耗费距离表面为基础,结合研究区的实际情况,对洼地填充、计算无洼地水流方向、汇流累积量。通过反复设定阈值,确定汇流累积量的值为2000,提取大于2000的值,然后矢量化,对矢量化得到的线条进行平滑处理,即得到物种扩散或生态流运行的最小耗费路径。提取两源地之间的最小耗费路径,从而确定了生态廊道

的空间位置。

2.3.4 识别辐射道和潜在生态节点 从最小耗费路径中提取辐射道(图4a),即除了两“源地”之间的生态廊道,以某个“源地”为中心向外辐射的所有低阻力谷线。从生态安全的角度来说,连接度高的廊道比连接度低的廊道生态系统更稳定,所以辐射道越多越好。对于那些存在较大阻力的辐射道,应加强其自身的生态建设,降低不同景观类型的阻力,更有效地提升整个网络的生态功能。

生态节点一般位于生态廊道上生态功能最薄弱处,即最小路径与最大路径的交点或最小路径的汇集处,它将零散的斑块连接起来,并对生态流的运行起关键作用(李潇然等 2015)。结合研究区的环境与地形特点,本文提取的生态节点分为3种类型:一是自生态源地向累积耗费距离表面上扩散的最小累积阻力路径的交叉处与不连续处,二是最大耗费路径的交叉处,三是最小累积阻力路径和最大耗费路径的交叉处。据此,提取了3类生态节点共62个(图4a)。

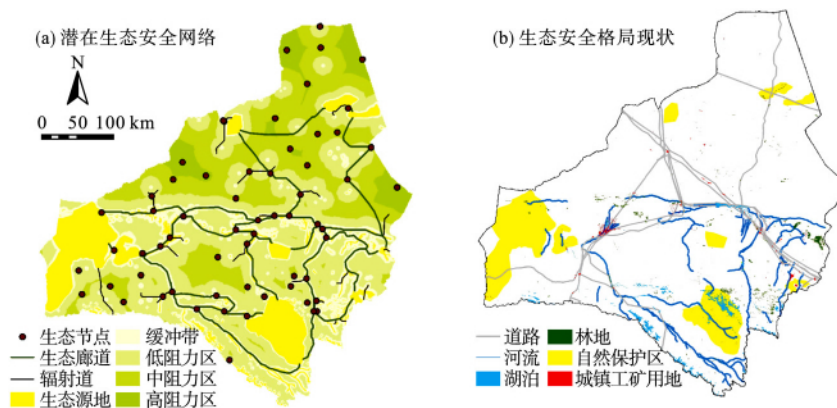


图4 疏勒河流域生态网络示意图  
Fig.4 Ecological network of Shule River Basin



**2.3.5 生态安全网络** 目前对生物多样性保护的措施多是设立自然保护区,但这种做法远远不够。一般来说,受人类活动的影响,单个保护区的面积不会太大,不能涵盖所有物种的生存范围(Kiester, 1996),同时,野生动物被局限在某一小范围内,得不到迁移交配的机会,会降低种群的质量。因此,要发展大范围的生物多样性保护网络,即生态网络(Fleury *et al.*, 1997)。生态网络应能涵盖大多数生物的生存范围,把不同的生态系统相互连接起来,形成多层次、多尺度完整的生物多样性保护体系。生态网络使得物种沿着它移动,并且对周围景观基质和斑块群落具有重大影响,通过建立生态网络,能够提升破碎生境斑块的连通性。另外,生物多样性成分可以藉由生态网络引入人居环境中从而提高人类的生存质量。

**3 结果与分析**

**3.1 流域生态风险时空变化**

由图5可知,从空间上来看,高风险的区域主要分布在流域北部,此区域大多是荒漠、戈壁和其他未利用地,生态环境极其恶劣。较低风险区分布在南部祁连山区以及河流中下游的冲积平原,主要分布

在阿克塞、肃北县境内,此区内的景观大多为草地和沼泽地。低风险区分布在东南部祁连山区,即肃北和玉门的交界处,此区内的景观以水域、林地和草地为主。总体来说,疏勒河流域南部的生态风险程度低于北部。

1980—1995年,疏勒河流域生态风险等级发生变化的区域主要位于流域西南部和东部。其中,等级上升区域的面积为3547.29 km<sup>2</sup>,主要分布在阿克塞县和玉门市的山前洪冲积平原,由于草地退化、沼泽地萎缩造成生态风险等级上升。等级降低的区域面积9872.76 km<sup>2</sup>,大多分布在敦煌市和阿克塞县。等级未发生变化的区域面积是108152.45 km<sup>2</sup>。比较而言,1995—2010年流域生态风险等级发生变化区域的面积小于1980—1995年,此期间风险等级升高的区域大多位于敦煌市境内,共1464.80 km<sup>2</sup>,主要由草地、林地和沼泽地退化引起;风险等级降低区域主要分布于肃北县南部,共2588.76 km<sup>2</sup>,由水域和草地面积的增加引起;等级未发生变化区域的面积为117530.25 km<sup>2</sup>,比1980—1995年多出9377.8 km<sup>2</sup>。研究时段内,生态风险水平降低的区域大多是水域和草地、沼泽地等自然生态用地;而生态风险水平升高的区域则大多为人类活动频繁的地区。

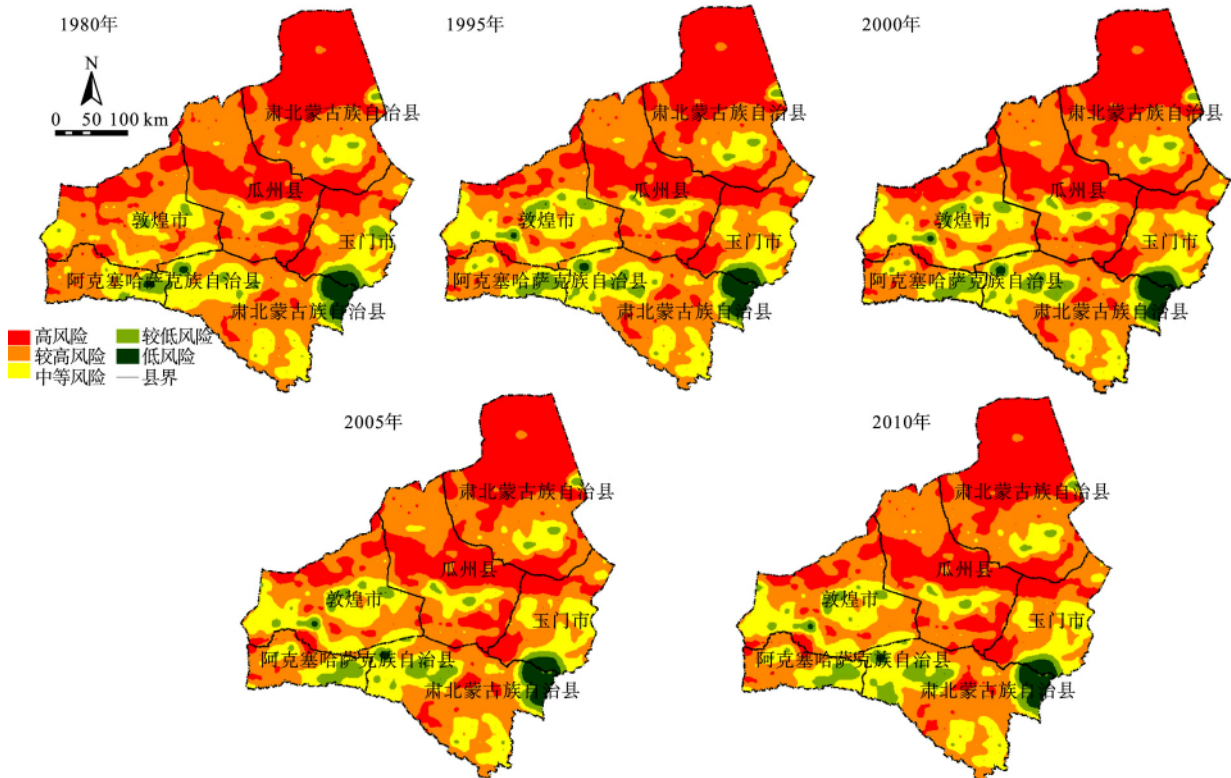


图5 疏勒河流域生态风险空间分布示意图  
Fig.5 Spatial distribution of ecological risk in Shule River Basin

较高风险区的面积占研究区总面积的比例呈减小趋势,由 1980 年的 46.26% 下降到 2010 年的 42.44%,面积减少了 4647 km<sup>2</sup>。中等风险区的面积比例从 1980 年的 19.25% 增加到了 2000 年的 22.03% 到 2010 年略有下降,但总体呈增加的趋势,面积共增加 2792 km<sup>2</sup>。较低风险区的面积比例增加趋势明显,从 3.21% 上升到 5.18%,面积增加了 2407 km<sup>2</sup>。高风险区与低风险区占研究区总面积的比例变化不明显。总体来看,疏勒河流域的生态风险在 30 年间有所下降。

### 3.2 流域生态风险的空间关联分析

利用 GeoDA 软件计算流域生态小区景观生态风险指数的全局自相关 Moran *I* 指数,篇幅所限, Moran *I* 指数的计算公式详见参考文献 (Anselin *et al.*, 2010)。1980、1995、2000、2005 和 2010 年的 Moran *I* 指数分别为 0.6615、0.6401、0.6460、0.6371 和 0.6275,且均通过  $\alpha=0.05$  水平的显著检验,表明疏勒河流域的景观生态风险指数在空间上存在着较高的空间集聚效应。生态风险值高的区域,周边区域的值亦高;生态风险值低的区域,周边区域的值亦低。同时,散点均接近于回归线,说明局部空间上

“同质集聚、异质隔离”的特征很明显。1980—2010 年, Moran *I* 值呈现降低的趋势,说明疏勒河流域生态风险的空间自相关程度有所减弱,空间趋同性逐渐降低。

从风险值的局部空间自相关集聚程度来看(图 6),流域生态风险指数空间分布均以高-高集聚和低-低集聚类型为主,高-低集聚与低-高集聚则呈零散分布。研究期间,发生变化的区域主要为流域中部和西南部,低值集聚区的分布呈现分散的趋势,高值集聚区的分布则由集聚向分散演化。低值集聚区主要分布在阿克塞和肃北交界处、肃北和玉门交界处,敦煌境内也有零散分布。高值集聚区主要分布在肃北北部、瓜州中部,以及玉门和瓜州交界处。高低离群“奇异点”多位于敦煌境内,原因是流域下游沼泽地和草地相间分布,被戈壁和沙地包围;低高离群“奇异点”多位于瓜州中部和肃北北部。

### 3.3 景观生态格局优化

3.3.1 生态安全网络构建 借助 MCR 模型分别生成每个生态源地斑块与其他生态源地斑块之间的最小累积耗费距离,并将这些路径叠加,构成疏勒河流域潜在的生态廊道(图 4a)。通过将疏勒河流域景

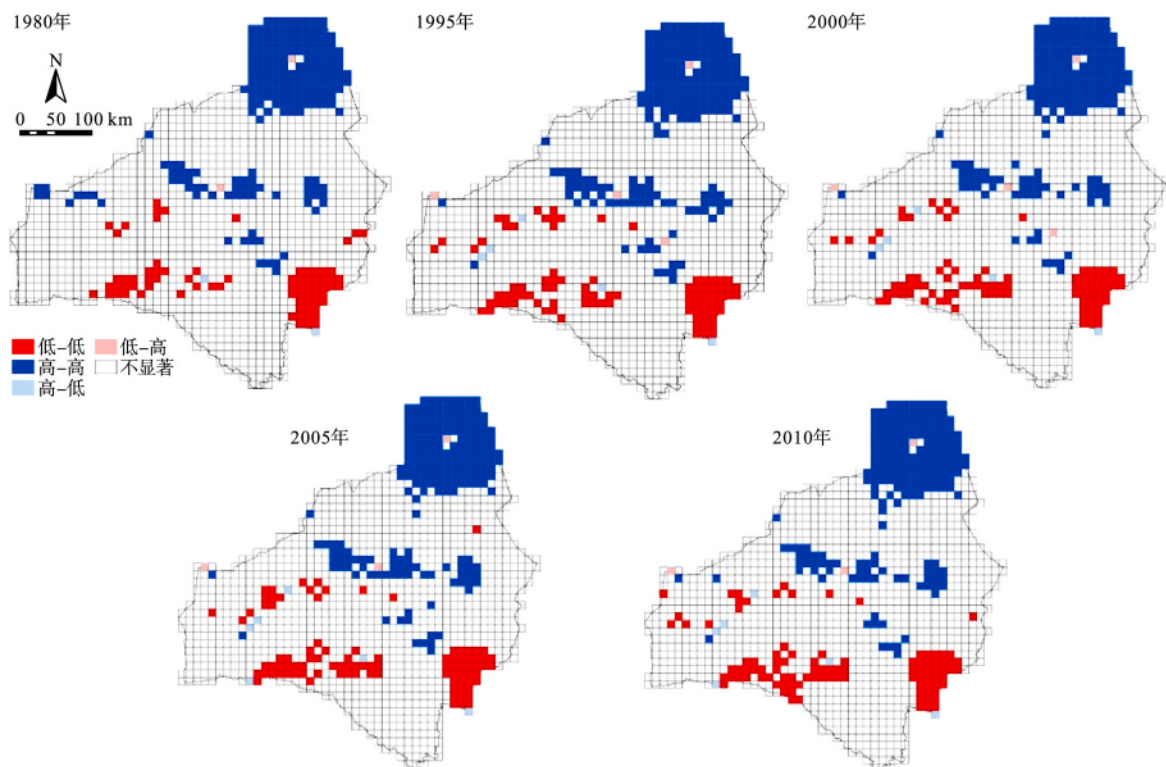


图 6 景观生态风险的局部空间自相关聚类图

Fig.6 Cluster map of local spatial autocorrelation of landscape ecological risk

观格局累积阻力栅格图与土地利用图和生态现状图(图4b)相叠加,将现有生态廊道与潜在生态廊道进行对比,发现研究区内通过最小耗费距离求得最小路径而获得的生态廊道复杂破碎,冗余的廊道过多,生态源地和主要交通干线在空间上衔接性不高,没有将生态功能薄弱的区域与生态源地联结形成有效的网络覆盖;生态节点分布凌乱,无法区分每个生态节点的重要程度,整体生态系统稳定性差。经2014—2015年2次实地调查,研究区内生态斑块在数量、面积和分布上都存在不同程度的生态问题,斑块之间的连接差,生态廊道连通性低,生态流难以进入生态功能减弱、抵御外来干扰的能力差和生态服务功能脆弱的生态薄弱区。生态物种在生态源地之间的成本距离增大,继而降低了景观连接度,需要进行景观格局生态网络的优化。

**3.3.2 生态安全格局优化** 生态安全格局优化的目标是通过调整优化景观组分的数量和空间分布的格局,使区域生态安全格局更为合理,生态系统更加健康。疏勒河流域景观生态功能空间强度分布极不平衡,在对流域生态安全格局优化的同时,需要考虑景观连通性,加强区域内各生态系统之间相互的联系。本文以物种的扩散和生态流的运行受到距离、障碍等因素的影响作为出发点,构建生态流的代价表面,采用MCR模型,识别生态源地、潜在生态廊道和节点等景观组分,组成一个完整的系统,形成疏勒河流域潜在的生态安全网络(图4a)。与流域生态安全格局现状(图4b)相比,潜在生态安全网络充分利用已有的河流水系,打通廊道,避开城镇工矿用地和交通干线,将自然保护区等生态源地通过廊道和辐射道连接,并在生态脆弱区设置关键点作为物种扩散的“踏板”。潜在生态网络将流域生态要素连接成为一个点、线、面相互结合的整体,环环相扣,缺一不可。

## 4 讨论

在进行疏勒河流域生态安全格局优化时,首先要保护流域大型的核心林地、草地、水域等维护区域生态系统稳定和生物多样性的生态源地,并设立缓冲区来减小外围的人类活动对核心区的影响和干扰。在此基础上,建设并完善生态廊道、生态节点等景观组分,增强生态系统之间的联系和相互作用,形成一体的生态功能网络。在潜在生态廊道建设位置上选择建设生态节点作为踏脚石,将大面积的生态

源地进行连接,以加强疏勒河流域景观结构和功能的联系,从而减轻区域内生态风险,增强生态系统的安全和稳定性。措施上,要保护生态源地,建立缓冲区。生态源地对提升疏勒河流域生态功能稳定性有重要作用,应当建立绝对保护的栖息地核心区,以保护疏勒河流域湿地生态系统和荒漠生态系统为基础,加强对自然湿地的保护监管,努力恢复湿地的自然特性和生态功能,保护好现有珍稀动、植物资源,扭转保护区内的濒危野生动物种群下降趋势。

生态风险评价是非常复杂的问题,与区域生态风险评价关注风险的时空格局特征不同,本文的景观生态风险评价更强调空间格局的风险效应,可为流域的景观生态建设和生态风险管理提供科学借鉴和技术支持。受方法和数据的限制,本文只强调了静态的景观镶嵌格局,而对于景观功能以及格局的动态演变过程分析不足。今后的研究中需引入和采用基于过程的格局分析方法,将风险评价结果与具体的生态要素相对应,从而使风险管控的指向性更加明晰。此外,文中的指标权重的生态风险等级的划分均存在着主观判断,或引自他人的研究结论,仍需要在以后的工作中进一步完善。

## 参考文献

- 陈鹏,潘晓玲. 2003. 干旱区内陆流域区域景观生态风险分析——以阜康三工河流域为例. *生态学杂志*, **22**(4): 116-120.
- 巩杰,谢余初,赵彩霞,等. 2014a. 甘肃白龙江流域景观生态风险评价及其时空分异. *中国环境科学*, **34**(8): 2153-2160.
- 巩杰,赵彩霞,谢余初,等. 2014b. 基于景观格局的甘肃白龙江流域生态风险评价与管理. *应用生态学报*, **25**(7): 2041-2048.
- 贡璐,鞠强,潘晓玲. 2007. 博斯腾湖区域景观生态风险评价研究. *干旱区资源与环境*, **21**(1): 27-31.
- 郭美楠,杨兆平,马建军,等. 2014. 伊敏矿区景观生态风险评价研究. *资源与产业*, **16**(2): 83-89.
- 李景刚,何春阳,李晓兵. 2008. 快速城市化地区自然/半自然景观空间生态风险评价研究——以北京为例. *自然资源学报*, **23**(1): 33-47.
- 李潇然,李阳兵,王永艳,等. 2015. 三峡库区县域景观生态安全格局识别与功能分区. *生态学杂志*, **34**(7): 1959-1967.
- 刘哲,马俊杰. 2014. 基于景观生态的山区风电开发区域生态风险评价. *西北大学学报: 自然科学版*, **44**(1): 128-132.
- 彭建,党威雄,刘焱序,等. 2015. 景观生态风险评价研究进展与展望. *地理学报*, **70**(4): 664-677.
- 王若凡,南忠仁. 2013. 基于景观生态学的黑河流域生态风



- 险评价. 安全与环境学报, **13**(6): 133-137.
- 杨克磊, 张建芳, 杨晓帆, 等. 2008. 唐山市南湖生态示范区景观生态风险评价. 环境科学研究, **21**(3): 104-109.
- 阳文锐, 王如松, 黄锦楼, 等. 2007. 生态风险评价及研究进展. 应用生态学报, **18**(8): 1869-1876.
- 杨永峰, 孙希华, 王百田. 2010. 基于土地利用景观结构的山东省生态风险分析. 水土保持通报, **30**(1): 232-235.
- 张秀娟, 周立华. 2012. 基于 DFRS 模型的北方农牧交错区生态系统健康评价——以宁夏盐池县为例. 中国环境科学, **32**(6): 1134-1140.
- 张学斌, 石培基, 罗君, 等. 2014. 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. 自然资源学报, **29**(3): 410-419.
- 钟式玉, 吴箐, 李宇, 等. 2012. 基于最小累积阻力模型的城镇土地空间重构——以广州市新塘镇为例. 应用生态学报, **23**(11): 3173-3179.
- 左伟, 王桥, 王文杰, 等. 2002. 区域生态安全评价指标与标准研究. 地理学与国土研究, **18**(1): 67-71.
- Anselin L, Syabri I, Kho Y. 2010. GeoDa: An introduction to spatial data analysis. *Handbook of Applied Spatial Analysis*, **38**: 5-22.
- Fleury AM, Brown RD. 1997. A framework for the design of wildlife conservation corridors with specific application to southwestern Ontario. *Landscape and Urban Planning*, **37**: 163-186.
- Gaines KF, Porter DE, Dyer SA, et al. 2004. Using wildlife as receptor species: A landscape approach to ecological risk assessment. *Environmental Management*, **34**: 528-545.
- Kiester AR. 1996. Conservation prioritization using GAP data. *Conservation Biology*, **10**: 1332-1342.
- Knaapen JP, Scheffer M, Harms B. 1992. Estimating habitat isolation in landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, **23**: 1-16.
- Liu DD, Qu RJ, Zhao CH. 2012. Landscape ecological risk assessment in Yellow River Delta. *Journal of Food Agricultural & Environment*, **10**: 970-972.
- Malekmohammadi B, Rahimi Blouchi L. 2014. Ecological risk assessment of wetland ecosystems using multi criteria decision making and geographic information system. *Ecological Indicators*, **41**: 133-144.
- Peng J, Wang YL, Zhang Y, et al. 2010. Evaluating the effectiveness of landscape metrics in quantifying spatial patterns. *Ecological Indicators*, **10**: 217-223.
- Peng J, Zong ML, Hu YN, et al. 2015. Assessing landscape ecological risk in a mining city: A case study in Liaoyuan City, China. *Sustainability*, **7**: 8312-8334.
- 
- 作者简介 潘竟虎,男,1974年生,博士,副教授,主要从事生态遥感研究和空间分析研究。E-mail: panjh\_nwnu@nwnu.edu.cn  
责任编辑 张敏
-