

DOI: 10.5846/stxb201805211114

郭泽呈, 魏伟, 庞素菲, 李振亚, 周俊菊, 颉斌斌. 基于 SPCA 和遥感指数的干旱内陆河流域生态脆弱性时空演变及动因分析——以石羊河流域为例. 生态学报, 2019, 39(7): - .

Guo Z C, Wei W, Pang S F, Li Z Y, Zhou J J, Xie B B. Spatio-Temporal evolution and motivation analysis of ecological vulnerability in Arid Inland River Basin based on SPCA and remote sensing index: A case study on the Shiyang River Basin. Acta Ecologica Sinica, 2019, 39(7): - .

# 基于 SPCA 和遥感指数的干旱内陆河流域生态脆弱性 时空演变及动因分析

——以石羊河流域为例

郭泽呈<sup>1</sup>, 魏 伟<sup>1,\*</sup>, 庞素菲<sup>1</sup>, 李振亚<sup>1</sup>, 周俊菊<sup>1</sup>, 颉斌斌<sup>2</sup>

1 西北师范大学 地理与环境科学学院 兰州 730070

2 兰州城市学院 城市经济与旅游文化学院 兰州 730070

**摘要:** 论文以石羊河流域为研究区, 基于干旱内陆河流域生态特征和遥感数据快速、客观、大面积观测的特点, 采用遥感模型计算湿度、绿度、干度和热度等指标, 并构建石羊河流域生态脆弱性评价指标体系, 在此基础上运用空间主成分分析法 (SPCA) 对石羊河流域 2000 和 2016 年生态脆弱性时空演变及动因进行了分析。研究结果表明: (1) 从各遥感指数空间分布来看, 湿度和绿度指标均值在 17 年间呈增长趋势, 证明该流域水源涵养能力变好, 植被覆盖率变大; 干度指标均值有所下降, 表明该流域地表裸露程度有所降低; 而与植被和水资源关系密切的地表温度均值呈逐年上升趋势, 说明该流域水热平衡差异进一步增加, 对未来生态脆弱性影响显著; (2) 从全流域生态脆弱性时空演变特征来看, 该流域主要以强度和中度脆弱为主, 17 年间生态脆弱性整体上呈缓慢降低趋势; (3) 从不同的海拔生态脆弱性分布来看, 中山区 (1000—2000m) 最高, 高山区 (2000—3000m) 次之, 高山区 (>3000m) 最低, 17 年间中山区生态脆弱性有所下降, 而高山区与高山区却呈上升的趋势; (4) 从不同的行政区划生态脆弱性来看, 金川区、凉州区、永昌县、民勤县和古浪县整体上处于中度和强度脆弱水平, 而天祝县和肃南县处于轻度和中度脆弱水平; (5) 从生态脆弱性的演变动因来看, 4 个指标对石羊河流域生态脆弱性影响均为显著。2000 年生态脆弱性的主导影响因子依次为热度>湿度>绿度>干度, 而 2016 年为热度>干度>绿度>湿度。总的来看, 石羊河流域生态脆弱程度近年来有所降低, 但综合治理工作仍任重道远。本文的遥感方法和分析思路对该流域生态脆弱性保护及治理提供一定的理论基础和决策依据。

**关键词:** 生态脆弱性; 遥感指数; 空间主成分分析; 时空演变; 动因; 石羊河流域

## Spatio-Temporal evolution and motivation analysis of ecological vulnerability in Arid Inland River Basin based on SPCA and remote sensing index: A case study on the Shiyang River Basin

GUO Zecheng<sup>1</sup>, WEI Wei<sup>1,\*</sup>, PANG Sufei<sup>1</sup>, LI Zhenya<sup>1</sup>, ZHOU Junju<sup>1</sup>, XIE Binbin<sup>2</sup>

1 College of Geographical and Environment Science, Northwest Normal University, Lanzhou 730070, Gansu, China

2 School of Urban Economics and Tourism Culture, Lanzhou City University, Lanzhou 730070, Gansu, China

**Abstract:** With Shiyang River Basin as the study area, this paper used a remote sensing model to calculate indicators such as greenness, dryness, wetness and heat to construct ecological vulnerability assessment indicators based on the ecological characteristics of Arid Inland River Basin and the characteristics of rapid, objective, and large-area observational remote

**基金项目:** 国家自然科学基金项目 (No. 41861040, No. 41761047); 甘肃省自然科学基金项目 (No. 1506RJZA129)

**收稿日期:** 2018-05-21; **网络出版日期:** 2018-00-00

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: weiweigis2006@126.com

sensing, which was analyzed the spatio-temporal evolution and motivation of ecological vulnerability by Spatial Principal Component Analysis (SPCA) in 2000 and 2016 in Shiyang River Basin. The research showed that (1) From the spatial distribution of each remote sensing index, the mean of wetness and greenness showed an increasing trend in 17 years, which proved that the water conservation capacity was better and the vegetation coverage was larger in the basin. The mean of dryness had decreased, indicating that the degree of surface exposure of the basin had reduced. The mean of surface temperature closely related to vegetation and water resources was increasing year by year, which indicated that the differences of water and heat balance were further increasing in the basin, which had a significant effect on ecological vulnerability in the future. (2) From the spatio-temporal evolution of ecological vulnerability in the whole basin, the basin was mainly dominated by strong vulnerability and moderate vulnerability, and the ecological vulnerability had been slowly decreasing in 17 years. (3) From the ecological vulnerability distribution at different elevations, the highest in medium mountain area (1000—2000m), the medium in high-medium mountain area (2000—3000m), and the lowest in high mountain area (>3000m). During 17 years of change, the ecological vulnerability of medium mountain area had decreased, while the high-medium mountain area and high mountain area were on the rise. (4) From the ecological vulnerability of different administrative divisions, Jinchuan, Liangzhou, Yongchang, Minqin and Gulang as a whole were at the level of moderate vulnerability and strong vulnerability, while Tianzhu and Sunan were at the level of slight vulnerability and light vulnerability. (5) From the motivation of ecological vulnerability, the four indicators had significant effects on the ecological vulnerability of Shiyang River Basin. The main influencing factors of ecological vulnerability were heat > wetness > greenness > dryness in 2000, and the main influencing factors of ecological vulnerability were heat > dryness > greenness > wetness in 2016. Overall, the ecological vulnerability of Shiyang River Basin had decreased in recent years, however the comprehensive management still has a long way to go. The remote sensing methods and analysis ideas of this paper provided theoretical basis and decision-making foundation for the ecological vulnerability protection and management in this basin.

**Key Words:** eco-environmental vulnerability; remote sensing index; spatial principal component analysis; spatio-temporal evolution; motivation; Shiyang River Basin

生态脆弱性是指在特定的时间和空间尺度上,相对于外界扰动影响具有感知性和恢复力,是生态系统自身固有的属性,受外界干扰因素的影响下表现出来<sup>[1]</sup>。近年来,随着社会经济的高速发展,人类社会活动同生态环境之间的矛盾日益突出,人类对自然资源的不合理利用,工农业发展带来的污染等给周边生态平衡造成破坏<sup>[2]</sup>,有关生态脆弱性以及脆弱性评估的研究逐渐成为全球性研究热点,受到国内外众多学者的关注<sup>[3-4]</sup>。尤其在国内外,众多学者从不同区域、不同尺度和不同方法的角度展开了大量的研究工作,如王让会等<sup>[1]</sup>从景观生态学角度,选取 10 个综合性敏感因子,采用生态脆弱性指数评价法对塔里木河流域生态敏感性 & 恢复力进行了分析;陈群利等<sup>[5]</sup>从自然、社会和水土流失景观格局三方面着手,选取 13 个评价指标构建生态脆弱性评价指标体系,采用集对分析(SPA)方法对贵州省毕节地区生态脆弱性进行了分析;徐庆勇等<sup>[6]</sup>利用遥感技术,结合空间主成分分析和层次分析法,对晋北地区进行生态脆弱性评价,为晋北地区合理调控人类活动,保护和治理生态环境提供一定的依据;王志杰等<sup>[7]</sup>则基于“压力—状态—响应”评价模型框架,利用空间主成分分析对南水北调中线汉中市水源地生态脆弱性进行了定量评价。从上述研究成果来看,区域生态脆弱性评价不仅从宏观层面上了解区域的生态脆弱现状以及分布特征,而且有助于生态治理措施的合理实施和脆弱生态环境的长期保护。但从评价的指标体系数据源来看,多以气象、遥感,数字高程模型等数据为主,部分研究也涉及了遥感数据与地理空间数据相结合的方法计算生态脆弱性,但充分利用遥感模型和遥感指数从流域层面上,尤其在干旱地区利用遥感指标对其进行深入分析,这部分成果相对较少。此外,利用传统方法,由于主观因素影响,在构建指标体系时将选取的指标全部纳入评价模型中,从而忽视评价指标间是否具有高相关性,造成评价结果的不确定性,其可靠度并不高<sup>[8]</sup>。因此,从目前关于生态脆弱性的综合评价来看,借助

遥感数据构建多指标综合评价模型,不但能够客观、快速的分析其现状空间分布特征,而且亦可分析其时空变化规律,其结果不受主观影响,可信度较高。

石羊河流域地处黄土、青藏和蒙新三大高原的交汇过渡带,是生态脆弱和环境变化敏感的流域之一<sup>[9]</sup>,近年来生态问题日益突出,成为我国干旱区内陆流域生态退化的典型区域<sup>[10]</sup>,受到了社会各界的广泛关注。基于此,本文重点在于以典型的西北干旱内陆河流域——石羊河流域为研究对象,以徐涵秋提出的新型遥感生态指数(RSEI)<sup>[11]</sup>为基础,选取其基于遥感的绿度、湿度、热度和干度指标作为研究流域的评价指标,采用空间主成分分析便捷、快速地对石羊河流域 2000—2016 年的生态脆弱性进行定量的评价,以可视化形式展现该流域生态脆弱性的时空分布特征;同时利用这些指标来研究影响石羊河流域生态脆弱性演变的重要因素,用以揭示该流域生态脆弱性时空演变规律,旨在为该流域的生态脆弱性保护及治理提供理论基础和决策依据。

## 1 研究区与数据源

### 1.1 研究区概况

石羊河流域位于甘肃省河西走廊东部,乌鞘岭以西,祁连山北麓,东南与甘肃省白银、兰州两市相接,西北与甘肃省张掖市毗邻,西南紧靠青海省,东北与内蒙古自治区接壤,属河西走廊三大内陆河流域之一,介于东经 101°41′—104°16′,北纬 36°29′—39°27′之间。流域的行政区划包括张掖市肃南裕固族自治县和山丹县的部分地区,武威市的古浪县、凉州区、民勤县全部及天祝县部分,金昌市的永昌县及金川区全部以及白银市景泰县的少部分地区,共涉及 4 市 9 县,流域总面积约 40578 平方公里。石羊河流域深居大陆腹地,海拔 1000—5000 米,属大陆性温带干旱气候,具有太阳辐射较强、日照充足、温差大、降水少、蒸发强烈以及空气干燥的气候特点。流域内土壤、植被类型分布因受气候、水文和地形等自然条件的影响,形成了明显的土壤-植被垂直带谱<sup>[12]</sup>。

### 1.2 数据源与预处理

论文采用的数据包括:数字高程模型(DEM)数据和遥感影像数据。数字高程模型(DEM)数据的空间分辨率为 30m×30m,用于提取石羊河流域的海拔等信息;遥感影像数据为地理空间数据云网站(<http://www.gscloud.cn/>)提供的 2000 年 Landsat TM 影像和 2016 年 Landsat OLI 影像,空间分辨率均为 30m。在数据处理时利用 ENVI5.1 软件分别对各时期每幅影像进行辐射定标,将各幅影像的像元值转换成传感器处的反射率;使用 FLAASH 绝对大气校正对各幅影像进行校正,以减少不同时期影像在光照、大气等条件产生的差异,并分别对不同时期影像进行无缝镶嵌,囊括研究区域的所有范围;最后通过石羊河流域边界对所有影像进行裁剪,并采用二次多项式和最近邻像元法对不同时期影像间配准,配准的均方根误差应小于 0.5 个像元内,满足本次研究对数据精度的要求。

## 2 研究方法

### 2.1 评价指标计算

#### 2.1.1 湿度指标(Wet)

缨帽变换的亮度、绿度、湿度分量与生态质量密切相关<sup>[13-14]</sup>。其中,湿度分量可反映研究区域土壤和植被的湿度状况。因此,本文采用湿度分量来代表湿度指标。基于 Landsat TM 和 Landsat OLI 反射率影像数据的公式分别为<sup>[15-16]</sup>:

$$\text{Wet}_{\text{TM}} = 0.0315\rho_B + 0.2021\rho_G + 0.3102\rho_R + 0.1594\rho_{\text{NIR}} - 0.6806\rho_{\text{SWIR1}} - 0.6109\rho_{\text{SWIR2}} \quad (1)$$

$$\text{Wet}_{\text{OLI}} = 0.1511\rho_B + 0.1972\rho_G + 0.3283\rho_R + 0.3407\rho_{\text{NIR}} - 0.7117\rho_{\text{SWIR1}} - 0.4559\rho_{\text{SWIR2}} \quad (2)$$

式中: $\rho_B$ 、 $\rho_G$ 、 $\rho_R$ 、 $\rho_{\text{NIR}}$ 、 $\rho_{\text{SWIR1}}$ 、 $\rho_{\text{SWIR2}}$ 分别为 TM 和 OLI 的蓝、绿、红、近红外、短波红外 1、短波红外 2 波段的反射率数据。

### 2.1.2 绿度指标(NDVI)

植被是反映区域生态质量好坏极其重要的因素。归一化植被指数(Normalized difference vegetation index, NDVI)是应用最广泛的植被指数,能良好地反映植物生物量、叶面积指数与植被覆盖度之间的关系<sup>[17]</sup>。因此,可选用 NDVI 作为本文的绿度指标,其公式为:

$$NDVI = (\rho_{NIR} - \rho_R) / (\rho_{NIR} + \rho_R) \quad (3)$$

式中: $\rho_{NIR}$ 、 $\rho_R$ 分别为 TM5 与 OLI8 的红和近红外波段的反射率数据。

### 2.1.3 干度指标(NDSI)

研究流域的城市用地会对周边生态产生一定的影响,造成地表的“干化”,对生态产生负面影响,这里选用建筑指数(ABI)来表示<sup>[18]</sup>;而研究流域内有大面积的荒漠区,其大面积的裸露土地是整个研究流域的重要的生态弊病,这里选用裸土指数(SI)来表达研究流域的裸露状态<sup>[19]</sup>。最终干度指标是由建筑指数(ABI)和裸土指数(SI)合成,记为 NDSI<sup>[11]</sup>,其计算公式为:

$$ABI = \{2\rho_{SWIR1}/(\rho_{SWIR1} + \rho_{NIR}) - [\rho_{NIR}/(\rho_{NIR} + \rho_R) + \rho_G/(\rho_G + \rho_{SWIR1})]\} / \{2\rho_{SWIR1}/(\rho_{SWIR1} + \rho_{NIR}) + [\rho_{NIR}/(\rho_{NIR} + \rho_R) + \rho_G/(\rho_G + \rho_{SWIR1})]\} \quad (4)$$

$$SI = [(\rho_{SWIR1} + \rho_R) - (\rho_B + \rho_{NIR}) / (\rho_{SWIR1} + \rho_R) + (\rho_B + \rho_{NIR})] \quad (5)$$

$$NDSI = (ABI + SI) / 2 \quad (6)$$

式中: $\rho_G$ 、 $\rho_B$ 、 $\rho_R$ 、 $\rho_{NIR}$ 、 $\rho_{SWIR1}$ 分别为 TM 和 OLI 绿、蓝、红、近红外和短波红外 1 波段的反射率数据。

### 2.1.4 热度指标(LST)

热度指标采用地表温度<sup>[11]</sup>表达,地表温度与植被和水资源关系密切。本文选取 Landsat 用户手册的模型<sup>[20-21]</sup>计算出亮温,再通过地表比辐射率<sup>[22]</sup>校正后,获得地表温度,其公式为:

$$L = gain \times DN + bias \quad (7)$$

$$T_b = K_2 / \ln(K_1 / L + 1) \quad (8)$$

$$LST = T_b / [1 + (\lambda T_b / \rho) \ln \varepsilon] \quad (9)$$

式中: $L$ 为 TM 热红外 6 波段和 OLI 热红外 10 波段辐射亮度值; $DN$ 为 TM 热红外 6 波段和 OLI 热红外 10 波段像元值; $gain$ 为热红外波段增益值, $bias$ 为热红外波段偏置值,而  $gain$  和  $bias$  值可从影像的头文件中获取<sup>[23]</sup>; $T_b$ 为传感器处温度值,即亮温; $K_1$ 和  $K_2$ 为传感器处的定标参数。其中, TM 处,  $K_1 = 607.76W / (m^2 \cdot sr \cdot \mu m)$ ,  $K_2 = 1260.56K$ , OLI 处,  $K_1 = 774.89W / (m^2 \cdot sr \cdot \mu m)$ ,  $K_2 = 1321.08K$ ;  $\lambda$  为热红外波段波长;  $\rho = 1.4380 \times 10^4 \mu m K$ ;  $\varepsilon$  为地表比辐射率。

## 2.2 评价指标的标准化

各评价指标具有不同的性质,其量纲不同,无法直接进行生态脆弱性的评价,因此,必须对各评价指标进行标准化处理,以解决指标间无法直接比较的矛盾。本文选取的四个指标根据对生态脆弱性的贡献可分为正向指标和逆向指标。正向指标代表指标值越大,其生态脆弱性越高;逆向指标则反之。其中,正向指标包括干度和热度,逆向指标包括绿度和湿度。指标标准化则采用极差标准化的方法,其公式为<sup>[7-8]</sup>:

正向指标:

$$SI_i = \frac{I_i - I_{\min}}{I_{\max} - I_{\min}} \times 10 \quad (10)$$

逆向指标:

$$SI_i = \frac{I_{\max} - I_i}{I_{\max} - I_{\min}} \times 10 \quad (11)$$

式中: $SI_i$ 表示第  $i$  指标的标准化值,其值域范围为 0—10; $I_i$ 为第  $i$  指标的实际值; $I_{\max}$ 为第  $i$  指标的最大值; $I_{\min}$ 为第  $i$  指标的最小值。

## 2.3 生态脆弱性综合评价模型

在众多的生态脆弱性评价方法中,空间主成分分析法(SPCA)是通过特征光谱空间坐标轴的旋转,将

相关的多变量空间数据转化为少数几个不相关的综合指标,实现用较少的综合指标最大限度的保留原来较多变量所反映的信息。当累计方差贡献率大于或等于 85%,就能代表绝大多数的有关信息<sup>[24]</sup>。采用空间主成分分析法并不需要人为的确定各个指标的权重,可以避免因人为因素而造成最终结果的偏差。本文在 ENVI 5.1 软件平台上,将评价指标体系中标准化后的绿色、湿度、干度和热度四个评价指标进行空间主成分分析,计算出生态脆弱性评价指数(EVI)。其计算公式为<sup>[7-8]</sup>:

$$EVI = r_1 Y_1 + r_2 Y_2 + r_3 Y_3 + \dots + r_n Y_n \quad (12)$$

式中:EV<sub>I</sub> 为生态脆弱性指数; $r_i$  为第  $i$  个主成分; $Y_i$  为第  $i$  个主成分的贡献率。

为进行生态脆弱性指数(EVI)的对比和度量,因此对 EVI 进行标准化处理,其处理公式为:

$$SI_{EVI} = \frac{EVI_i - EVI_{\min}}{EVI_{\max} - EVI_{\min}} \times 10 \quad (13)$$

式中: $SI_{EVI}$  为生态脆弱性指数的标准化值,值域范围为 0—10; $EVI_i$  为生态脆弱性指数实际的值; $EVI_{\max}$  和  $EVI_{\min}$  为生态脆弱性指数的最大值和最小值。

根据空间主成分分析原理,由公式(12)和表 2 得出石羊河流域生态脆弱性评价反演模型:

$$EVI_{2000} = 0.8854 \times PC1 + 0.0859 \times PC2 + 0.0220 \times PC3 \quad (14)$$

$$EVI_{2016} = 0.8592 \times PC1 + 0.1162 \times PC2 + 0.0209 \times PC3 \quad (15)$$

式中: $EVI_{2000}$  和  $EVI_{2016}$  分别为 2000 年和 2016 年的生态脆弱性指数; $PC1$ — $PC3$  为原始空间变量进行主成分变换后的前 3 个主成分因子。2000 年和 2016 年前 3 个主成分因子的累计贡献率均达到 99%,而两年的第 4 主成分因子经对比后发现,其表述的信息与实际生态脆弱性现状并不符合,大部分信息为噪声,因此可以忽略不计。

表 1 空间主成分分析结果

Table 1 The results of spatial principal component analysis

主成分因子 Principal component	特征值 Eigenvalues		贡献率 Percent of Eigenvalues/%		累计贡献率 Accumulative of Eigenvalues/%	
	2000	2016	2000	2016	2000	2016
	1	4.6522	3.7132	88.54	85.92	88.54
2	0.4512	0.5021	8.59	11.62	97.13	97.54
3	0.1154	0.0904	2.20	2.09	99.33	99.63
4	0.0355	0.0160	0.67	0.37	100.00	100.00

## 2.4 生态脆弱性分级及生态脆弱性整体指数

通过 ArcGIS 10.2 中的 Raster Calculator 工具获取研究流域 2000 和 2016 年生态脆弱性指数的空间分布。根据现有的生态脆弱性评价的分级标准<sup>[7-8]</sup>,结合研究流域的流域特征,将研究流域生态脆弱性(EVI)分成 5 个等级: I:微度脆弱(0—2), II:轻度脆弱(2—4), III:中度脆弱(4—6), IV:强度脆弱(6—8), V:重度脆弱(8—10)。同时为了研究不同年份在不同空间单元下的生态脆弱性状况的整体差异状况,本文采用生态脆弱性整体指数(Ecological vulnerability body index, EVBI)进行分析,其计算公式<sup>[8]</sup>为:

$$EVBI = \sum_{i=1}^n P_i \times A_i / S \quad (16)$$

式中:EVBI 为生态脆弱性差异指数, $P_i$  为第  $i$  类生态脆弱等级值,这里为 1—5; $A_i$  为第  $i$  类脆弱性等级的面积; $S$  为研究区域总面积。

## 2.5 生态脆弱性时空演变格局提取

利用 ArcGIS 10.2 中的 Raster Calculator 工具进行运算,将 2000 年和 2016 年的生态脆弱性分级图进行空间叠加,提取生态脆弱性变化动态图斑<sup>[25]</sup>,运算公式为:

$$Code_{\text{Classification}_{2000-2016}} = 10 \times Code_{\text{Classification}_{2000}} + Code_{\text{Classification}_{2016}} \quad (17)$$

式中:  $Code_{Classification\_2000-2016}$  为生态脆弱性分级变化类型代码;  $Code_{Classification\_2000}$  和  $Code_{Classification\_2016}$  分别为 5 种生态脆弱性等级类型代码(1—5), 其中 1—5 分别代表微度、轻度、中度、强度和重度脆弱。因此, 在运算后的生态脆弱性分级变化类型代码中, 十位数为 2000 年生态脆弱性分级类型, 而个位数为 2016 年生态脆弱性分级类型,  $Code_{Classification\_2000-2016}$  所代表的含义为 2000 年生态脆弱性分级类型转变成 2016 年生态脆弱性分级类型(如 12 指 2000 年的微度脆弱类型转变为 2016 年的轻度脆弱类型)。

## 2.6 生态脆弱性不同海拔梯度下的空间分布及时空演变格局提取

石羊河流域地势南高北低, 自西南向东北倾斜, 地貌类型多样, 从南到北, 依次经过祁连山地、平原走廊、低山丘陵和荒漠区, 相对高差达 3900m 以上<sup>[12]</sup>。不同海拔梯度上, 其温度特征、植被覆盖、水源涵养以及地表裸露等都具有明显的差异, 生态脆弱程度也存在着差异。因此, 有必要研究石羊河流域在不同海拔梯度下的生态脆弱性垂直地带性差异。

基于石羊河流域海拔分布特征, 依据陈志明等<sup>[26]</sup>根据国家 DTM 数据进行高程频数统计得到的地貌类型划分标准, 即可将石羊河流域地貌类型划分成 3 种: 中山(海拔 1000—2000m)、高中山(海拔 2000—3000m)和 高山(海拔 >3000m)。将石羊河流域生态脆弱性分级评价结果与海拔分级图叠加<sup>[25]</sup>, 即可获得不同海拔梯度下各脆弱性等级的空间分布状况。其运算公式为:

$$EEVI = 10 \times Elevation_{Classification} + EVI_{Classification} \quad (18)$$

式中:  $EEVI$  为不同海拔梯度下各脆弱性等级分布;  $Elevation_{Classification}$  为海拔分级结果;  $EVI_{Classification}$  为生态脆弱性分级结果。

为研究 2000 年和 2016 年两期在不同海拔梯度下生态脆弱性分级变化状况, 利用 ArcGIS 10.2 中的 Raster Calculator 工具进行运算, 将不同海拔梯度下 2000 年和 2016 年生态脆弱性等级分布图进行空间叠加<sup>[25]</sup>, 其运算公式为:

$$Code_{EEVI\_2000-2016} = 100 \times Code_{EEVI\_2000} + Code_{EEVI\_2016} \quad (19)$$

式中:  $Code_{EEVI\_2000-2016}$  为不同海拔梯度下生态脆弱性分级类型变化代码,  $Code_{EEVI\_2000}$  和  $Code_{EEVI\_2016}$  分别为不同海拔梯度下 15 种生态脆弱性分级原代码(11—35)。其中, 千位数和十位数代表 3 种海拔分级代码(1—3 分别代表中山、高中山和高山; 百位数和个位数为生态脆弱性等级类型代码(1—5 分别代表微度、轻度、中度、强度和重度脆弱))。  $Code_{EEVI\_2000-2016}$  代表不同海拔梯度下 2000 年生态脆弱性类型转变成 2016 年生态脆弱性类型(如 1112 指地貌类型为中山, 2000 年的微度脆弱类型转变成 2016 年的轻度脆弱类型)。

## 3 结果与分析

### 3.1 生态脆弱性指标变化特征

表 2 是各年份 4 个指标的统计值。统计结果表明, 17 年间, 石羊河流域的湿度和绿度指标呈上升的趋势, 均值分别从 2000 年的 -0.29、0.22 上升到 2016 年的 -0.15、0.27, 增幅分别为 48.3%、22.7%, 证明该流域水源涵养能力变好; 植被覆盖也呈逐年增加的趋势; 干度指标有所下降, 均值由 2000 年的 0.09 下降到 2016 年的 0.06, 减幅为 33.3%, 表明该流域地表裸露程度有所降低; 而与植被和水资源关系密切的地表温度呈逐年上升趋势, 其均值从 2000 年的 37.40 上升到 2016 年的 39.33, 增幅为 0.05%, 说明该流域水热平衡差异进一步增加, 对未来生态脆弱性影响显著。从生态脆弱性指标空间分布图可大致看出其空间分布(图 1), 17 年间, 人工绿洲及周边地区的植被覆盖和土壤湿度状况有所好转, 而祁连山区有一定的萎缩现象; 地表裸露状况在城镇和祁连山区有所扩张, 而荒漠区地表裸露状况有所减缓; 流域的地表温度在整体空间分布上呈逐年上升的趋势。

### 3.2 石羊河流域生态脆弱性整体特征

通过对上述指标进行生态脆弱性评价模型的计算, 反演出不同年份生态脆弱性等级空间分布, 以此来研究流域生态脆弱性的时空演变。从整体上看, 该流域的生态脆弱性整体指数(EVBI)从 2000 年的 3.47 下

表 2 各年份 4 个指标的统计值  
Table 2 Statistics of four indicators

统计值 Statistics	2000				2016			
	湿度 Wet	绿度 NDVI	干度 NDSI	热度 LST	湿度 Wet	绿度 NDVI	干度 NDSI	热度 LST
最小值 Minimum	-0.83	-1.00	-1.00	10.00	-0.84	-1.00	-1.00	11.00
最大值 Maximum	0.53	1.00	1.00	55.57	0.66	1.00	1.00	54.05
均值 Mean	-0.29	0.22	0.09	37.40	-0.15	0.27	0.06	39.33
标准差 Std Dev	0.09	0.21	0.11	8.36	0.07	0.24	0.15	6.24

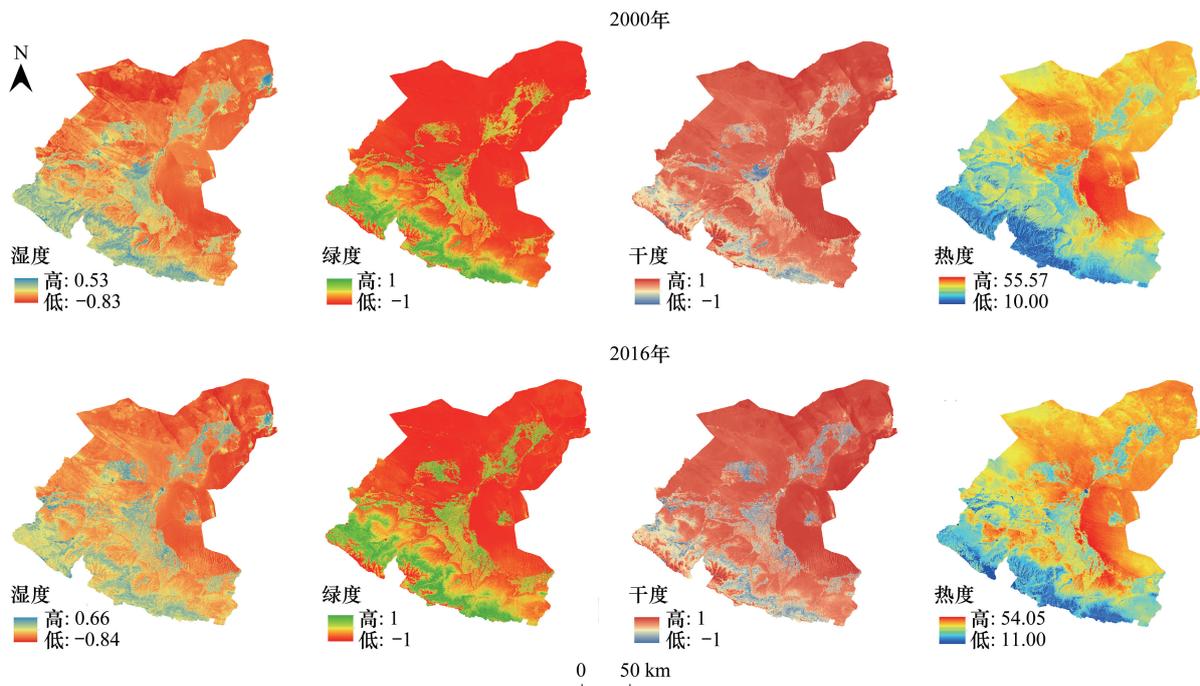


图 1 生态脆弱性指标空间分布

Fig.1 Spatial distribution of ecological vulnerability levels indicators

降到 2016 年的 3.39,增幅不大。整个流域生态脆弱性以中度脆弱和强度脆弱为主。图 2 是 2000 年和 2016 年各生态脆弱等级面积分布状况。2016 年,石羊河流域微度、轻度、中度、强度和重度脆弱区的面积分别为 2493.90 km<sup>2</sup>、5845.84 km<sup>2</sup>、6496.70 km<sup>2</sup>、24661.61 km<sup>2</sup>和 1080.79 km<sup>2</sup>,微度、轻度脆弱区面积比 2000 年分别增加 815.13 km<sup>2</sup>和 61.35 km<sup>2</sup>;强度脆弱区面积比 2000 年增加 2962.50 km<sup>2</sup>;中度、重度脆弱区面积比 2000 年分别减少 1615.67 km<sup>2</sup>、2223.30 km<sup>2</sup>。在空间分布上(图 3),2000 年和 2016 年的石羊河流域大部分区域生态脆弱性处于强度脆弱水平,人工绿洲以及祁连山地区多为中度脆弱及以下水平,而重度脆弱区主要位于中东部的荒漠区。这主要因为石羊河流域深居大陆腹地,气候干燥,水资源匮乏,植被覆盖较少,大部分区域处于沙漠化状态,其生态脆弱程度较高。为进一步探究石羊河流域生态脆弱等级 17 年间随时间推移的空间变化状况,由公式(15)计算获得生态脆弱性时空演变格局(图 4),

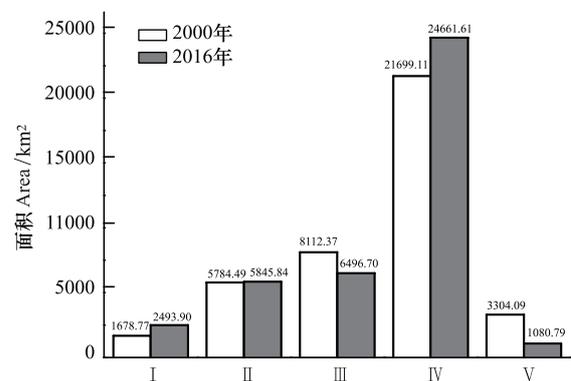


图 2 石羊河流域生态脆弱性等级面积分布

Fig.2 Area distribution of ecological vulnerability levels in Shiyang River Basin

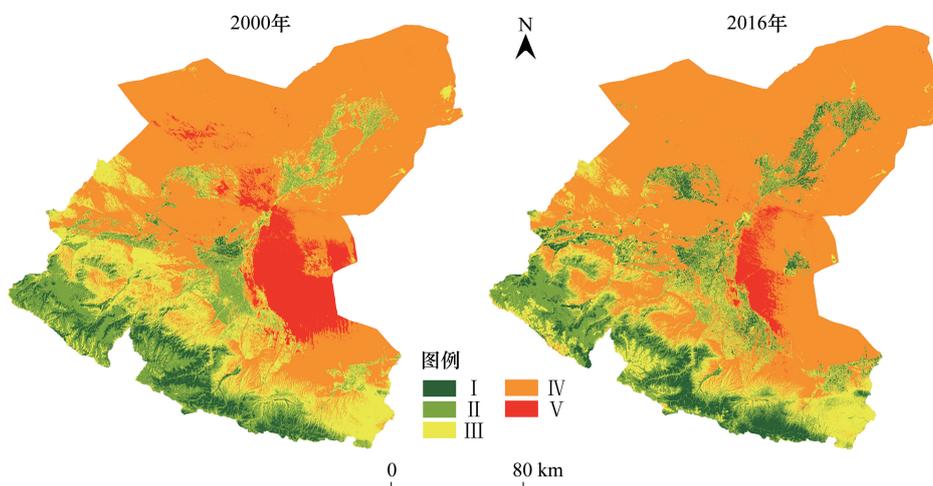


图3 石羊河流域生态脆弱性等级空间分布

Fig.3 Spatial distribution of ecological vulnerability levels in Shiyang River Basin

统计出 17 年间不同生态脆弱等级面积转移矩阵(表 3)。从表 3 中可知,17 年间各类生态脆弱性等级面积转移的总和为 10117.30 km<sup>2</sup>。2000 年,微度脆弱主要转向轻度脆弱,转移面积为 582.05 km<sup>2</sup>;轻度脆弱主要转向微度和中度脆弱,转移面积分别为 1023.61 km<sup>2</sup>和 1275.20 km<sup>2</sup>;中度脆弱主要转向轻度和强度脆弱,转移面积分别为 1505.46 km<sup>2</sup>和 2070.34 km<sup>2</sup>;强度脆弱主要转向中度脆弱,转移面积为 932.26 km<sup>2</sup>;重度脆弱主要转向强度脆弱,转移面积为 2218.63 km<sup>2</sup>;2016 年新增的微度脆弱面积主要由轻度脆弱转化而来,转化面积占微度脆弱新增面积的 70.2%;轻度脆弱面积主要由中度脆弱转化而来,转化面积占比为 60.8%;中度脆弱面积主要由轻度脆弱面积转化而来,转化面积占比为 55.6%;强度脆弱面积主要由重度脆弱面积转化而来,转化面积占比为 50.3%;重度脆弱面积主要由强度脆弱转化而来,转化面积占比为 99.5%。17 年间,微度、轻度脆弱区的新增面积分别为 1458.31km<sup>2</sup>和 2474.88 km<sup>2</sup>。在空间变化上,人工绿洲以及周边地区生态脆弱性向低脆弱性转移,生态有所改善,沙漠化治理取得一定成效<sup>[27]</sup>;但是,因城镇扩张、祁连山区人类过度开采资源等导致城镇及祁连山地区生态有所萎缩,生态脆弱性向高脆弱性转移。研究区内生态脆弱性总体上降低面积大于增高面积,从侧面反映出该流域生态往良好方向发展。

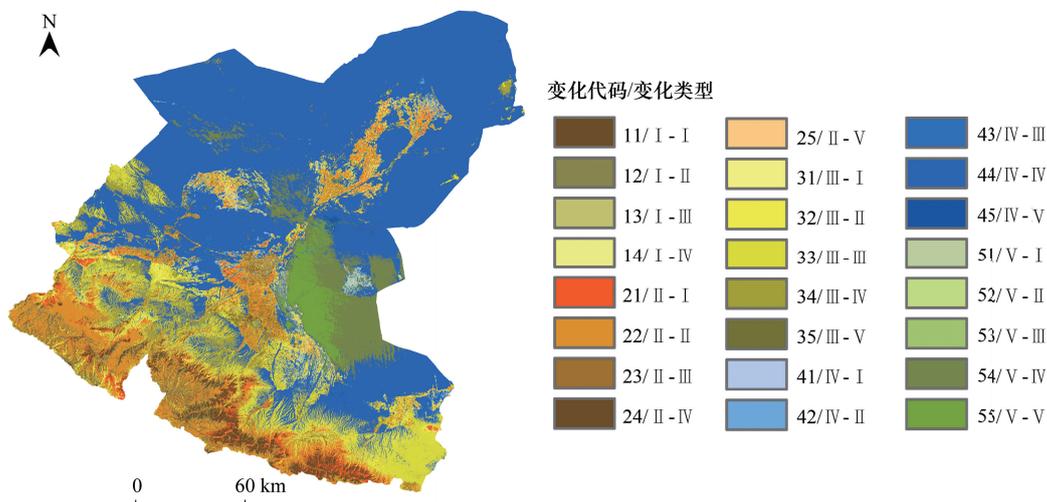


图4 石羊河流域生态脆弱性时空演变格局

Fig.4 Spatiotemporal evolution pattern of EVI in Shiyang River Basin

表 3 石羊河流域不同生态脆弱性等级面积转移矩阵/ $\text{km}^2$ 

Table 3 Conversion matrix of ecological vulnerability area of different levels in Shiyang River Basin

脆弱性等级 Vulnerability Level	2016					2000 年总计 Total of 2000	2000 年转移量 Reduction of 2000
	微度脆弱 Slight vulnerability	轻度脆弱 Light vulnerability	中度脆弱 Moderate vulnerability	强度脆弱 Strong vulnerability	重度脆弱 Heavy vulnerability		
2000 微度脆弱 Slight vulnerability	1035.58	582.05	49.81	11.33	0.00	1678.77	643.19
轻度脆弱 Light vulnerability	1023.61	3370.96	1275.20	114.66	0.06	5784.49	2413.53
中度脆弱 Moderate vulnerability	332.91	1505.46	4203.33	2070.34	0.34	8112.37	3909.05
强度脆弱 Strong vulnerability	90.51	354.33	932.26	20246.64	75.37	21699.11	1452.47
重度脆弱 Heavy vulnerability	11.29	33.04	36.11	2218.63	1005.02	3304.09	2299.07
2016 年总计 Total of 2006	2493.90	5845.84	6496.70	24661.61	1080.79	40578.83	-
2016 年新增量 Increment of 2016	1458.31	2474.88	2293.37	4414.97	75.77	-	10117.30

### 3.3 石羊河流域不同海拔梯度上生态脆弱性时空演变特征

图 5 和图 6 为 17 年间石羊河流域在不同海拔梯度上生态脆弱性等级的面积及空间分布情况。该流域生态脆弱性最高的海拔梯度为中山区(1000—2000m),2000 和 2016 年生态脆弱性整体指数(EVBI)分别为 3.88 和 3.72,高于各年份 EVBI 值的整体状况(2000 年为 3.47,2016 年为 3.39),生态脆弱性等级空间分布以强度脆弱为主(面积占比分别为 71.13%和 77.69%),主要分布在大面积的荒漠区;高中山区(2000—3000m)次之,2000 年和 2016 年的 EVBI 值分别为 2.98 和 3.04,生态脆弱性等级空间分布以中度脆弱和强度脆弱为主(面积占比分别为 53.80%、24.52%和 37.76%、37.15%),这是由于在该海拔梯度下的祁连山山区受人类活动的干

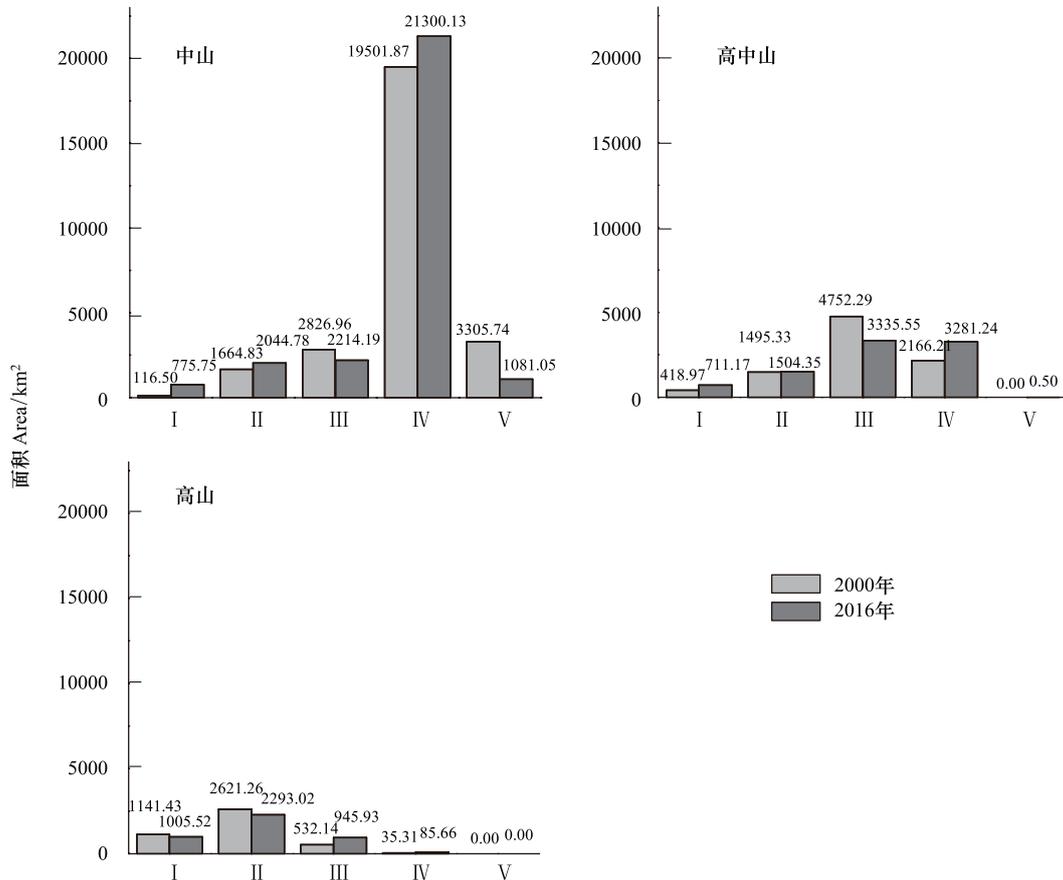


图 5 不同海拔梯度下生态脆弱性等级面积分布

Fig.5 Area distribution of ecological vulnerability levels in different elevations

扰,地表裸露程度有所增大,抗外界干扰能力和自我恢复能力有所下降,生态脆弱性有所增高;而高山区(>3000m)生态脆弱性等级较低,2000年和2016年的 EVBI 值分别为 1.88 和 2.03,生态脆弱性等级空间分布以轻度脆弱为主(面积占比分别为 60.54%和 52.95%),明显小于其他海拔梯度和整体的生态脆弱水平。

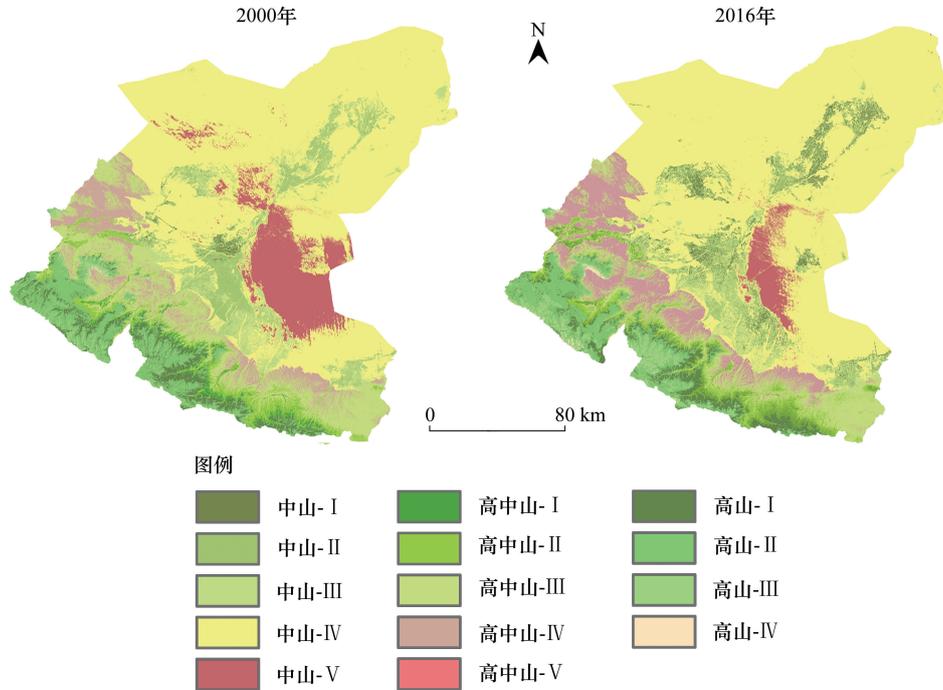


图 6 不同海拔梯度下生态脆弱性等级空间分布

Fig.6 Spatial distribution of EVI in different elevations

为获取在不同海拔梯度下生态脆弱性等级的变化情况,由公式(19)得到 17 年间不同海拔梯度下生态脆弱性等级变化的空间分布(图 7),统计其面积转移矩阵(表 4)。统计结果表明,中山区呈现生态脆弱性从较高等级向较低等级转换的趋势,以微度、轻度脆弱增长,重度脆弱降低为主,2016 年微度、轻度脆弱新增面积(分别为 747.20 km<sup>2</sup>和 1293.07 km<sup>2</sup>)大于 2000 年转移面积(分别为 87.96 km<sup>2</sup>和 913.11 km<sup>2</sup>),而 2016 年重度脆弱新增面积(75.22 km<sup>2</sup>)小于 2000 年转移面积(2299.92 km<sup>2</sup>);高中山区和高山区则呈现生态脆弱性等级

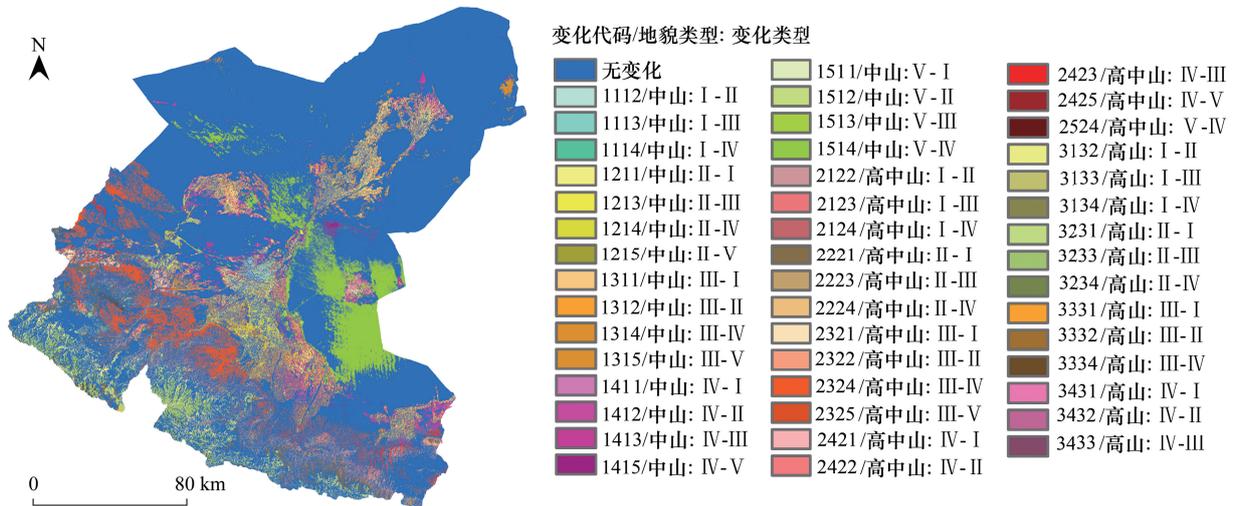


图 7 不同海拔梯度下生态脆弱性等级时空变化

Fig.7 Spatial-temporal change of ecological vulnerability levels in different elevations

向高脆弱等级方向发展的趋势,高中山区以强度脆弱增长为主,2016 年强度脆弱新增面积(1390.81 km<sup>2</sup>)大于 2000 年转移面积(275.78 km<sup>2</sup>);高山区以中度脆弱增长,微度、轻度脆弱降低为主。2016 年中度脆弱新增面积(613.50 km<sup>2</sup>)大于 2000 年转移面积(199.71 km<sup>2</sup>);2016 年微度、轻度脆弱新增面积(311.67 km<sup>2</sup>和 558.12 km<sup>2</sup>)小于 2000 年转移面积(447.57 km<sup>2</sup>和 886.35 km<sup>2</sup>)。从空间分布上也可得到相同的规律,中山区生态脆弱性降低的主要原因在于绿洲扩张和沙漠化的有效治理,而其中部分地区由于城镇化进程加快导致轻度、中度脆弱往中度、强度脆弱转移;高中山区和高山区生态脆弱性升高与人类过度的开发矿产资源、部分水电设施违法建设和运行等因素有关。

表 4 不同海拔梯度下不同生态脆弱性等级面积转移矩阵/km<sup>2</sup>

Table 4 Conversion matrix of ecological vulnerability area of different levels in different elevations

脆弱性等级 Vulnerability Level	2016					2000 年 总计 Total of 2000	2000 年 转移量 Reduction of 2000	
	微度脆弱 Slight vulnerability	轻度脆弱 Light vulnerability	中度脆弱 Moderate vulnerability	强度脆弱 Strong vulnerability	重度脆弱 Heavy vulnerability			
中山	微度脆弱 Slight vulnerability	28.55	51.57	25.08	11.31	0.00	116.50	87.96
	轻度脆弱 Light vulnerability	376.95	751.72	425.53	110.58	0.05	1664.83	913.11
	中度脆弱 Moderate vulnerability	271.55	870.03	1065.50	619.55	0.34	2826.96	1761.46
	强度脆弱 Strong vulnerability	87.44	338.84	662.04	18338.71	74.84	19501.87	1163.16
	重度脆弱 Heavy vulnerability	11.26	32.64	36.04	2219.98	1005.82	3305.74	2299.92
	2016 年总计 Total of 2016	775.75	2044.78	2214.19	21300.13	1081.05	27415.89	-
	2016 年新增量 Increment of 2016	747.20	1293.07	1148.69	2961.43	75.22	-	6225.60
高中山	微度脆弱 Slight vulnerability	311.93	103.71	3.31	0.02	0.00	418.97	107.04
	轻度脆弱 Light vulnerability	341.61	882.72	267.94	3.05	0.00	1495.33	612.61
	中度脆弱 Moderate vulnerability	54.52	504.28	2805.75	1387.74	0.00	4752.29	1946.54
	强度脆弱 Strong vulnerability	3.11	13.64	258.54	1890.42	0.49	2166.21	275.78
	重度脆弱 Heavy vulnerability	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	2016 年总计 Total of 2016	711.17	1504.35	3335.55	3281.24	0.50	8832.80	-
	2016 年新增量 Increment of 2016	399.24	621.63	529.80	1390.81	0.50	-	2941.97
高山	微度脆弱 Slight vulnerability	693.85	426.20	21.34	0.03	0.00	1141.43	447.57
	轻度脆弱 Light vulnerability	304.89	1734.91	580.55	0.92	0.00	2621.26	886.35
	中度脆弱 Moderate vulnerability	6.73	130.98	332.43	62.00	0.00	532.14	199.71
	强度脆弱 Strong vulnerability	0.05	0.93	11.62	22.71	0.00	35.31	12.60
	重度脆弱 Heavy vulnerability	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	2016 年总计 Total of 2016	1005.52	2293.02	945.93	85.66	0.00	4330.14	-
	2016 年新增量 Increment of 2016	311.67	558.12	613.50	62.95	0.00	-	1546.23

图 7 中变化类型为无变化,其为三种地貌类型在 2000—2016 年各生态脆弱性等级未发生变化的总和,面积为 29865.02km<sup>2</sup>

### 3.4 石羊河流域各县区生态脆弱性差异

根据石羊河流域各县区的生态脆弱性整体指数 (EVBI) 进一步比较 2000 年和 2016 年生态脆弱性的空间差异性 (图 8)。结果表明,2016 年较 2000 年相比,金川区、凉州区、永昌县、民勤县和古浪县的 EVBI 值呈下降趋势,其中民勤县的降幅最大,从 2000 年的 3.95 下降到 2016 年的 3.83,下降了 0.12,说明从 2001 年起的一系列生态治理的政策和措施使得民勤县生态脆弱性有所降低,植被覆盖增多,水源涵养变好,沙漠化程度得到一定的遏止。但两个年份中金川区、凉州区、永昌县、民勤县和古浪县的 EVBI 值均大于 3,生态脆弱性处于中度偏高水平,除了各县区内有一定的荒漠区影响生态脆弱水平外,各县区建设用地增多、人口流动大、人类活动频繁等也是导致一定程度上区域内生态脆弱性增高的原因。而流域内的天祝县和肃南县生态脆弱性处于轻度偏低水平, EVBI 值呈上升趋势,分别由 2000 年的 1.96、2.25 上升到 2016 年的 2.05、2.43。天祝县和肃南县位于祁连山区,与人类过多的干扰活动有关,导致植被覆盖,水源涵养能力和矿产资源储存等受到一定的影响,生态问题日渐突出,因此今后应需加强生态脆弱性的治理和恢复。

## 4 讨论

### 4.1 生态脆弱性评价指标体系与评价方法选取的合理性

由于多光谱影像具有多波段和相关性较强的特征,导致多光谱影像内部信息的冗余度较高<sup>[28]</sup>。因此基于遥感影像计算的指数间可能存在信息冗余,不仅计算量增多,而且会直接影响评价结果的精确性。本文在构建指标体系时,想在不受人因素和主观条件约束情况下,通过遥感模型和指数,客观和快速的评价研究流域在 17 年间生态脆弱性变化及空间演变规律,经过慎重筛选最终选择了徐涵秋提出的新型遥感生态指数 (RSEI) 的指标体系<sup>[11]</sup>,其可以良好的反映研究流域植被覆盖、土壤湿度、地表裸露和地表温度状况,而且该指标体系间不存在较明显的相关性<sup>[29]</sup>;而本文所选用的空间主成分分析法本身就具有去除各指标间一定的相关性,降低数据冗余的作用<sup>[11,30]</sup>。为验证各指标的相关性,本文以 2016 年为例,对各指标进行共线性诊断<sup>[8]</sup>。常用的共线性诊断指标主要有两个:方差膨胀因子 (VIF) 和容忍度 (TOL)。这两个指标互为倒数,当  $VIF > 10$  (即  $TOL < 0.1$ ) 时,表明所选指标的多元共线性较为严重。在 ArcGIS 10.2 中,采用  $3\text{km} \times 3\text{km}$  的格网贯穿全影像的方法,共均匀生成研究区 4523 个点,然后分别利用这些点读取各指标与 EVI 的值,利用 SPSS 21.0 计算出各指标的 VIF 与 TOL (表 5)。从计算结果可以看出,各指标的 VIF 均小于 10, TOL 均大于 0.1,表明各指标间不存在明显的相关性。综上所述,本文选取绿度、湿度、干度和热度作为评价指标体系,空间主成分分析法作为评价方法是可取的。

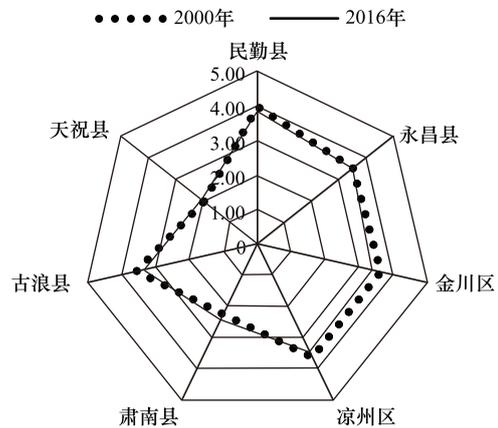


图 8 石羊河流域各县区生态脆弱性整体指数  
Fig.8 EVBI of each county in Shiyang River Basin

表 5 多元共线性诊断结果

Table 5 Results of multicollinearity diagnostics

指标 Index	方差膨胀因子 VIF	容忍度 TOL	指标 Index	方差膨胀因子 VIF	容忍度 TOL
湿度 Wet	5.276	0.190	干度 NDSI	6.520	0.153
绿度 NDVI	6.003	0.167	热度 LST	3.446	0.290

## 4.2 石羊河流域生态脆弱性的演变动因

为进一步探究石羊河流域生态脆弱性的时空演变规律,本文引入地理探测器<sup>[31]</sup>作为分析工具,用以诊断出生态脆弱性的主导影响因素。地理探测器包括 4 个探测器:风险探测器、因子探测器、生态探测器与交互作用探测器。而利用其中的因子探测器可探测某因子是否是形成生态脆弱性时空分布格局的原因以及在多大程度上解释了生态脆弱性的空间分异机理<sup>[31]</sup>。具体做法是以生态脆弱性指数(EVI)作为因变量,将选取的 4 个指标作为自变量因子,将自变量进行分层,由数值量转为类型量,2000 和 2016 年各指标均采用自然断点法分成 5 类,代表不同程度的生态脆弱性类型;然后在 ArcGIS 10.2 中,采用 3km×3km 的格网贯穿全影像的方法,共均匀生成研究区 4523 个点,将因变量值和自变量值过格网点匹配起来,进行因子探测分析<sup>[32]</sup>,得出各因子对生态脆弱性指数(EVI)的影响力值(q 值,q 值越大表示该因子对生态脆弱性指数(EVI)的影响越大)和因子解释力值(p 值,p 值越大表示该因子对生态脆弱性指数(EVI)的解释力越小)<sup>[33]</sup>。分析结果显示(表 6):2000 和 2016 年的 p 值均为 0,4 个因子对石羊河流域生态脆弱性的解释力都很充足;q 值均大于 0.5,4 个因子对石羊河流域生态脆弱性的影响均为显著。从生态脆弱性随时间的演变过程来看,2016 年较 2000 年相比,4 个因子的 q 值均有不同程度的变化,说明 17 年间,4 个因子对石羊河流域生态脆弱性演变的影响程度存在波动变化的趋势;从生态脆弱性主导影响因子角度来看,2016 年较 2000 年相比,在 q 排序中,干度较其他因子对生态脆弱性变化的影响程度有所提升,而湿度有所下降。其主要原因是由于石羊河流域湿度含量的增长,促使植被覆盖增多,植被对流域生态脆弱性的影响变大;植被覆盖的多少在一定程度上抑制地表温度对生态脆弱性的影响,因此地表温度的 q 值有所减小;干度 q 值变大主要受城市扩张和祁连山生态破坏导致在部分空间分布上地表裸露程度变大的影响。针对影响因子存在的复杂耦合关系对石羊河流域生态脆弱性在不同的地理单元上产生的明显空间分异特征,当地政府应从政策制度上完善健全,落实各方责任,协调当地居民经济发展与生态脆弱性治理的平衡,采取正确、适当的措施与方法抑制生态脆弱性向更为脆弱的方向发展,加快石羊河流域生态治理的步伐,巩固生态治理建设的成果,才能从根源上去治理石羊河流域脆弱的生态环境。

## 4.3 研究结果的不足

考虑到生态脆弱性评价具有的综合性、复杂性和不明确性等特点,而目前的评价方法尚不能做到全面、科学和客观的评价。因此,本研究也只是在总结前人研究成果的基础上,以干旱内陆河流域独特的自然条件为依据,“绿”、“湿”作为干旱内陆河流域生态脆弱性的主要决定因素,而“干”、“热”为干旱内陆河流域主要生态脆弱特征,利用这四个方面结合遥感和评价模型对石羊河流域生态脆弱性进行宏观、快速和客观评价,揭示其生态脆弱性的演变动因,不仅为石羊河流域生态脆弱性治理提供一定的参考价值,而且对干旱内陆河流域生态脆弱性评价提供一定的思路和借鉴。本文的主要目的是通过遥感指数思想,试图探索出一种利用客观评价模型对干旱内陆地区生态脆弱性评价的方法。但在指标体系的确定上,本文仍存在一些不足:干旱内陆河流域生态脆弱性变化是一个十分复杂的问题,涉及自然、生态、社会经济、人类活动等各个方面,不可能用 1 个或几个指标来完全表征,而本研究只考虑了自然因素对石羊河流域生态脆弱性的影响。要想更加科学、全面的反映石羊河流域生态脆弱性时空变化规律仍需进一步的探索与研究。

表 6 石羊河流域 4 个影响因子的地理探测结果

Table 6 The geographical detector results of 4 impact factors of Shiyang River Basin

因子 Factor	2000			2016		
	q 值	p 值	q 排序	q 值	p 值	q 排序
	q statistic	p value	q ranking	q statistic	p value	q ranking
湿度 Wet	0.736	0.000	2	0.774	0.000	4
绿度 NDVI	0.714	0.000	3	0.826	0.000	3
干度 NDSI	0.633	0.000	4	0.843	0.000	2
热度 LST	0.912	0.000	1	0.844	0.000	1

## 5 结论

本文基于流域的生态特征和遥感的快速、客观、宏观和大面积观测特点,选取湿度、绿度、干度和热度等 4 个指标构建生态脆弱性的评价指标体系,运用空间主成分分析法 (SPCA),对石羊河流域生态脆弱性状况和时空特征进行分析。得到以下结论:

(1) 从各遥感指数空间分布来看,湿度和绿度指标在 17 年间呈增加趋势,证明该流域水源涵养能力变好,植被覆盖率变大;干度指标值有所下降,表明该流域地表裸露程度有所降低;而与植被和水资源关系密切的地表温度呈逐年上升趋势,说明该流域水热平衡差异进一步增加,对未来生态脆弱性影响显著;

(2) 从全流域生态脆弱性时空演变特征来看,该区域主要以强度和中度脆弱为主,高脆弱区主要分布在荒漠和城镇区,低脆弱区主要位于人工绿洲和祁连山地区。17 年间生态脆弱性整体上呈缓慢降低趋势;

(3) 从不同的海拔生态脆弱性分布来看,中山区 (1000—2000m) 最高,以强度脆弱为主;高中山区 (2000—3000m) 次之,以中度和强度脆弱为主;高山区 (>3000m) 最低,以轻度脆弱为主。17 年间中山区生态脆弱性有所下降,而高中山与高山区却呈上升的趋势;

(4) 从不同的行政区划生态脆弱性分布来看,金川区、凉州区、永昌县、民勤县和古浪县处于中度和强度脆弱水平,17 年间生态脆弱性呈逐渐下降的趋势;而天祝县和肃南县整体处于轻度和微度脆弱水平,17 年间生态脆弱性呈逐渐上升趋势。

(5) 从生态脆弱性的演变动因来看,4 个指标对石羊河流域生态脆弱性影响均为显著。2000 年生态脆弱性的主导影响因子依次为热度>湿度>绿度>干度;2016 年生态脆弱性的主导影响因子依次为热度>干度>绿度>湿度。

## 参考文献 (References):

- [ 1 ] 王让会, 樊自立. 塔里木河流域生态脆弱性评价研究. 干旱环境监测, 1998, 12(4): 218-223.
- [ 2 ] 孟岩, 赵庚星. 基于卫星遥感数据的河口区生态环境状况评价——以黄河三角洲垦利县为例. 中国环境科学, 2009, 29(2): 163-167.
- [ 3 ] Song G, Li Z, Yang Y, Semakula HM, Zhang S. Assessment of ecological vulnerability and decision-making application for prioritizing roadside ecological restoration: A method combining geographic information system, Delphi survey and Monte Carlo simulation. Ecological Indicators, 2015, 52: 57-65.
- [ 4 ] 徐广才, 康慕谊, 贺丽娜, 李亚飞, 陈雅如. 生态脆弱性及其研究进展. 生态学报, 2009, 29(5): 2578-2588.
- [ 5 ] 陈群利, 左太安, 孟天友, 张凤太. 基于 SPA 的毕节水土流失区生态脆弱性评价. 中国水土保持, 2010, 12: 53-56.
- [ 6 ] 徐庆勇, 黄玫, 李雷, 唐磊, 王军邦. 晋北地区生态环境脆弱性的 GIS 综合评价. 地球信息科学学报, 2013, 15(5): 705-711.
- [ 7 ] 王志杰, 苏嫄. 南水北调中线汉中市水源地生态脆弱性评价与特征分析. 生态学报, 2018, 38(2): 432-442.
- [ 8 ] 姚雄, 余坤勇, 刘健, 杨素萍, 何平, 邓洋波, 俞欣妍, 陈樟昊. 南方水土流失严重区的生态脆弱性时空演变. 应用生态学报, 2016, 27(3): 735-745.
- [ 9 ] 常兆丰, 韩富贵. 石羊河下游沙漠化的自然因素和人为因素及其位移. 干旱区地理, 2005, 28(2): 150-155.
- [ 10 ] 肖笃宁, 李小明, 宋冬梅. 石羊河尾间绿洲的景观变化与生态恢复对策. 生态学报, 2005, 25(10): 2477-2483.
- [ 11 ] 徐涵秋. 城市生态指数的创建及其应用. 生态学报, 2013, 33(24): 7853-7862.
- [ 12 ] 魏伟, 石培基, 冯海春, 王旭峰. 干旱内陆河流域人居环境适宜性评价——以石羊河流域为例. 自然资源学报, 2012, 27(11): 1940-1950.
- [ 13 ] 李芳芳, 贾永红. 一种基于 TM 影像的湿地信息提取方法及其变化检测. 测绘科学, 2008, 33(2): 147-149.
- [ 14 ] 汪燕, 董张玉. 基于缨帽变换影像融合的遥感影像植被信息提取. 地理空间信息, 2013, 11(4): 85-86.
- [ 15 ] Baig M H A, Zhang L F, Shuai T, Tong Q. Derivation of a tasseled cap transformation based on Landsat 8 at-satellite reflectance. Remote Sensing of Environment, 2014, 5(5): 423-431.
- [ 16 ] Crist E P. A TM tasseled cap equivalent transformation for reflectance factor data. Remote Sensing of Environment, 17(3): 301-306
- [ 17 ] Goward S N, Xue Y K, Czajkowski K P. Evaluating land surface moisture conditions from the remotely sensed temperature/vegetation index measurements: An exploration with the simplified simple biosphere model. Remote Sensing Letters, 2002, 79(2): 225-242.
- [ 18 ] Xu H Q. A new index for delineating built-up land features in satellite imagery. International Journal of Remote Sensing, 2008, 29(14):

4269-4276.

- [19] Rikimaru A, Roy P S, Miyatake S. Tropical forest cover density mapping. *Tropical Ecology*, 2002, 43(1): 39-47.
- [20] NASA. Landsat 7 Science Data Users Handbook; General Interest Publication. [2018-01-06]. <http://landsat.usgs.gov>.
- [21] NASA. Landsat 8 Data Users Handbook. [2018-01-06]. <http://landsathandbook.gsfc.nasa.gov>.
- [22] 覃志豪, 李文娟, 徐斌, 陈仲新, 刘佳. 陆地卫星 TM6 波段范围内地表比辐射率的估计. *国土资源遥感*, 2004, 16(3): 28-32.
- [23] 徐涵秋. 新型 Landsat8 卫星影像的反射率和地表温度反演. *地球物理学报*, 2015, 58(3): 741-747.
- [24] Taohong Zou, Kunihiko Yoshino. Environment vulnerability evaluation using a spatial components Approach in the Daxing'anling region, China. *Ecological Indicators*, 2017, 78: 405-415.
- [25] 邓华, 邵景安, 王金亮, 高明, 魏朝富. 多因素耦合下三峡库区土地利用未来情景模拟. *地理学报*, 2016, 71(11): 1979-1997.
- [26] 陈志明. 论中国地貌图的研制原则、内容与方法——以 1:4000000 全国地貌图为例. *地理学报*, 1993, 48(2): 105-113.
- [27] 石三娥, 魏伟, 杨东, 胡鑫, 周俊菊, 张强. 基于 RSEDI 的羊河流域绿洲区生态环境质量时空演变. *生态学杂志*, 2018, 37(4): 1152-1163.
- [28] Sun W, Zhang L, Zhang L, Lai Y M. A Dissimilarity-Weighted Sparse Self-Representation Method for Band Selection in Hyperspectral Imagery Classification. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations & Remote Sensing*, 2016, 9(9): 4374-4388.
- [29] 王士远, 张学霞, 朱彤, 杨维, 赵静瑶. 长白山自然保护区生态环境质量的遥感评价. *地理科学进展*, 2016, 35(10): 1269-1278.
- [30] 潘竟虎, 刘晓. 基于空间主成分和最小累积阻力模型的内陆河景观生态安全评价与格局优化——以张掖市甘州区为例. *应用生态学报*, 2015, 26(10): 3126-3136.
- [31] 王劲峰, 徐成东. 地理探测器: 原理与展望. *地理学报*, 2017, 72(1): 116-134.
- [32] 武鹏, 李同昇, 李卫民. 县域农村贫困化空间分异及其影响因素——以陕西山阳县为例. *地理研究*, 2018, 37(3): 593-606.
- [33] 叶妍君, 齐清文, 姜莉莉, 张岸. 基于地理探测器的黑龙江垦区农场粮食产量影响因素分析. *地理研究*, 2018, 37(1): 171-182.