

# 中亚跨境流域生态脆弱性评价及其时空特征分析 ——以阿姆河流域为例

陈桃<sup>1,2</sup>, 包安明<sup>1</sup>, 郭浩<sup>1,2</sup>, 郑国雄<sup>1,2</sup>, 袁野<sup>1,2</sup>, 于涛<sup>1,2</sup>

(1. 中国科学院新疆生态与地理研究所荒漠与绿洲生态国家重点实验室, 乌鲁木齐 830011;

2. 中国科学院大学, 北京 100049)

**摘要:** 生态脆弱性(EVI)的定量评估和长期分析,对于了解区域生态环境动态变化与指导生态环境保护与修复极为重要。但以往研究很少对跨境流域这一特殊单元进行生态脆弱性评价。以阿姆河流域为例,选择反映研究区植被、水文、气候、地形、土壤以及人类活动等方面的11个指标,通过共线性诊断分析,构建了阿姆河流域生态脆弱性评价体系,利用主观权重与客观权重相结合的方法确定指标权重,对1990-2015年研究区EVI进行了定量评价及时空特征分析。结果表明:(1)研究区生态环境呈恶化趋势,大部分区域处于重度脆弱状态,研究时段内重度脆弱性比例的平均值为46.40%;极度脆弱性占比在过去25年内呈增加趋势,从1990年的2.58%增加至2015年的16.97%,增幅为14.39%。(2)生态脆弱性在不同土地覆被类型之间差异巨大,其中草地的EVI值变化最大,裸地的生态环境最为脆弱,林地的生态脆弱性最小;研究区生态脆弱程度整体表现为裸地>灌丛>草地>耕地>城市用地>林地的规律。(3)EVI与地形因子的关系表明生态环境最为脆弱的区域主要位于低海拔地势平坦与高海拔坡度大的地区,而低脆弱性主要分布在海拔2500~3500 m或坡度15~25°的区间上。

**关键词:** 遥感;生态脆弱性评价;改进熵权法;时空特征;阿姆河流域;中亚

全球气候变化,人类活动剧增及不合理的自然资源利用方式导致生态系统的自我调整能力快速下降<sup>[1]</sup>。生态系统脆弱性研究成为全球环境变化和可持续发展领域关注的重点与热点问题, Clements于20世纪初首次在生态学中引入Ecotone概念,到20世纪60年代的国际生物学计划(IBM)、20世纪70年代的人与生物圈计划(MAB)、20世纪80年代的国际地圈与生物圈计划(IGBP)以及21世纪初政府间气候变化专业委员会(IPCC)发布的《气候变化、影响、适应和脆弱性报告》都把生态脆弱性作为重要的研究领域,生态脆弱性研究的理论及内容不断深化和丰富<sup>[2-3]</sup>。生态脆弱性是生态系统的自然属性,是反映生态系统自我调节能力的重要指标。进行区域生态系统脆弱性评价,不仅可以正确认识区域生境脆弱状况,了解其空间分布差异,还可以对资源环境进行有效利用和管理,对维持和促进生态系统可持续发展具有重要意义<sup>[4-5]</sup>。

目前不同的方法用于生态脆弱性评价,如层次分析法(AHP)、灰色模型法、人工神经网络、模糊理论分析法和主成分分析法等。然而,在使用这些方法进行指标选择和权重确定时,依赖于研究人员的先验知识和经验,在一定程度上无法避免主观性<sup>[6]</sup>。其中,

收稿日期: 2019-04-20; 修订日期: 2019-08-28

基金项目: 中国科学院战略性先导科技专项(XDA20030101); 亚欧大陆干旱带荒漠化研究(131965KYSB20170038)

作者简介: 陈桃(1990-),男,四川资阳人,硕士,研究方向为生态环境遥感。E-mail: chentao16@mailsucas.ac.cn

通讯作者: 包安明(1967-),男,甘肃平凉人,研究员,博士生导师,研究方向为遥感与地理信息系统在资源环境、水文水资源评价等领域的应用研究。E-mail: baoam@ms.xjb.ac.cn

层次分析法(AHP)由于原理简单应用方便,使其在生态脆弱性评价中广泛使用,但它仍属于主观权重法。主成分分析法是定性分析和定量分析相结合的方法,在一定程度上可以避免主观性带来的误差,尽管在生态脆弱性研究中得到广泛应用<sup>[7]</sup>,但在使用该方法选择主成分的过程中,部分变量信息被删除,从而也会对评价结果造成影响<sup>[8]</sup>。此外,熵权法作为确定指标权重的重要方法<sup>[9]</sup>,该方法属于客观权重法,它根据每个指标观测值提供的信息确定指标权重,相对于主观权重法,其评价结果客观,能够更好地解释所得到的结果。目前,利用熵权法进行生态脆弱性评价获得了较为满意的结果<sup>[10-11]</sup>。尽管该方法是客观评价方法,但缺乏各指标之间的横向比较,容易忽略专家知识的重要性以及指标的实际生态意义。因此,考虑到主观与客观权重法各自的优缺点,本文参考以往研究<sup>[12-14]</sup>,将主观权重法和客观权重法相结合用于指标权重确定。

在研究区域方面,Li等<sup>[15]</sup>运用GIS和RS空间技术,结合空间主成分分析(SPCA)方法对山地典型流域岷江上游的生态脆弱性进行了研究;Xue等<sup>[16]</sup>基于模糊层次分析法(FAHP)对干旱区典型内陆河流域的生态脆弱性进行了评价并分析其时空特征;邵秋芳等<sup>[6]</sup>以卫星遥感图像为信息源,综合运用投影寻踪模型(Projection Pursuit Model, PPM)对西南农牧交错核心地带的安宁河流域进行了生态脆弱性评估。尽管以往研究在不同典型流域生态脆弱性评价方面取得了大量研究成果,但针对跨境流域这一特殊单元进行生态脆弱性评价尚未见到,其主要原因在于跨境流域受政治因素等影响,数据获取难度大,限制了对其研究。而中亚国家深居大陆腹地,政治环境特殊,数据获取难度更大,特别是社会经济数据的获取<sup>[17]</sup>。此外,阿姆河流域正是“一带一路”沿线的重要区域。评价“一带一路”沿线典型区域的生态脆弱性和承载力,对于支持“一带一路”国家实现可持续发展目标,协助“一带一路”区域国家合理开发与保护生态环境具有现实意义<sup>[18]</sup>。随着遥感与地理信息技术的发展,利用遥感地信技术进行大尺度研究,可以克服跨区域数据难以获取的问题,为跨流域生态环境监测提供了有效的工具。

因此,本文基于多源遥感数据,以像元作为评价对象,对阿姆河流域1990-2015年的生态脆弱性进行评价并分析其时空变化特征,进一步探讨流域内脆弱性空间演化差异及其与土地覆被类型、地形因子的相关关系,以为流域国家生态环境监测和管理提供科学方法,为国家“一带一路”倡议在该地区实施提供科学参考。

## 1 研究方法与数据来源

### 1.1 研究区概况

阿姆河是中亚最为重要的河流之一,全长2540 km,发源于帕米尔—阿莱高原与兴都库什山脉的高山冰雪地带,是咸海的两大水源之一,流经塔吉克斯坦、阿富汗、土库曼斯坦和乌兹别克斯坦等国家,最终汇入咸海<sup>[19]</sup>。阿姆河流域位于34°30′~43°45′N、58°15′~75°07′E,总面积为46.5万km<sup>2</sup>;流域上游以东西走向的高大山脉为主,下游为地势平坦的荒漠绿洲,流域内地势落差较大,海拔由西向东逐渐升高(图1)。阿姆河流域属于典型的温带大陆性气候,冬季寒冷,夏季炎热,相对湿度低;流域上游山区冬春多雨,降水可达1000 mm,而下游山麓与平原区降水却不足100 mm;7月平均气温26~30℃,冬季1月气温可下降到-30℃以下<sup>[20]</sup>。近几十年来,在全球气候变化和人类活动的影响下,阿姆河流域生态环境逐渐恶化,生态系统功能退化,该地区出现了如土壤盐渍

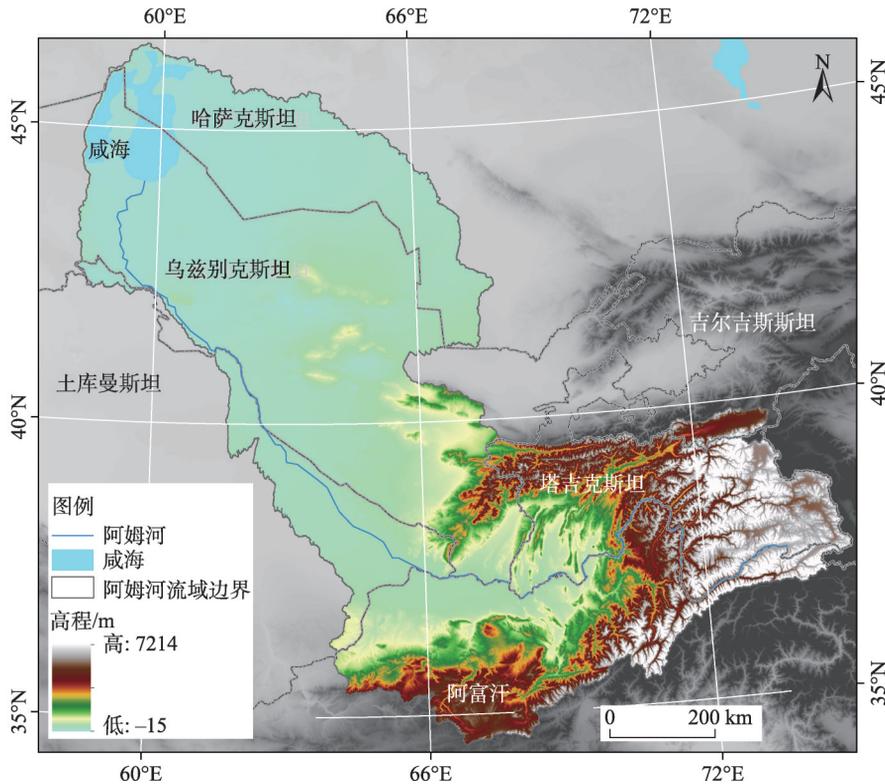


图1 阿姆河流域位置

Fig. 1 Location of Amu Darya River Basin

化、土地退化和荒漠化、沙尘暴以及地质灾害等严重的生态环境问题<sup>[21]</sup>。位于阿姆河下游的咸海，曾经引发了全球闻名的“咸海危机”，该区域已经成为世界上生态最为脆弱的地区之一，并受到国际社会的关注，解决该地区生态问题成为全球热点<sup>[22]</sup>。

## 1.2 数据来源

### 1.2.1 指标选择

指标选择是一个复杂的过程，到现在还没有一套国际公认的且普遍适用的指标体系和评价方法应用于生态脆弱性评价<sup>[23]</sup>。本文参考以往的研究<sup>[24-27]</sup>，考虑到研究区数据获取的可行性，在遵循科学性、全面性、主导性、定性与定量相结合的原则下兼顾研究区的实际情况，从自然条件和人类因素两个方面选择了包括高程、坡度（Slope）、归一化植被指数、年降水、年平均温度、SPEI、土壤有机质、河网密度、灌溉、景观破碎度（PARA）以及人口密度11个指标以反映地形、植被、气候、土壤、水资源及人类干扰等因素对研究区生态环境的影响，并进一步构建研究区生态脆弱性的评价体系。

### 1.2.2 数据来源与处理

本文主要使用的数据包括遥感源数据、气象数据、土壤类型数据、人口密度数据、灌溉数据以及河网密度数据等。

遥感数据包括植被覆盖和土地覆被数据，其中植被覆被数据来源于NASA戈达德航天中心提供的GIMMS NDVI3g数据集，时空分辨率分别为15天与8 km，时间跨度为1981-2015年，本文分别获取了1990年、1995年、2000年、2005年、2010年及2015年6

个时期的月 NDVI 数据。进一步利用最大合成法 (MVC), 计算年 NDVI 数据来反映研究区植被覆盖的最佳状况, 该方法可以进一步消除云等的影响。土地覆被数据来源于欧空局发布的全球土地覆被数据 (CCI) (<https://www.esa-landcover-cci.org/>), 时间分辨率为 1 年, 空间分辨率为 300 m, 时间跨度为 1992-2015 年, 考虑到土地覆被数据最早到 1992, 由于 1992 年与 1990 年时间比较接近, 以 1992 年的土地覆被数据代表 1990 年的土地覆被状况。进一步通过 Fragstats 4.1 软件计算土地利用类型的周长—面积比 (PARA), 以反映研究区景观破碎程度<sup>[25]</sup>。

气象数据来源于英国东英吉利大学气候研究中心 (Climatic Research Unit, CRU) 提供的最新版本 CRU TS 4.01 数据集 (<http://www.ceda.ac.uk/>), 时空分辨率分别为月和  $0.5^{\circ} \times 0.5^{\circ}$ 。进一步计算获得 6 个时期的年降水和年平均气温数据, 利用降水数据与参考蒸散发量计算获取研究区的 SPEI, 具体计算过程参考之前的研究成果<sup>[28]</sup>。

土壤数据来源于联合国粮农组织 (FAO) 和维也纳国际应用系统研究所 (IIASA) 所构建的世界土壤数据库 (Harmonized World Soil Database version 1.2, HWSD) (<http://webarchive.iiasa.ac.at/>), 该数据空间分辨率为 1 km。本研究从 HWSD 数据中提取土壤有机碳属性数据, 并在 ArcGIS 软件中将属性数据转换为土壤有机碳栅格数据, 为获取土壤有机质数据, 用获得的有机碳值乘以范贝梅伦系数 (1.724) 来计算有机质含量<sup>[29]</sup>。

DEM 数据由美国国家航空航天局 (NASA) 2003 年释放的 SRTM 90 m 产品数据 (<http://srtm.csi.cgiar.org/>)。利用 ArcGIS 中的 Slope 模块计算得到研究区的坡度数据。

其他数据包括人口密度, 灌溉强度和河网密度数据, 其中人口密度数据来源于 NASA 的社会经济数据和应用中心 (<http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/collection/gpw-v4>), 空间分辨率为 8 km, 时间跨度为 1990-2015 年; 灌溉数据来源于国际水管理研究所 (International Water Management Institute, IWMI) 与 Meier 等<sup>[30]</sup>发布的全球灌溉数据, 空间分辨率为 8 km, 可获取时间为 1990-2013 年, 在此选择 2013 年的数据代替 2015 年的灌溉数据; 河网数据来源于美国地质调查局的全球河网数据 (<https://pubs.er.usgs.gov/publication/ds1053>), 进一步在 ArcGIS 中计算单位面积内的河网长度并获得河网密度栅格数据。

最后对所有指标进行批量裁剪并重采样为具有相同空间分辨率 (8 km $\times$ 8 km) 的栅格数据, 统一转换为 WGS84\_UTM\_Zone\_41N 投影, 保证所有数据在空间上的一致性。

### 1.3 研究方法

#### 1.3.1 生态脆弱性评估模型构建

图 2 给出了评估模型的概要, 详细显示了生态脆弱性评价的步骤, 包括指标选择、数据收集和预处理、指标标准化处理、指标共线性诊断、指标权重计算, 最终利用线性加权组合进行生态脆弱性计算。

##### (1) 共线性诊断

由于评价指标之间可能存在信息叠加, 需对各指标进行叠加性诊断。常用的诊断方法为多元共线性诊断 (Multi-collinearity Diagnostics)。本文采用该方法对 11 个指标进行检验, 通过方差膨胀因子 (Variance Inflation Factor, VIF) 作为检验结果的指标, 当  $VIF < 10$  时, 认为指标不存在共线性, 反之所选指标之间存在共线性现象<sup>[10]</sup>。利用 ArcGIS 软件将各指标栅格值转化为矢量点并获取属性值, 利用 Python 编程计算各指标六期的 VIF 值。指标在各时期内的 VIF 值显示指标之间没有明显的共线性关系 (表 1), 因此可以进一步用于生态脆弱性评价。

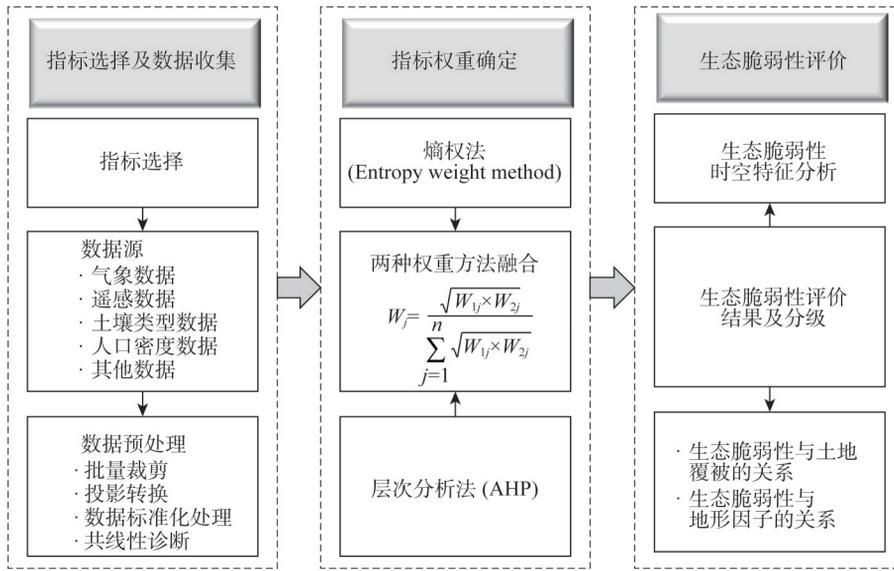


图2 生态脆弱性评估技术流程

Fig. 2 Flowchart for the assessment of ecological vulnerability

表1 指标共线性诊断结果

Table 1 Results of multi-collinearity diagnostics for all indexes

指标	VIF值					
	1990年	1995年	2000年	2005年	2010年	2015年
高程	8.042	9.149	7.438	9.195	8.089	7.659
坡度	2.919	2.939	2.941	2.944	2.910	2.976
NDVI	1.953	1.874	2.061	1.969	2.156	2.019
降水	4.983	5.753	4.797	6.644	7.804	4.332
温度	4.936	6.458	5.216	6.091	6.089	6.442
SPEI	1.081	1.225	1.567	1.997	3.349	1.937
土壤有机质	2.167	2.238	2.186	2.222	2.165	2.266
景观破碎度	1.098	1.095	1.099	1.089	1.104	1.108
灌溉	1.348	1.352	1.380	1.241	1.314	1.292
河网密度	1.219	1.189	1.220	1.261	1.225	1.223
人口密度	1.155	1.155	1.069	1.069	1.068	1.062

(2) 权重确定方法

熵是衡量特定系统信息无序程度的指标，可以充分利用原始数据中所包含的信息<sup>[31]</sup>。熵权可以表征指标所能提供的有用信息，但它过分依赖不能反映专家知识和实践经验的客观数据，因此评价结果偶尔与现实和个人理解不一致，而层次分析法（AHP）通过专家经验并考虑数据的主观属性来全面地确定权重，两者可以优势互补。因此，本文利用集成AHP和熵权法的改进熵权法来确定指标权重。改进的熵权法主要步骤总结如下：

① 由于各指标代表的物理意义和量纲不同，为了能使指标间具有可比性，在计算各个指标权重之前，需要对各个指标进行归一化处理，本文采用极差法对原始指标标准化处理，对于正向指标（高程、坡度、PARA、人口密度、温度），标准化公式如下：

$$y_{ij} = \frac{x_{ij} - \min(x_{ij})}{\max(x_{ij}) - \min(x_{ij})} \quad (1)$$

对于负向指标（降水、土壤有机质、灌溉、NDVI、河网密度），标准化公式为：

$$y_{ij} = \frac{\max(x_{ij}) - x_{ij}}{\max(x_{ij}) - \min(x_{ij})} \quad (2)$$

式中： $y_{ij}$ 表示第*j*个评价指标第*i*个栅格单元的标准化值； $x_{ij}$ 表示第*j*个评价指标第*i*个栅格单元的原始值； $\max(x_{ij})$ 与 $\min(x_{ij})$ 分别表示第*j*个评价指标所有栅格单元的最大值和最小值。

② 计算第*j*个评估指标的信息熵：

$$e_j = \frac{-\sum_{i=1}^m p_{ij} \ln p_{ij}}{\ln m} \quad (3)$$

$$p_{ij} = \frac{y_{ij}}{\sum_{i=1}^m y_{ij}}, i = 1, 2, \dots, m; j = 1, 2, \dots, n \quad (4)$$

式中： $e_j$ 为信息熵； $p_{ij}$ 为第*i*个评估单元在第*j*个指标上的比例；当 $p_{ij} = 0$ 时，令 $p_{ij} \ln p_{ij} = 0$ 。

③ 第*j*个指标的熵权（ $W_{ij}$ ）定义如下：

$$W_{ij} = \frac{(1 - e_j)}{\sum_{j=1}^n (1 - e_j)} \quad (5)$$

④ 第*j*个指标的权重计算如下：

进一步使用AHP方法计算主权重 $W_{2j}$ ，以考虑指标的主观属性。AHP方法的详细步骤见以往研究<sup>[32]</sup>，最终第*j*个指标的权重计算如下：

$$W_j = \frac{\sqrt{W_{1j} \times W_{2j}}}{\sum_{j=1}^n \sqrt{W_{1j} \times W_{2j}}} \quad (6)$$

式中： $W_j$ 为第*j*个指标的最终权重值（表2）； $W_{1j}$ 是通过熵权法计算得到第*j*个指标的客观权重； $W_{2j}$ 是通过AHP方法计算得到第*j*个指标的主观权重。

表2 指标权重

Table 2 Weights of evolution indexes

指标	指标权重值 ( $W_j$ )					
	1990年	1995年	2000年	2005年	2010年	2015年
高程	0.0720	0.0718	0.0778	0.0782	0.0776	0.0775
降水	0.1362	0.1365	0.1402	0.1457	0.1412	0.1416
PARA	0.0824	0.0813	0.0958	0.0960	0.0947	0.0951
人口密度	0.2241	0.2210	0.1694	0.1718	0.1703	0.1710
土壤有机质	0.0387	0.0384	0.0418	0.0421	0.0417	0.0417
SPEI	0.0656	0.0709	0.0728	0.0636	0.0739	0.0725
温度	0.0694	0.0695	0.0719	0.0722	0.0721	0.0721
灌溉	0.0204	0.0206	0.0223	0.0216	0.0202	0.0201
NDVI	0.1658	0.1645	0.1664	0.1662	0.1675	0.1678
河网密度	0.0125	0.0125	0.0135	0.0136	0.0135	0.0135
坡度	0.1130	0.1130	0.1280	0.1291	0.1274	0.1271

### (3) 生态脆弱性评价

本文采用线性加权组合法,将不同年份各个指标标准化后的值与其对应的权重值相乘后累加,得到生态脆弱性指数(*EVI*)用于研究区生态脆弱性评价,计算公式如下:

$$EVI = \sum_{j=1}^n I_j \times W_j \quad (7)$$

式中:*EVI*表示生态脆弱性指数;*I<sub>j</sub>*表示第*j*个指标的标准化值;*W<sub>j</sub>*为第*j*个指标的权重值。

#### 1.3.2 生态脆弱性分级及生态脆弱性综合指数

由于模拟得到的生态脆弱性在空间上是连续分布的,为了更好地认识和理解研究区生态脆弱性的分布和比例,本文采用自然断点法(Natural Break Classification)对研究区的生态脆弱性进行分级。自然断点法在以往研究中广泛应用<sup>[6,25]</sup>,可对相似值进行最恰当的分组,并可使各个类之间的差异最大化,是一种客观合理的度量方法,可用于探索群集和类的统计分布<sup>[33]</sup>。基于该方法,参考前人的研究成果与研究区的实际情况<sup>[1,34]</sup>,将研究区的生态脆弱性分为五个脆弱性级别:1级:潜在脆弱( $EVI < 0.3$ );2级:轻度脆弱( $0.3 < EVI < 0.35$ );3级:中度脆弱( $0.35 < EVI < 0.45$ );4级:严重脆弱( $0.45 < EVI < 0.6$ )和5级:极度脆弱( $EVI > 0.6$ )。

为直观比较和反映研究区生态脆弱性在不同年份的整体差异和变化趋势,采用生态脆弱性综合指数(Ecological Vulnerability Integrated Index, *EVII*)进行分析,计算公式<sup>[15]</sup>如下:

$$EVII = \sum_i^n P_i \times \frac{A_i}{S} \quad (8)$$

式中:*EVII*为生态脆弱性综合指数,*EVII*值越小,生态环境整体越好,反之生态环境越脆弱;*P<sub>i</sub>*与*A<sub>i</sub>*分别表示第*i*类脆弱性等级值(1、2、3、4和5)和脆弱性面积;*S*为区域总面积。

## 2 结果分析

### 2.1 研究区生态脆弱性时空分布特征

通过生态脆弱性评价方法计算得到研究区1990-2015年的*EVI*值,利用生态脆弱性分级方法获得研究区*EVI*值的空间等级分布图,统计得到各个时期不同脆弱性等级的结果和生态脆弱性综合指数(*EVII*)。

统计结果显示(表3),研究区1990年、1995年、2000年、2005年、2010年与2015年的*EVII*值分别为:3.21、3.19、3.70、3.83、3.63与3.56,*EVII*值越大说明研究区生态脆弱性越大,生态环境越差;整体上*EVII*值呈先快速增加后轻微下降的波动增加趋势,说明阿姆河流域生态环境在进一步恶化。进一步分析发现,研究区大部分地区处于中度脆弱和重度脆弱状态,以1990年为例,潜在脆弱、轻度脆弱、中度脆弱、重度脆弱以及极度脆弱分别占研究区总面积的7.23%、16.21%、27.62%、46.36%和2.58%,而中度脆弱和重度脆弱就占研究区总面积的73.98%(表3)。不同脆弱等级在研究时段内变化规律差异显著,潜在脆弱、轻度脆弱呈先减少后增加的波动变化趋势;中度脆弱和重度脆弱则呈较为稳定的波动变化趋势,研究时段内重度脆弱性占比均值为46.40%;极度脆弱在整个研究时段内占比呈逐渐增加的趋势,并在2005年达到最大值(28.15%),极度脆弱占比从1990年的2.58%增加至16.97%,增幅为14.39%(表3)。

表3 1990-2015阿姆河年不同生态脆弱性等级及生态脆弱性综合指数统计结果

Table 3 Statistical results of different ecological vulnerability levels and ecological vulnerability integrated index in the Amu Darya River Basin from 1990 to 2015

年份		潜在脆弱	轻度脆弱	中度脆弱	重度脆弱	极度脆弱	生态脆弱性综合指数(EVI)
1990	像元数/个	863	1873	3192	5357	298	3.21
	比例/%	7.23	16.21	27.62	46.36	2.58	
1995	像元数/个	730	1990	3611	4946	327	3.19
	比例/%	6.29	17.15	31.12	42.62	2.82	
2000	像元数/个	387	868	2529	6020	1918	3.70
	比例/%	3.3	7.41	21.57	51.36	16.36	
2005	像元数/个	236	989	2650	4667	3347	3.83
	比例/%	1.99	8.32	22.29	39.25	28.15	
2010	像元数/个	255	981	2934	6571	1255	3.63
	比例/%	2.13	8.18	24.46	54.77	10.46	
2015	像元数/个	635	1337	2718	5303	2043	3.56
	比例/%	5.28	11.11	22.58	44.06	16.97	

从空间格局来看(图3),过去25年研究区生态脆弱性在空间分布上具有较强的一致性,表明流域内生态脆弱性空间分布特征对地理格局具有较强的依赖性。其中潜在脆弱区主要分布于阿姆河上游帕米尔高原的西北部山区和阿富汗北部的兴都库什山脉;轻度脆弱区与中度脆弱区主要分布在阿姆河沿岸的农业灌溉区以及流域上游的平原与山地;而重度和极度脆弱区主要集中在阿姆河下游的咸海盆地和克孜勒库姆沙漠以及塔吉克斯坦东北部的帕米尔高原。过去几十年中研究区出现了一些生态环境变化较为明显的区域,如流域下游的咸海严重萎缩(图3a~图3f),湖底不断暴露,特别在2000年以后(图3c),咸海湖盆逐渐由重度脆弱区转变为极度脆弱区;此外,阿姆河下游三角洲在1990年和1995年主要表现为轻度脆弱性(图3a、图3b),在2000年以后,该地区由轻度脆弱转变为中度脆弱;在阿姆河上游的帕米尔高原,也逐步由重度脆弱区转为极度脆弱区,极度脆弱区的面积在逐渐扩大。总体而言,相比较于20世纪,研究区潜在和轻度脆弱区在2000年以后大面积减少,而极度脆弱区显著增加。

## 2.2 不同土地利用类型生态脆弱性的变化特征

为进一步分析研究区生态脆弱性的空间分布特征,对不同土地覆被类型生态脆弱性的差异性进行分析。为了便于研究,本文将研究区每一期的土地覆被数据归类为裸地(B)、灌丛(S)、草地(G)、耕地(C)、城镇用地(U)以及林地(F)六大类,分别统计不同土地覆被类型的EVI值。由图4可知,研究区生态脆弱性在不同土地覆被类型之间的差异巨大,其中草地的EVI值变化最大,说明研究区内草地处于不同程度生态脆弱性态势;而城市用地EVI的最大值和最小值表明该类型的EVI值变化较小,处于较为稳定的生态脆弱度状态。但在过去25年中,不同土地覆盖类型的EVI值保持较好的一致性。通过平均值可以发现,生态环境最为脆弱的是裸地,林地的生态脆弱性最小。总之,生态脆弱程度整体表现为裸地>灌丛>草地>耕地>城镇用地>林地的规律。

## 2.3 生态脆弱性在地形上的变化特征

由于研究区高差悬殊,地形起伏较大,为进一步研究流域6个时期不同脆弱等级在垂直空间上的变化规律,选择海拔与坡度两个地形指标,分别分析生态脆弱性与地形因子的相关关系。首先参考以往对于干旱半干旱区海拔与坡度的划分标准以及对生态脆弱性

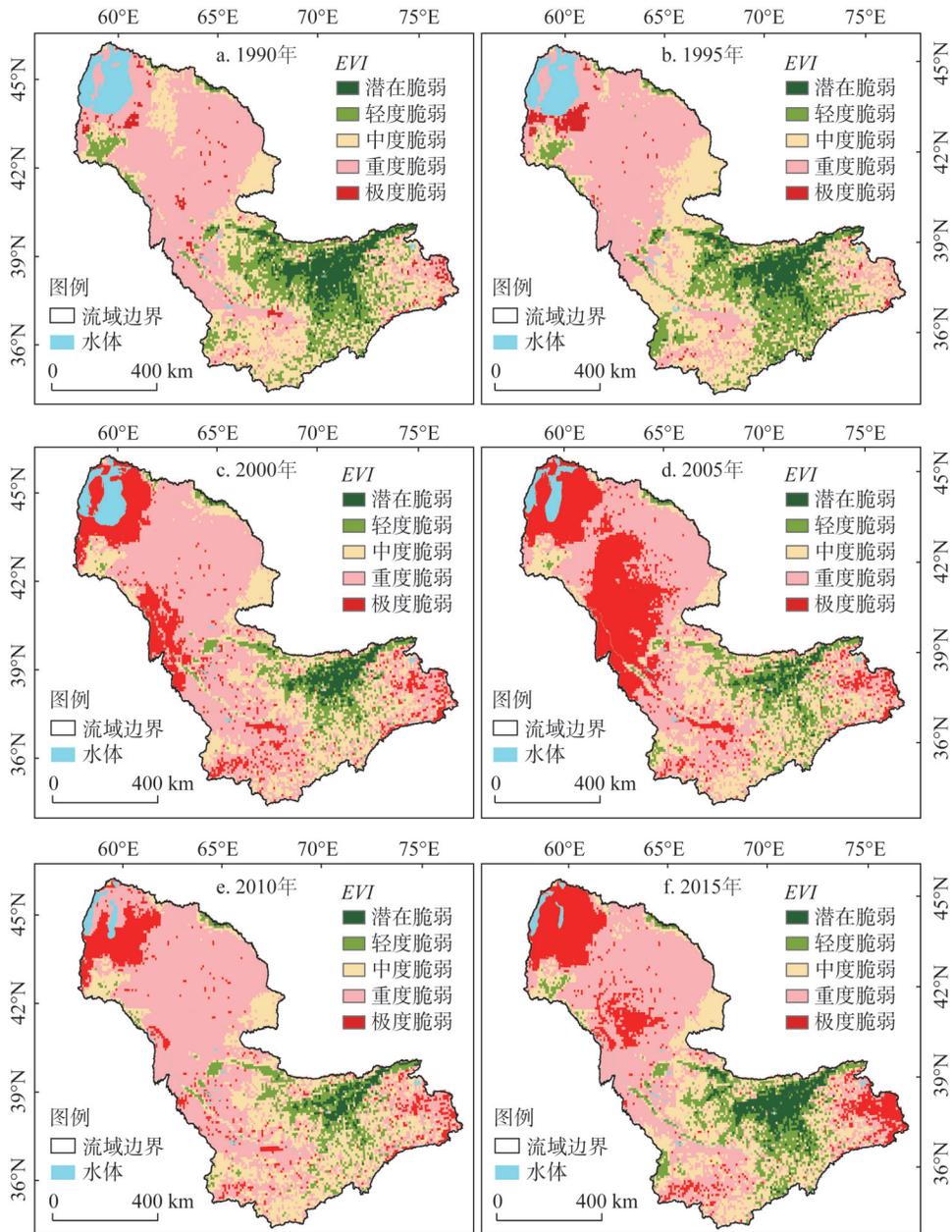
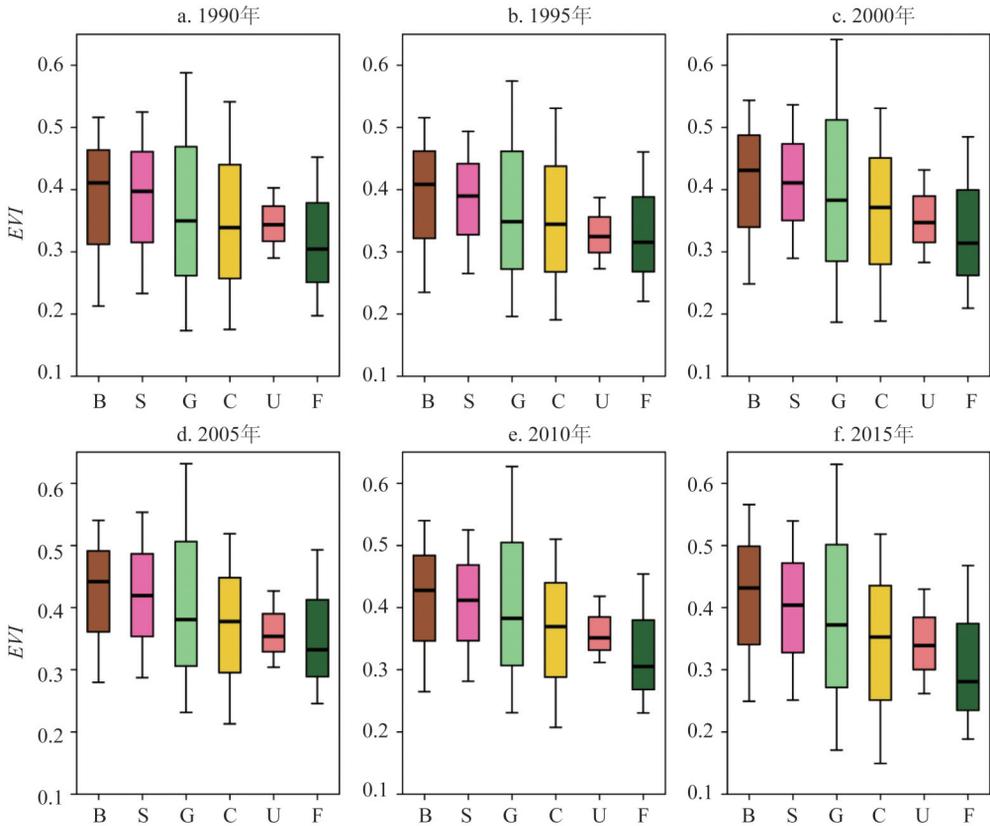


图3 1990-2015年阿姆河流域生态脆弱性等级空间分布

Fig. 3 Spatial distributions of ecological vulnerability levels in the Amu Darya River Basin from 1990 to 2015

的研究成果<sup>[35-36]</sup>，将海拔划分为<500 m、500~1500 m、1500~2500 m、2500~3500 m以及>3500 m五个等级，将坡度划分为<5°、5~15°、15~25°、25~40°及>40°五个等级。分别统计研究区6个时期不同海拔及坡度区间内的脆弱等级，进一步利用式(8)，计算不同海拔与坡度区间内不同脆弱性等级的EVI值，以反映生态脆弱性在地形上的变化特征。

图5a及图5b分别显示了6个时期内EVI值随海拔和坡度的变化规律，结果显示随着海拔与坡度的增加，EVI值呈U字型变化的规律。1990年和1995年的生态脆弱性综合指数显示在不同海拔和坡度上研究区的生态环境都好于其他年份，而2000年与2005年研究区



注：每个箱式图显示了EVI的最小值、最大值、平均值、25%分位数和75%四分位数值。

图4 1990-2015年阿姆河流域土地覆被类型的生态脆弱性差异分析

Fig. 4 Analysis of the differences of ecological vulnerabilities among different land cover types in the Amu Darya Rivrer from 1990 to 2015

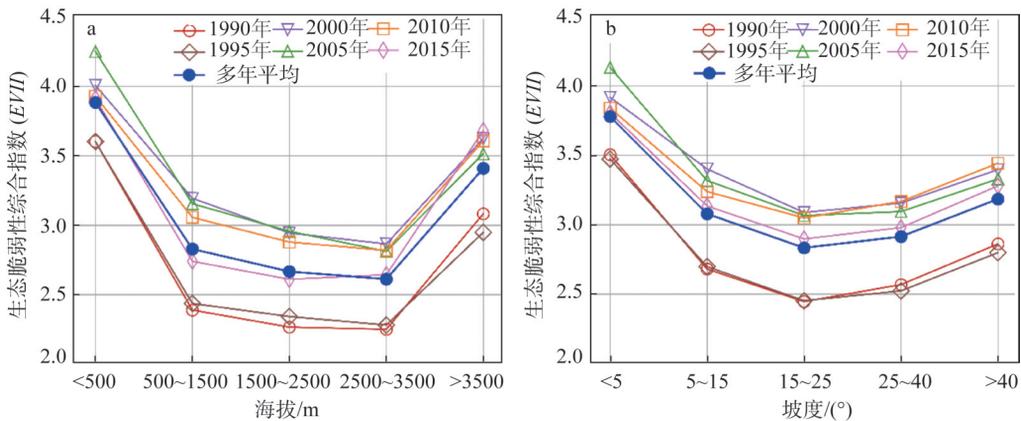


图5 各个时期不同海拔和坡度下生态脆弱性综合指数的变化规律

Fig. 5 The variations of ecological vulnerability integrated index on different altitudes and slopes in different periods

生态脆弱性综合指数在不同海拔与坡度上普遍高于其他年份，说明在这两个时期内研究区生态环境整体比其他年份差。由多年平均值可知，研究区生态环境最差的区域位于海

拔500 m以下和3500 m以上,在海拔2500~3500 m区间上 $EVII$ 达到最小值,表明研究区生态环境在该区间内最佳(图5a);就坡度而言,同样表现出与海拔一致的变化规律, $EVII$ 的多年均值显示在 $<5^\circ$ 和 $>40^\circ$ 的区域生态环境最差,而在 $15\sim 25^\circ$ 区间上生态环境状况较好(图5b)。因此,研究区海拔地势平坦与高海拔坡度大的区域是生态环境最为脆弱的地区,而生态脆弱性分别在海拔2500~3500 m或坡度 $15\sim 25^\circ$ 的区间上最低。

### 3 结论与讨论

#### 3.1 结论

本文以中亚典型跨境河流阿姆河流域为例,选择了11个具有代表性的指标,通过遥感和GIS理论与技术,集成主观和客观权重方法,对研究区生态脆弱性进行了定量评价,主要结论如下:

(1)从时间维来看,过去25年阿姆河流域生态环境呈恶化趋势。进一步分析发现,研究区大部分处于重度脆弱性状态,研究时段内重度脆弱性比例的均值为46.40%;极度脆弱性的占比呈逐渐增加的趋势,并在2005年达到最大值(28.15%),极度脆弱性占比从1990年的2.58%增加至16.97%,增幅为14.39%。

(2)从空间格局来看,过去25年阿姆河流域生态脆弱性在空间上的分布具有较强的的一致性,流域内生态脆弱性的空间分布特征对地理格局具有较强的依赖性。其中潜在脆弱区主要分布在阿姆河上游的帕米尔高原西北部山区和阿富汗北部的兴都库什山脉;轻度脆弱与中度脆弱区主要分布在阿姆河沿岸的农业灌溉区以及流域上游的平原与山地过渡带;而重度和极度脆弱区主要集中在阿姆河下游的咸海盆地、克孜勒库姆沙漠以及塔吉克斯坦东北部的帕米尔高原。阿姆河下游三角洲由轻度脆弱转变为中度脆弱;咸海严重萎缩、湖底不断暴露以及阿姆河上游的帕米尔高原逐步由重度脆弱区转为极度脆弱区,是研究区极度脆弱性面积扩大的主要原因。

(3)研究区草地 $EVII$ 值差异最大,林地生态脆弱性最低,裸地和灌丛最为脆弱,生态脆弱程度整体呈裸地 $>$ 灌丛 $>$ 草地 $>$ 耕地 $>$ 城镇用地 $>$ 林地的规律。

(4)研究区生态脆弱性在垂直空间上差异显著,在海拔2500~3500 m或坡度为 $15\sim 25^\circ$ 的区间上生态环境状况较好,而在低海拔地势平坦或坡度大海拔高的区域生态环境最差。

生态环境保护作为“一带一路”建设的重点领域之一,进行“一带一路”沿线典型区域的生态环境评价具有重要的实际价值和科学意义。本文的评价方法可以为我国开展“一带一路”典型区域生态环境脆弱性和承载力评价提供方法和技术借鉴;本文的研究区正位于中国—中亚—西亚经济走廊的重要区域,生态脆弱性评估结果可以为中国企业在该区域开展跨境经济合作,开发丰富的跨境资源提供生态环境的背景知识,防止经济建设对生态环境造成不良影响。为降低研究区生态脆弱性,应从以下几个方面考虑:(1)对于流域中游地区可作为生态缓冲区和过渡区,应继续加强对森林和草地生态系统的保护,防止过度放牧和林地乱伐,同时保证生态用水,防止进一步生态环境恶化。(2)对于阿姆河中下游的平原区,未来应加强水资源合理利用,引进先进的节水灌溉技术,避免水资源浪费,通过水资源量来调整农业的规模和结构,加强水利基础设施建设,防止耕地盐渍化。(3)位于阿姆河下游荒漠区和上游的帕米尔高原东北部,这些区域应作为绝对生态保护区,需加强生态系统荒漠化监测与评估,防止生态脆弱性进一步加剧;对严重破坏的土地

采用生物和工程手段实施生态保护和修复,并对未利用地的开发规模进行严格控制。(4)针对跨境流域的特殊性,各国政府应高度重视一系列生态法规法律,建立有效的公共监督体系,提高人们的生态保护意识,发挥公众维护生态的积极作用,共谋生态可持续发展。

### 3.2 讨论

本文从自然条件和人类因素两个方面选择反映研究区地形、植被、气候、土壤、水资源及人类干扰等11个指标作为阿姆河流域生态脆弱性评价的指标,将客观与主观权重法相结合的方式用于确定指标权重,在遥感与GIS技术的支持下,针对跨境流域这一特殊研究单元进行了生态脆弱性评价,揭示了研究区1990-2015年长时间生态脆弱性的时空演变特征。所利用的研究数据主要包括遥感数据、气象数据、人口密度数据等,在数据获取方面较以往的研究具有数据更易获取的优点。构建的评价体系和评价方法具有可重复性,可以应用于其他研究区,可为跨境流域的生态脆弱性研究提供一定的参考。

研究结果表明阿姆河流域主要表现为重度脆弱性,生态脆弱性综合指数(*EVI*)表明(表3),过去25年研究区生态脆弱程度加剧,生态环境进一步恶化,特别是极度脆弱性占比持续增加,这与邓铭江等<sup>[22]</sup>的研究结果一致。研究区生态环境最为脆弱的区域主要集中在阿姆河下游的咸海盆地和克孜勒库姆沙漠以及塔吉克斯坦东北部的帕米尔高原(图3),呈这样的空间分布的原因在于下游地区植被稀疏,主要以荒漠植被为主,该地区降水稀少蒸发强度大。此外,研究区下游是重要的农业灌溉区,农业灌溉所需水源主要来自河流和地下水,人类不合理的水资源利用导致下游地区水资源时空分布失调,水盐关系失衡,从而出现沙漠化、土壤盐渍化等一系列生态问题<sup>[24]</sup>。特别是随着咸海面积的萎缩,暴露的湖盆使得整个研究区极度脆弱面积显著增加;而帕米尔高原东北部区域在过去几十年中极端脆弱面积同样在进一步扩大,原因在于该地区气候寒冷,不利于植被生长,加之该地区海拔高坡度大,诸如滑坡、泥石流和山地崩塌等地质灾害频发使得该地区生态环境更为脆弱。

通过生态脆弱性与不同土地覆被类型的关系分析发现(图4),研究区生态环境最为脆弱的是裸地,而生态环境最好的是林地,这与之前的研究结果一致<sup>[37-38]</sup>,林地生态脆弱性最低的原因在于林地本身生态系统结构完整,抗外界扰动能力更大,加之研究区林地主要分布于帕米尔高原和兴都库什山,由于海拔较高,人类活动较少,且大多属于自然保护区,因此森林生态系统受外界干扰较少,生态环境状态稳定;研究区草地*EVI*差异最大,这主要是因为研究区属于典型的山地—荒漠—绿洲生态系统,不同草地类型的空间分布差异较大,高山草甸主要分布于山区,而平原区分布有荒漠草地,这可能由于荒漠草地较高山草甸更加脆弱,导致草地*EVI*差异显著。进一步通过探讨生态脆弱性与地形因子的关系发现,研究区生态脆弱性对于地理空间格局具有高度依赖性(图5),生态脆弱性与海拔和坡度均呈U字型变化规律,说明研究区高生态脆弱性主要分布于低海拔坡度小和高海拔坡度大的区域,这与本文生态脆弱性评价结果的空间分布格局一致(图3)。

总之,为解决干旱区跨境流域生态环境问题,仍然需要从水资源合理开发与利用的角度入手。阿姆河流域水资源时空分布不均匀,上下游水资源开发利用极其不平衡对流域水资源可持续利用造成了极其不利的影 响;加上阿姆河流域的跨界属性、人口快速增加以及资源过度的开发利用导致流域内生态环境变得更加脆弱,从而出现严重的生态危机。因此,针对跨境流域这一特殊单元,其水资源开发和管理需从流域的整体利益出

发, 国家间需要合作与协调, 共同解决用水矛盾。但是, 考虑到跨境流域的特殊性以及流域内国家主要是发展中国家, 对流域的开发与保护需要大量资金投入和技术支持, 仅靠流域国家本身的力量解决以上问题实现起来比较困难, 这需要通过国际组织以及其他国家参与跨境流域的开发工作, 通过国际组织的监督与协调实现流域国家间合作和流域水资源统一管理。流域沿线国家应抓住“一带一路”建设的机遇开展与中国交流合作, 共享中国的技术与资金优势、经验与模式优势, 实现共同发展, 促进流域生态可持续发展。此外, 鉴于内陆跨境流域水资源系统及生态环境的特点, 在进行水资源开发时, 应考虑其引起的生态环境效应, 确定面向生态环境的流域水资源开发和分配方案, 从而实现跨境流域水资源的统筹利用与生态的协同保护<sup>[39]</sup>。

当然, 本文同样存在一些不足, 未来将更多的社会经济栅格数据纳入评价指标体系, 进行生态脆弱性的驱动力评价与分析是下一步需要解决的问题。

### 参考文献(References):

- [1] NANDY S, SINGH C, DAS K K, et al. Environmental vulnerability assessment of eco-development zone of Great Himalayan National Park, Himachal Pradesh, India. *Ecological Indicators*, 2015, 57: 182-195.
- [2] 牛文元. 生态环境脆弱带 ECOTONE 的基础判定. *生态学报*, 1989, 9(2): 97-105. [NIU W Y. The discriminatory index with regard to the weakness, overlapness, and breadth of ECOTONE. *Acta Ecologica Sinica*, 1989, 9(2): 97-105.]
- [3] 李平星, 樊杰. 基于 VSD 模型的区域生态系统脆弱性评价: 以广西西江经济带为例. *自然资源学报*, 2014, 29(5): 779-788. [LI P X, FAN J. Regional ecological vulnerability assessment based on VSD model: A case study of Xijiang River Economic Belt in Guangxi. *Journal of Natural Resources*, 2014, 29(5): 779-788.]
- [4] 田海宁. 汉中市生态脆弱性评价及空间分布规律研究. *中国农业资源与区划*, 2017, 38(3): 148-152. [TIAN H N. The ecological vulnerability assessment and spatial distribution of Hanzhong city. *Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning*, 2017, 38(3): 148-152.]
- [5] TURNER B L, KASPERSON R E, MATSON P A, et al. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *PNAS*, 2003, 100(14): 8074-8079.
- [6] 邵秋芳, 彭培好, 黄洁, 等. 长江上游安宁河流域生态环境脆弱性遥感监测. *国土资源遥感*, 2016, 28(2): 175-181. [SHAO Q F, PENG P H, HUANG J, et al. Monitoring eco-environmental vulnerability in Anning River Basin in the upper reaches of the Yangtze River using remote sensing techniques. *Remote Sensing for Land and Resources*, 2016, 28(2): 175-181.]
- [7] SHAO H Y, LIU M, SHAO Q F, et al. Research on eco-environmental vulnerability evaluation of the Anning River Basin in the upper reaches of the Yangtze River. *Environmental Earth Sciences*, 2014, 72(5): 1555-1568.
- [8] SHAO H Y, SUN X F, TAO S Q, et al. Environmental vulnerability assessment in middle upper reaches of Dadu River Watershed using Projection Pursuit Model and GIS. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 2015, 10(4): 143-146.
- [9] 施开放, 刁承泰, 孙秀锋, 等. 基于改进 SPA 法的耕地占补平衡生态安全评价. *生态学报*, 2013, 33(4): 1317-1325. [SHI K F, DIAO C T, SUN X F, et al. Evaluation of eco-security of cultivated land requisition-compensation balance based on improved set pair analysis. *Acta Ecologica Sinica*, 2013, 33(4): 1317-1325.]
- [10] 姚雄, 余坤勇, 刘健, 等. 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. [YAO X, YU K Y, LIU J, et al. Spatial and temporal changes of the ecological vulnerability in a serious soil erosion area, Southern China. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2016, 27(3): 735-745.]
- [11] 魏明欢, 胡波洋, 张贵军, 等. 山区县土地生态脆弱性动态变化分析: 以青龙满族自治县为例. *水土保持研究*, 2018, 25(2): 322-327. [WEI M H, HU B Y, ZHANG G J, et al. Analysis on dynamic change of land ecological vulnerability in mountainous count: Taking Qinglong Manchu Autonomous county as an example. *Research of Soil and Water Conservation*, 2018, 25(2): 322-327.]
- [12] ZHAO J, JIN J L, ZHU J Z, et al. Water resources risk assessment model based on the subjective and objective combination weighting methods. *Water Resources Management*, 2016, 30(9): 1-16.
- [13] LI Z M, FAN Z X, SHEN S G. Urban green space suitability evaluation based on the AHP-CV combined weight method: A case study of Fuping county, China. *Sustainability*, 2018, 10(8): 1-15.

- [14] XU H S, MA C, LIAN J J, et al. Urban flooding risk assessment based on an integrated K-means cluster algorithm and improved entropy weight method in the region of Haikou, China. *Journal of Hydrology*, 2018, 563: 975-986.
- [15] LI A N, WANG A S, LIANG S L, et al. Eco-environmental vulnerability evaluation in mountainous region using remote sensing and GIS: A case study in the upper reaches of Minjiang River, China. *Ecological Modelling*, 2006, 192: 175-187.
- [16] XUE L Q, WANG J, ZHANG L C, et al. Spatiotemporal analysis of ecological vulnerability and management in the Tarim River Basin, China. *Science of the Total Environment*, 2019, 649: 876-888.
- [17] HAN Q F, LUO G P, LI C F, et al. Simulated grazing effects on carbon emission in Central Asia. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2016, 216: 203-214.
- [18] GUO H D. Steps to the digital Silk Road. *Nature*, 2018, 554(7690): 25-27.
- [19] MERGILI M, MULLER J P, SCHNEIDER J F. Spatio-temporal development of high-mountain lakes in the headwaters of the Amu Darya River (Central Asia). *Global and Planetary Change*, 2013, 107(5): 13-24.
- [20] WHITE C J, TANTON T W, RYCROFT D W. The impact of climate change on the water resources of the Amu Darya Basin in Central Asia. *Water Resources Management*, 2014, 28(15): 5267-5281.
- [21] 吴敬禄, 马龙, 吉力力·阿不都外力, 等. 中亚干旱区咸海的湖面变化及其环境效应. *干旱区地理*, 2009, 32(3): 418-422. [WU J L, MA L, JILL A, et al. Lake surface change of the Aral Sea and its environmental effects in the arid region of the Central Asia. *Arid Land Geography*, 2009, 32(3): 418-422.]
- [22] 邓铭江, 龙爱华, 李湘权, 等. 中亚五国跨界水资源开发利用与合作及其问题分析. *地球科学进展*, 2010, 25(12): 1337-1346. [DENG M J, LONG A H, LI X Q, et al. An analysis of the exploitation, cooperation and problems of trans-boundary water resources in the five Central Asian countries. *Advances in Earth Science*, 2010, 25(12): 1337-1346.]
- [23] HE L, SHEN J, ZHANG Y. Ecological vulnerability assessment for ecological conservation and environmental management. *Journal of Environmental Management*, 2018, 206: 1115-1125.
- [24] 王让会, 樊自立. 干旱区内陆河流域生态脆弱性评价: 以新疆塔里木河流域为例. *生态学杂志*, 2001, 20(3): 63-68. [WANG R H, FAN Z L. Ecological fragility assessment on continental river basin in arid zone: Taking Tarim River Basin, Xinjiang as an example. *Chinese Journal of Ecology*, 2001, 20(3): 63-68.]
- [25] ZOU T H, YOSHINO K. Environmental vulnerability evaluation using a spatial principal components approach in the Daxing'anling region, China. *Ecological Indicators*, 2017, 78: 405-415.
- [26] LIU D, CAO C X, DUBOVYK O, et al. Using fuzzy analytic hierarchy process for spatio-temporal analysis of eco-environmental vulnerability change during 1990-2010 in Sanjiangyuan region, China. *Ecological Indicators*, 2017, 73: 612-625.
- [27] 郭兵, 孔维华, 姜琳. 西北干旱荒漠生态区脆弱性动态监测及驱动因子定量分析. *自然资源学报*, 2018, 33(3): 412-424. [GUO B, KONG W H, JIANG L. Dynamic monitoring of ecological vulnerability in arid desert ecological region of Northwest China and the quantitative analysis of its driving forces. *Journal of Natural Resources*, 2018, 33(3): 412-424.]
- [28] GUO H, BAO A M, LIU T, et al. Spatial and temporal characteristics of droughts in Central Asia during 1966-2015. *Science of the Total Environment*, 2018, 624: 1523-1538.
- [29] 王飞, 秦方锦, 吴丹亚, 等. 土壤有机质和有机碳含量计算方法比较研究. *农学学报*, 2015, 5(3): 54-58. [WANG F, QIN F J, WU D Y, et al. Comparative study on the calculation method of soil organic matter and organic carbon. *Journal of Agriculture*, 2015, 5(3): 54-58.]
- [30] MEIER J, ZABEL F, MAUSER W. A global approach to estimate irrigated areas: A comparison between different data and statistics. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 2018, 22(2): 1-16.
- [31] SHANNON C E. A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, 1948, 27(3): 379-423.
- [32] SAATY T L, VARGAS L G. Diagnosis with dependent symptoms: Bayes theorem and the analytic hierarchy process. *Operations Research*, 1998, 46(4): 491-502.
- [33] APAN A A. Land cover mapping for tropical forest rehabilitation planning using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing*, 1997, 18(5): 1029-1049.
- [34] 齐姗姗, 巩杰, 钱彩云, 等. 基于SRP模型的甘肃省白龙江流域生态环境脆弱性评价. *水土保持通报*, 2017, 37(1): 224-228. [QI S S, GONG J, QIAN C Y, et al. Assessment of eco-environmental vulnerability of Bailongjiang Watershed in southern Gansu province based on SRP model. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2017, 37(1): 224-228.]
- [35] 程维明, 柴慧霞, 周成虎, 等. 新疆地貌空间分布格局分析. *地理研究*, 2009, 28(5): 1157-1169. [CHENG W M, CHAI H X, ZHOU C H, et al. The spatial distribution patterns of digital geomorphology in Xinjiang. *Geographical Research*, 2009, 28(5): 1157-1169.]
- [36] 周梦云. 干旱半干旱区山地生态系统脆弱性评估方法体系与实例研究. 上海: 华东师范大学, 2017. [ZHOU M Y. The method system and case study of a vulnerability assessment of mountain ecological system in semi-arid and arid areas. Shanghai: East China Normal University, 2017.]

- [37] 王延平, 刘霞, 姚孝友, 等. 淮河流域沂蒙山区水土保持生态脆弱性的AHP分析. 中国水土保持科学, 2010, 8(3): 20-27. [WANG Y P, LIU X, YAO X Y, et al. AHP analysis of soil and water conservation ecological fragility assessment in Yimeng Mountain Area of Huaihe River Valley. Science of Soil and Water Conservation, 2010, 8(3): 20-27.]
- [38] 孙倩. 祁连山东段景观生态脆弱性评价研究. 兰州: 甘肃农业大学, 2012. [SUN Q. Assessment on the ecological vulnerability in eastern Qilian Mountains. Lanzhou: Gansu Agricultural University, 2012.]
- [39] 马金珠, 高前兆. 西北干旱区内陆河流域水资源系统与生态环境问题. 干旱区资源与环境, 1997, 11(4): 15-21. [MA J Z, GAO Q Z. Water resources system and eco-environmental problems in the inland river basin of arid Northwest China. Journal of Arid Land Resources and Environment, 1997, 11(4): 15-21.]

## Ecological vulnerability assessment for a transboundary basin in Central Asia and its spatiotemporal characteristics analysis: Taking Amu Darya River Basin as an example

CHEN Tao<sup>1,2</sup>, BAO An-ming<sup>1</sup>, GUO Hao<sup>1,2</sup>, ZHENG Guo-xiong<sup>1,2</sup>, YUAN Ye<sup>1,2</sup>, YU Tao<sup>1,2</sup>

(1. State Key Laboratory of Desert and Oasis Ecology, Xinjiang Institute of Ecology and Geography, CAS, Urumqi 830011, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

**Abstract:** Quantitative assessment and long-term analysis of ecological vulnerability (*EVI*) are greatly important for understanding the dynamics of regional ecological environment and guiding ecological environmental protection and restoration. However, in the previous studies, there was rare assessment for ecological vulnerability of the special area of a transboundary basin. In this paper, the Amu Darya River Basin was used as the study area and 11 indicators were selected to reflect the vegetation, hydrology, climate, topography, soil and human activities. After the collinearity diagnostics, an ecological vulnerability assessment system for the study area was constructed. Further, subjective weight method and objective weight method was combined to determine the weight of all indexes, and quantitative estimation for the ecological vulnerability and the spatiotemporal characteristics analysis of the study area from 1990 to 2015 were conducted. The results showed that: (1) The ecological environment of the study area showed a deteriorating trend, and most of the areas were in a heavy vulnerable situation; the average proportion of heavy vulnerability during the study period was 46.40%. The proportion of extreme vulnerability also increased from 2.58% in 1990 to 16.97% in 2015, an increase of 14.39% over the past 25 years. (2) The ecological vulnerability of the study area varied greatly among different land cover types. The *EVI* value of grassland changed the most, the ecological environment of bare land was the most vulnerable, and the ecological vulnerability of forest was the lowest. In all, the ecological vulnerability levels among different land cover types were in an order of bare land > shrub > grassland > cropland > urban land > forest. (3) The relationship between *EVI* and topographical factors indicated that the area with lower elevation and smaller slope or higher elevation and larger slope was the most vulnerable regions, while the area with low vulnerability was mainly distributed in the regions at an altitude of 2500-3500 m or on a slope of 15-25°.

**Keywords:** remote sensing; ecological vulnerability; improved Entropy weighted method; spatiotemporal characteristics; Amu Darya River Basin; Central Asia