

DOI:10.7522/j.issn.1000-0240.2018.0306

QIAN Dawen, YAN Changzhen, XIU Lina. Land cover change and landscape pattern vulnerability response in Muli mining and its surrounding areas in the Qinghai-Tibet Plateau[J]. Journal of Glaciology and Geocryology, 2020, 42(4):1334-1343. [钱大文, 颜长珍, 修丽娜. 青藏高原木里矿区及其周边土地覆被变化及景观格局脆弱性响应[J]. 冰川冻土, 2020, 42(4):1334-1343.]

青藏高原木里矿区及其周边土地覆被变化 及景观格局脆弱性响应

钱大文^{1,2}, 颜长珍¹, 修丽娜^{1,2}

(1. 中国科学院西北生态环境资源研究院, 甘肃 兰州 730000; 2. 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 矿区开发会导致周边土地覆被及景观格局发生剧烈变化,但目前对青藏高原典型矿区及其周边土地覆被长时间序列变化缺乏动态监测,尤其缺乏对景观格局脆弱性响应特征的深入认识,因此无法针对矿区合理开发和生态修复等提出有效的科学指导。通过遥感技术和土地变化科学研究手段,以及景观格局脆弱性概念,对青藏高原北部木里矿区及周边1975–2016年土地覆被时空变化和景观格局脆弱性进行分析和评估。结果表明:木里矿区在2000年后剧烈扩张,导致周边土地覆被面积缩减,其中高寒草甸湿地面积损失最大,其次为其他和高寒草甸。矿区开发对周边生态系统的间接影响效应在逐渐增大,表现为水域面积减少,高寒草甸湿地出现退化以及矿区发生少量逆转。受矿区扩张影响,区域景观格局脆弱性不断增强,可能对周边生态系统服务功能产生负面影响。因此,未来矿区的生态修复和规划过程中,应当优化景观格局,降低景观格局脆弱性。研究成果可为青藏高原及其他生态脆弱地区的矿区合理开发规划及生态修复等工程提供一定参考。

关键词: 青藏高原; 木里矿区; 景观格局脆弱性; 土地覆被变化

中图分类号: F301.24; P901 **文献标志码:** A **文章编号:** 1000-0240(2020)04-1334-10

0 引言

矿区开发能够直接改变地表,并对周边生态系统产生负面影响^[1-3],此外,矿区活动会导致一系列诸如植被退化、土壤流失和生物多样性损失等生态环境问题^[4-6]。在中国,山西、陕西和内蒙古地区是矿区相关研究的热点区域,因为其矿物储量和开发程度较大,所引起的生态环境问题较为严重^[7-10]。随着经济发展,青藏高原地区的资源开发力度也逐渐加大^[11],比如位于青海省北部的木里矿区,其地处多年冻土区,且周边主要植被类型为高寒草甸湿地,长期的开发引起了一系列生态环境问题,如冻土退化和水土流失等^[12-14],因此在近年来受到了广泛的关注。李燕婷等^[15]以及韩瑾等^[12]分别对木里

江仓和聚乎更矿区2004–2013年和2004–2014年的土地利用变化进行了分析。目前来看,以往研究缺乏长时间序列的土地变化监测,而这一点是进行矿区生态环境影响等深入研究的基础。因此,亟待开展木里矿区周边土地覆被动态监测研究,为矿区开发和生态环境治理提供理论依据和科学建议。

景观格局是一系列不同规模和形状的斑块在空间上的排列和组合特征^[16],景观格局脆弱性是指由于景观格局在受到外界扰动(自然条件的变化和人类活动的影响)时所表现出来的敏感性以及缺乏适应能力从而使景观系统的结构、功能和特性容易发生改变的一种属性^[17]。矿区作为一种强烈的人类活动景观,其变化无疑会对周边景观格局脆弱性造成深刻的影响,并进一步导致周边生态系统功能

收稿日期: 2017-08-14; 修订日期: 2017-12-14

基金项目: 中国科学院科技服务网络(STS)计划项目(KFJ-EW-ST-125); 国家自然科学基金重点项目(41730752); 国家自然科学基金项目(41171400; 3177053); 国家重点研发计划项目(2016YFC0500201)资助

作者简介: 钱大文(1990–),男,甘肃永登人,2015年在兰州大学获硕士学位,现为中国科学院西北生态环境资源研究院在读博士研究生,从事遥感应用、土地覆被/土地利用变化研究。E-mail: qiandawen@lzb.ac.cn.

的损失。目前景观格局脆弱性研究主要集中在平原、盆地和流域等较大空间范围^[17-20]，但关于矿区景观格局脆弱性的研究尚未见报道，相关研究均集中于矿区景观格局变化^[21-23]和景观生态风险^[5,24-25]等领域。木里矿区地处高寒生态敏感区和脆弱区，周边景观主要由高寒草甸和高寒草甸湿地构成，其景观格局脆弱性对矿区变化的响应程度可能会更加剧烈和难以逆转，并进一步对水源涵养等生态系统服务功能产生影响，因此亟待开展木里矿区景观格局脆弱性研究。

本文通过对木里矿区 1975 - 2016 共 7 期 Landsat 影像的遥感解译，获得木里矿区及周边土地覆被 42 a 时空变化过程，开展区域景观格局脆弱性演

变研究，其成果可为矿区合理开发和生态修复提供理论指导。

1 研究区概况

木里矿区位于青海省东北部，刚察县和天峻县交界，其为青海省最大的露天矿区，储量超过青海省总量的 8%^[26]。木里矿区由两个独立的矿区组成，分别是位于西侧的聚乎更矿区和位于东侧的江仓矿区。整个矿区分布在高寒冻土区，平均海拔超过 4 000 m，年均气温、年降水量和年均蒸发量分别为 -4.2 ℃、477.11 mm 和 1 049.9 mm^[27]。矿区周边主要的植被类型为高寒草甸湿地，且位于大通河上游^[28]，具有重要水源涵养功能(图 1)。

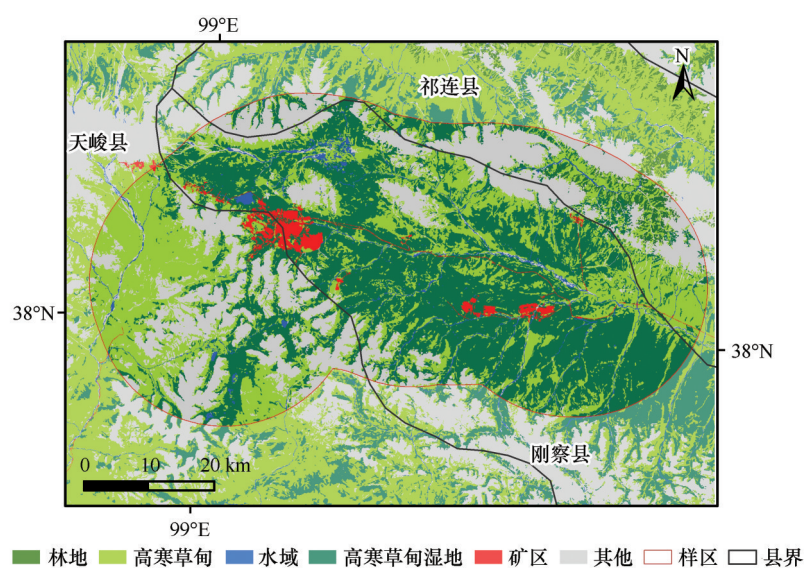


图 1 木里矿区示意图
Fig. 1 The location map of Muli mining area

2 数据与方法

2.1 数据来源与预处理

本研究选取长时间序列 Landsat 遥感影像数据，对矿区及周边土地覆被信息进行提取，分别是 1976 年的 MSS，1990 年、1995 年、2000 年、2005 年和 2010 年的 TM 和 2016 年的 OLI 影像。遥感影像选取指标包括成像日期(6 - 9 月)和影像质量(云量小于 10%)，此外部分缺失或质量不好的影像则用邻近时间的影像代替。所有遥感影像数据均下载自 USGS 网站(<http://glovis.usgs.gov/>)。经过波段合成和几何校正等预处理之后，参考“基于碳收支的全国土地覆被分类系统”和区域特点，将研究区土地覆被分为林地、高寒草甸、水域、高寒草甸湿

地、矿区和其他(表 1)。利用基于面向对象分类方法的软件 eCognition 8.6，对区域土地覆被进行解译，最后进行手动修改，达到精度要求，经过野外验证点和高分辨率影像验证，解译精度超过 95%。

表 1 木里矿区 2016 年土地覆被构成
Table 1 The land cover composition of Muli mining region in 2016

类型	面积/km ²	比例/%
林地	38.88	1.04
高寒草甸	1 248.90	33.28
水域	72.58	1.93
高寒草甸湿地	1 436.71	38.28
矿区	69.76	1.86
其他	886.37	23.62

为了更详细地分析矿区与周边土地变化情况,以大通河干流为核心建立 20 km 缓冲区,作为本研究和分析范围(图 1)。

2.2 研究方法

2.2.1 矿区土地覆被变化速率

本文利用土地利用面积变化率定量分析矿区及周边土地覆被面积变化程度^[29],公式为:

$$K = \frac{U_b - U_a}{U_a} \times \frac{1}{T} \times 100\% \quad (1)$$

式中: K 为土地面积变化率; U_a 和 U_b 分别代表研究期初和研究期末某种土地覆被类型的面积; T 为研究时段长。

2.2.2 景观格局脆弱性分析

景观格局脆弱性是指由于景观格局受外界扰动(自然条件的变化和人类活动的影响)时表现出的敏感性及其缺乏适应能力,从而使景观系统的结构、功能和特性容易发生改变的一种属性^[17]。本文根据前人对景观格局脆弱性研究成果^[17,30],利用 Fragstats 4.2 计算景观敏感度指数和景观恢复度指数,进而构建景观格局脆弱性指数。

(1) 景观敏感度指数

景观敏感度是景观某一组分受到自然或人为干扰后发生变化的速率,速率越大,敏感度越强^[31]。参考前人研究,本文利用景观干扰度指数和景观类型易损度的叠加来表示景观敏感度 LSI , 公式为:

$$LSI = \sum_{i=1}^n U_i \times V_i \quad (2)$$

式中: n 为景观类型的数量; i 为景观类型; U_i 为景观干扰度指数, V_i 为景观易损度。其中,景观干扰度表示景观受自然或人为活动影响后发生结构、形状和组成变化,计算过程如下:

$$U_i = aFN_i + bFD_i + cD_i \quad (3)$$

式中: FN_i 为景观破碎度指数,指景观被分割的破碎程度,能够反映人为干扰的影响,其通过斑块数量除以研究区面积计算得到,且数值越大,破碎度越大; FD_i 为分维数倒数,指景观的几何形状复杂程度,其值越大表示斑块的几何形状越复杂,则说明受干扰的程度越大,反之则说明受干扰程度较小; D_i 为优势度指数,表明景观受一种或少数几种景观类型控制的程度; a, b, c 则为权重,其大小反映了各指数对景观敏感度的贡献程度。根据相关研究及研究区特点^[32],本文将 a, b 和 c 分别赋值为 0.5, 0.3 和 0.2; 但对矿区和其他(裸岩和冰川/永

久积雪),破碎度和分维数倒数相对贡献较小,而优势度较大,所以其权重分别赋值为 0.3, 0.2 和 0.5。

景观类型易损度反映了研究区不同类型景观在矿区开发压力下的受影响程度差异。例如矿区开发主要通过占压周边高寒草甸湿地和高寒草甸,则这两种景观类型的易损度较高,而水域、其他和林地被占用的概率依次降低,因此其景观易损度也随之降低。人类活动在矿区作为主体,主要通过占压其他景观类型实现扩张,因此其景观易损度最低。本文通过借鉴他人研究成果以及结合本区景观类型特点^[33],将研究区景观类型易损度分为 6 级:高寒草甸湿地-6、高寒草甸-5、水域-4、其他-3、林地-2、矿区-1,然后对其进行标准化处理。

(2) 景观恢复度指数

景观格局的脆弱性与系统恢复性具有密切关系,而恢复能力则与景观的结构和功能相关,一般认为景观系统的多样性越多,结构趋于复杂且分布均匀,系统越稳定,其抗干扰的恢复能力越强^[17]。本文选取斑块丰富度密度指数 PRD 、香农多样性指数 $SHDI$ 和香农均匀性指数 $SHEI$ 构建景观恢复度指数 LRI ^[17,30]:

$$LRI = PRD \times SHDI \times SHEI \quad (4)$$

斑块丰富度密度指数可以表征单位面积内的景观类型丰富程度,香农多样性指数和香农均匀性指数均为比较不同景观或同一景观不同时期的多样性变化,其值越大说明景观类型多样且分布均匀。

(3) 景观格局脆弱性指数

最后,依据景观敏感度指数和景观恢复度指数,构建景观格局脆弱性指数 LVI ,其值大小是研究区景观格局脆弱状况的定量化表达。

$$LVI = LSI \times (1 - LRI) \quad (5)$$

3 结果与分析

3.1 木里矿区及其周边土地覆被 2016 年现状

水域、矿区和林地所占比例较小,且面积相差不大(表 1)。木里矿区周边主要由高寒草甸湿地组成,其外围则分布高寒草甸和其他(裸岩和冰川/永久积雪),其面积分别占研究区的 38.28%、33.28% 和 23.62%。此外,水域和林地面积较小,其中水域分布较为广泛,而林地则少量分布于研究区东北部(图 2)。

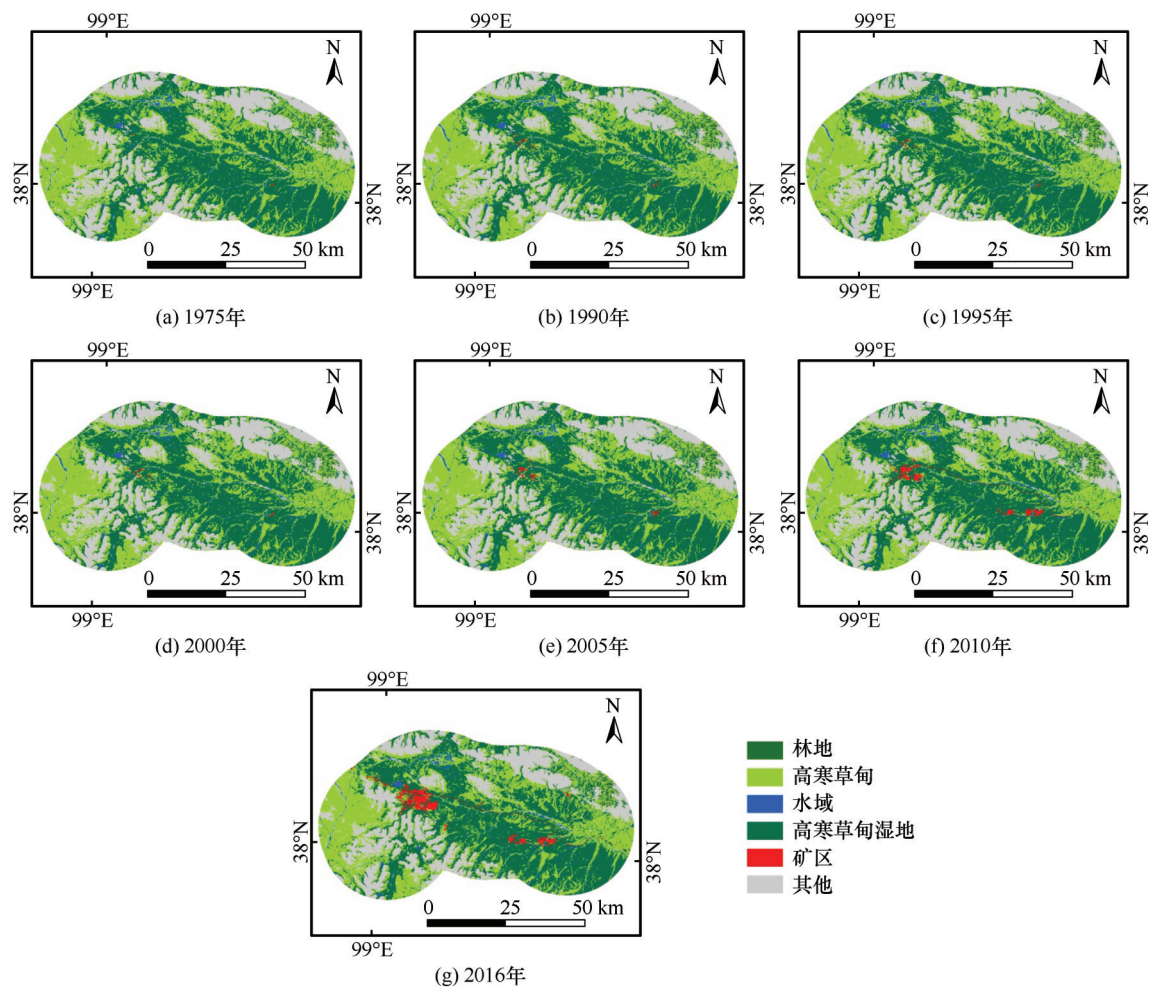


图2 木里矿区及其周边 1975 – 2016 年土地覆被时空变化
Fig. 2 Spatial and temporal dynamic of Muli mining region from 1975 to 2016

3.2 木里矿区及其周边 1975 – 2016 年土地覆被时空变化

3.2.1 土地覆被面积变化

1975 – 2016 年间，木里矿区迅速扩张，增长幅度达到 6 739. 22%，这导致周边土地覆被面积均呈下降趋势(除林地之外)，其中高寒草甸湿地的减幅最大(共减少 50. 43 km²)，其次是其他和高寒草甸，分别减少 7. 27 km²和 6. 31 km²，水域的减少面积相对较少，达到 4. 73 km²(表 2)。

矿区面积在 2000 年之后增速明显(图 3)，且在该时段内的增幅占总增加量的 96. 32%(表 2)，其变化速率在 2005 – 2010 年达到最大(56. 64%)，随后增长速率虽有所放缓，但绝对增加面积仍为最大(35. 51 km²)。矿区周边土地覆被面积均在 2000 年后呈减少趋势，其中高寒草甸湿地面积的缩减速率较大，且减少面积和速率均在 2010 – 2016 年达到最大(–26. 79 km²和–0. 37%)(图 3 和表 2)，水域的

表2 木里矿区及其周边 1975 – 2016 年土地覆被面积
(单位: km²)

Table 2 Land cover area change of Muli Mining region from 1975 to 2016 (unit: km²)

年份	林地	高寒草甸	水域	高寒草甸湿地	矿区	其他
1975	38. 88	1 255. 21	77. 31	1 487. 14	1. 02	893. 64
1990	38. 88	1 255. 18	78. 30	1 484. 77	3. 56	892. 52
1995	38. 88	1 255. 13	77. 27	1 485. 36	3. 42	893. 14
2000	38. 88	1 255. 33	77. 27	1 485. 04	3. 55	893. 14
2005	38. 88	1 254. 10	77. 30	1 481. 37	8. 94	892. 62
2010	38. 88	1 250. 07	77. 69	1 463. 50	34. 25	888. 81
2016	38. 88	1 248. 90	72. 58	1 436. 71	69. 76	886. 37

面积及其变化率的变化较为波动，总体处于萎缩态势，尤其在近年(2010 – 2016 年)大面积缩减(–5. 11 km²)。此外，高寒草甸和其他的面积以及面积变化率持续降低，并在 2005 – 2010 年达到最低。

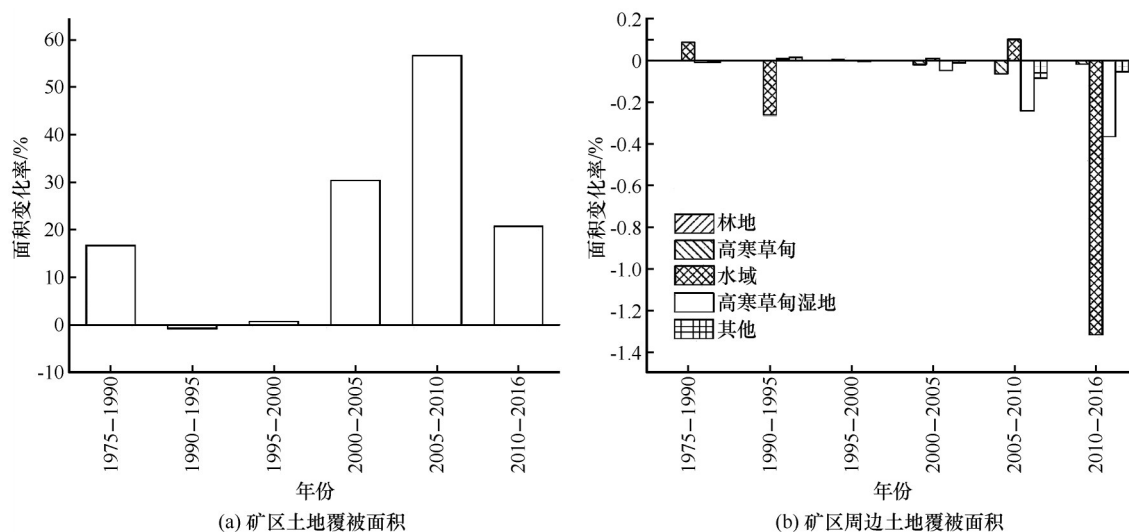


图3 木里矿区1975–2016年矿区(a)及周边土地覆被(b)面积动态变化

Fig. 3 Dynamic index of mining area (a) and land cover area (b) of Muli mining region in 1975–2016

3.2.2 土地覆被类型转移

通过土地覆被转移矩阵(表3)可知,1975–1990年间高寒草甸湿地向矿区的转入面积最大(1.87 km²),其次为水域(0.61 km²),其余土地类型之间几乎未发生相互转换。1990–1995年,矿区对其余类型的侵占放缓,其中其他向矿区转入面积最大(0.41 km²)。1995–2000年只有高寒草甸和高寒草甸湿地转换为矿区(分别为0.03 km²和0.15 km²),高寒草甸湿地有少量转换为高寒草甸(0.17 km²)。矿区面积在2000–2005年发生明显增长,其中最大的转入来源是高寒草甸湿地(3.68 km²),其次是高寒草甸(1.23 km²),此外部分面积的水域和其他被矿区侵占(0.38 km²和0.12 km²)。2005–2010年矿区进一步侵占周边土地,其中高寒草甸湿地的损失量大幅度增加(16.52 km²),其次是高寒草甸(5.31 km²),水域和其他的损失量相当,分别为1.71 km²和1.78 km²。该时段内,部分高寒草甸和其他转化为水域(0.07 km²和2.03 km²),1.29 km²的高寒草甸湿地转为高寒草甸。2010–2016年矿区对其余土地类型的占用量达到最大,其中高寒草甸湿地的流失面积为23.46 km²,其次是高寒草甸、其他和水域(分别为8.15 km²、4.70 km²和1.07 km²)。水域分别向其他、高寒草甸湿地和高寒草甸转出3.63 km²、0.59 km²和0.14 km²,高寒草甸和其他互有转换,但其他向高寒草甸的转入面积更大(0.61 km²)。在该时段内,部分高寒草甸湿地退化为高寒草甸(4.65 km²)。此外,矿区分别向高寒草甸和高寒草甸湿地转出1.66 km²和0.22 km²。

3.3 木里矿区区域景观格局变化与脆弱性响应

3.3.1 景观格局变化

1975–2016年间,木里矿区区域景观格局破碎度呈持续增长态势,尤其是在2000年后增长速率明显提高,说明矿区开发已经导致周边景观原本完整的斑块被切割和压占,呈现出破碎化趋势。分维数倒数变化则呈“降低–增长–降低”的特点,这是矿区扩张特点导致,即前期不规则、零星的矿点,到后期经过规整、联通的矿区。优势度指数的持续降低进一步证明了矿区对周边景观的不断蚕食和占据。斑块丰富密度指数则未发生变化,这是由于过去40多年中,研究区景观类型保持稳定。香农多样性指数和香农均匀性指数的持续增长则说明了虽然景观类型没有变化,但由于矿区扩张的影响,导致周边景观结构更加复杂且分布更加均匀(表4)。

3.3.2 脆弱性响应

木里矿区区域景观格局敏感度整体呈上升态势,其中1975–2000年为缓慢上升,增长量仅为0.0004,而2000年之后发生明显上升趋势,增长量达到0.0126,说明矿区剧烈扩张导致周边景观格局敏感度发生明显增加。景观格局恢复度整体变化不大,仅在2005–2010年略有增长(表5)。

木里矿区区域的景观格局脆弱性和矿区面积的变化特点完全一致(图4),即在2000年之前景观格局脆弱性的变化较为平稳,从1975年的1.3286增长到了2000年的1.3291,说明区域景观格局脆弱性在2000年前变化不大;而2000年后木里矿区

表3 木里矿区及周边 1975 – 2016 年土地覆被转移矩阵(单位: km ²)								
Table 3 Transition matrix of different land cover types from 1975 to 2016 of Muli mining region (unit: km ²)								
年份	类型	林地	高寒草甸	水域	高寒草甸湿地	矿区	其他	总计
1975 – 1990 年	林地	38.88	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	38.88
	高寒草甸	0.00	1 255.18	0.00	0.00	0.03	0.00	1 255.21
	水域	0.00	0.00	76.70	0.00	0.61	0.00	77.31
	高寒草甸湿地	0.00	0.00	0.49	1 484.77	1.87	0.00	1 487.14
	矿区	0.00	0.00	0.00	0.00	1.02	0.00	1.02
	其他	0.00	0.00	1.10	0.00	0.03	892.52	893.64
	总计	38.88	1 255.18	78.30	1484.77	3.56	892.52	3 753.21
1990 – 1995 年	林地	38.88	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	38.88
	高寒草甸	0.00	1 255.10	0.00	0.00	0.08	0.00	1 255.18
	水域	0.00	0.00	77.21	0.08	0.00	1.02	78.30
	高寒草甸湿地	0.00	0.00	0.00	1 484.75	0.02	0.00	1 484.77
	矿区	0.00	0.03	0.00	0.53	2.91	0.08	3.56
	其他	0.00	0.00	0.06	0.00	0.41	892.04	892.52
	总计	38.88	1 255.13	77.27	1 485.36	3.42	893.14	3 753.21
1995 – 2000 年	林地	38.88	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	38.88
	高寒草甸	0.00	1 255.10	0.00	0.00	0.03	0.00	1 255.13
	水域	0.00	0.00	77.27	0.00	0.00	0.00	77.27
	高寒草甸湿地	0.00	0.17	0.00	1 485.04	0.15	0.00	1 485.36
	矿区	0.00	0.05	0.00	0.00	3.37	0.00	3.42
	其他	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	893.14	893.14
	总计	38.88	1 255.33	77.27	1 485.04	3.55	893.14	3 753.21
2000 – 2005 年	林地	38.88	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	38.88
	高寒草甸	0.00	1 254.10	0.00	0.00	1.23	0.00	1 255.33
	水域	0.00	0.00	76.85	0.00	0.38	0.04	77.27
	高寒草甸湿地	0.00	0.00	0.00	1 481.35	3.68	0.00	1 485.04
	矿区	0.00	0.00	0.00	0.01	3.53	0.00	3.55
	其他	0.00	0.00	0.45	0.00	0.12	892.57	893.14
	总计	38.88	1 254.10	77.30	1 481.37	8.94	892.62	3 753.21
2005 – 2010 年	林地	38.88	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	38.88
	高寒草甸	0.00	1 248.79	0.00	0.00	5.31	0.00	1 254.10
	水域	0.00	0.00	75.60	0.00	1.71	0.00	77.30
	高寒草甸湿地	0.00	1.29	0.07	1 463.50	16.52	0.00	1 481.37
	矿区	0.00	0.00	0.00	0.00	8.94	0.00	8.94
	其他	0.00	0.00	2.03	0.00	1.78	888.81	892.62
	总计	38.88	1 250.07	77.69	1 463.50	34.25	888.81	3 753.21
2010 – 2016 年	林地	38.88	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	38.88
	高寒草甸	0.00	1 241.85	0.06	0.00	8.15	0.02	1 250.07
	水域	0.00	0.14	72.26	0.59	1.07	3.63	77.69
	高寒草甸湿地	0.00	4.65	0.02	1 435.36	23.46	0.00	1 463.50
	矿区	0.00	1.66	0.00	0.22	32.37	0.00	34.25
	其他	0.00	0.61	0.23	0.54	4.70	882.72	888.81
	总计	38.88	1 248.90	72.58	1 436.71	69.76	886.37	3 753.21

景观格局脆弱性迅速上升,从 1.3291(2000 年)增长到 1.3420(2016 年),说明自 2000 年以来,木里

矿区的扩张已导致区域景观格局脆弱性剧烈增大。

表4 1975 – 2016年木里矿区区域景观格局变化

Table 4 Changes of regional landscape pattern in Muli mining area from 1975 to 2016

年份	景观破碎度指数 <i>FN</i>	分维数倒数 <i>FD</i>	优势度指数 <i>D</i>	斑块丰富度密度指数 <i>PRD</i>	香农多样性指 <i>SHDI</i>	香农均匀性指数 <i>SHEI</i>
1975年	0.3118	0.6646	0.1999	0.0016	1.2043	0.6721
1990年	0.3124	0.6644	0.1998	0.0016	1.2093	0.6749
1995年	0.3122	0.6644	0.1998	0.0016	1.2084	0.6744
2000年	0.3123	0.6643	0.1998	0.0016	1.2086	0.6745
2005年	0.3141	0.6647	0.1995	0.0016	1.2164	0.6789
2010年	0.3159	0.6649	0.1982	0.0016	1.2450	0.6948
2016年	0.3194	0.6646	0.1962	0.0016	1.2722	0.7100

表5 1975 – 2016年木里矿区区域景观敏感度和景观恢复度变化

Table 5 Changes of regional landscape sensitivity and landscape resilience in Muli mining area from 1975 to 2016

年份	景观敏感度 <i>LSI</i>	景观恢复度 <i>LRI</i>
1975年	1.3075	0.0013
1990年	1.3078	0.0013
1995年	1.3078	0.0013
2000年	1.3079	0.0013
2005年	1.3121	0.0013
2010年	1.3165	0.0014
2016年	1.3205	0.0014

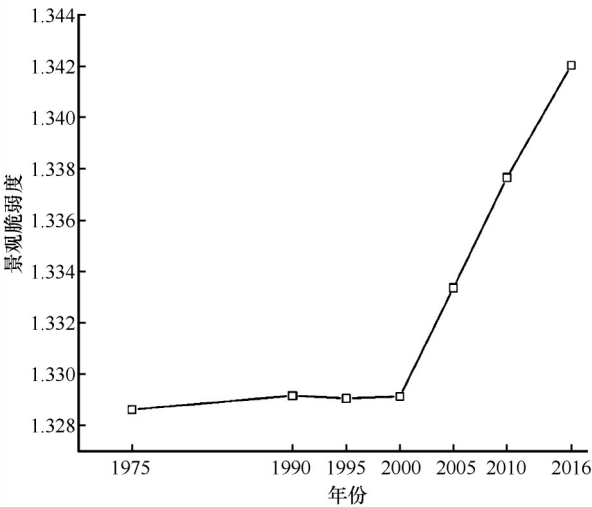


图4 1975 – 2016年木里矿区区域景观格局脆弱性变化
Fig. 4 Landscape pattern vulnerability change during 1975 to 2016 in Muli mining region

4 讨论

本文利用 Landsat 遥感影像重建木里矿区及周边土地覆被时空变化, 及对区域景观格局脆弱性进行分析, 发现近 40 a 木里矿区面积剧烈扩张, 导致高寒草甸湿地和高寒草甸面积萎缩, 该结论符合前人关于矿区变化的研究结论, 即矿区扩张导致周边

土地覆被面积的缩减^[34–35]。此外, 矿区周边植被面积不断减少可能会加剧气候变化对高寒地区多年冻土环境的负面效应^[36], 从而加剧木里矿区的冻土退化过程。除直接占用外, 近期出现的高寒草甸湿地退化为高寒草甸、以及水域向其余类型转换, 可能是矿区对周边生态系统的间接效应体现。2000 年之前, 矿区发展缓慢, 对周边土地类型的破坏较小, 且区域整体土地结构稳定。2000 年之后, 其余类型向矿区的转入量显著增大, 与此同时, 不同土地覆被类型之间的相互转换持续增加, 出现水域面积的流失、高寒草甸湿地的退化以及矿区的修复(矿区转为高寒草甸和高寒草甸湿地), 这说明矿区的发展开始影响到区域整体的土地结构稳定性, 负面效应持续增大。

矿区的发展变化受经济和政策的强烈驱动^[37], “西部大开发”政策的实施, 是木里矿区发生剧烈扩张的政策因素, 该政策促使西部省份的资源发掘力度加大, 以支持经济发展, 这一点在相关研究中得到证实^[34], 而经济的增长进一步刺激矿区的投入和开发力度加大, 因此政策和经济利益是木里矿区扩张的主导驱动因素。

木里矿区扩张导致区域景观格局脆弱性上升, 尤其在 2000 年之后, 几乎呈指数增加的趋势, 这可能会导致木里矿区的生态系统弹性下降, 并进一步导致区域生态系统服务功能的损失(如水源涵养和碳储存等)^[38–41]。结合土地覆被变化情况, 进一步证明木里矿区已经对周边的生态系统产生负面效应, 并且该效应正在加强当中, 因此亟待实行有效的生态修复和管理, 如利用景观生态学中的斑块–廊道–基质原理、景观格局优化原理和景观异质性原理等, 结合实际情况通过地貌重塑、植被修复等技术, 采取重新构造高寒草甸廊道, 扩大斑块面积, 降低斑块破碎度等措施, 达到优化矿区景观格局, 降低景观格局脆弱性等目的^[42–43]。

5 结论

木里矿区面积在1975–2016年共增加68.74 km², 导致周边土地覆被面积持续缩减, 其中高寒草甸湿地的萎缩最显著, 共减少50.43 km², 其次为高寒草甸和水域, 分别缩减6.31 km²和4.73 km²。矿区的扩张导致周边景观格局脆弱性不断增大, 使得区域生态系统的弹性和不稳定性增加, 进而影响周边生态系统服务功能。因此, 在未来木里矿区的生态修复和管理规划中, 应当重视矿区景观格局优化, 以期降低景观格局脆弱性, 恢复生态功能。

参考文献(References):

- [1] Wang Xingfeng, Wang Yunjia, Ma Xiaoli, et al. Cumulative effects of landscape changes in coal mining area: a case study in Lu'an coal mining area, Shanxi Province[J]. *Geographical Research*, 2011, 30(5): 879–892. [王行风, 汪云甲, 马晓黎, 等. 煤矿区景观演变的生态累积效应——以山西省潞安矿区为例[J]. *地理研究*, 2011, 30(5): 879–892.]
- [2] Erenur A. Remote sensing of vegetation health for reclaimed areas of Seyitömer open cast coal mine[J]. *International Journal of Coal Geology*, 2011, 86(1): 20–26.
- [3] Townsend P A, Helmers D P, Kingdon C C, et al. Changes in the extent of surface mining and reclamation in the Central Appalachians detected using a 1976–2006 Landsat time series[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2009, 113(1): 62–72.
- [4] Feng Jianmin, Wang Li, Wen Qi. Land use changes and its rationality evaluation in the Yushenfu mining area[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2015, 22(1): 188–193. [封建民, 王黎, 文琦. 榆神府矿区土地利用变化及合理性分析[J]. *水土保持研究*, 2015, 22(1): 188–193.]
- [5] Sun Qi, Bai Zhongke, Cao Guiyin. Process analysis of land destruction and reclamation in coal mining areas using ecological risk assessment[J]. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, 2017, 25(6): 795–804. [孙琦, 白中科, 曹银贵. 基于生态风险评价的采煤矿区土地损毁与复垦过程分析[J]. *中国生态农业学报*, 2017, 25(6): 795–804.]
- [6] Xia Jisheng, Liu Xiaofang, Tan Shucheng, et al. Ecological problems in and ecological rehabilitation methods for open-pit mines[J]. *Metal Mine*, 2009(6): 163–166. [夏既胜, 刘晓芳, 谈树成, 等. 露天矿区生态问题及生态重建方法探讨[J]. *金属矿山*, 2009(6): 163–166.]
- [7] Dun Yaolong, Wang Jun, Bai Zhongke, et al. Changes in Pingshuo opencast mining area ecosystem service values based on grey prediction modeling[J]. *Resources Science*, 2015, 37(3): 494–502. [顿耀龙, 王军, 白中科, 等. 基于灰色模型预测的矿区生态系统服务价值变化研究——以山西省平朔露天矿区为例[J]. *资源科学*, 2015, 37(3): 494–502.]
- [8] Li Guoping, Guo Jiang, Li Zhi, et al. The difference between the WTP and WTA of the ecological environment improvement in the coal mine area: take Shenmu County, Fugu County and Yuyang District as example[J]. *Statistics & Information Forum*, 2011, 26(7): 98–104. [李国平, 郭江, 李治, 等. 煤炭矿区生态环境改善的支付意愿与受偿意愿的差异性分析——以榆林市神木县、府谷县和榆阳区为例[J]. *统计与信息论坛*, 2011, 26(7): 98–104.]
- [9] Wu Lixin, Ma Baodong, Liu Shanjun. Analysis to vegetation coverage change in Shendong mining area with SPOT NDVI data[J]. *Journal of China Coal Society*, 2009(9): 1217–1222. [吴立新, 马保东, 刘善军. 基于SPOT卫星NDVI数据的神东矿区植被覆盖动态变化分析[J]. *煤炭学报*, 2009(9): 1217–1222.]
- [10] Ning Tingting, Liu Wenzhao, Lin Wen, et al. Temporal changes of potential evapotranspiration in Dongsheng mining area in inner mongolia during recent 56 years[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2014, 8(3): 62–66. [宁婷婷, 刘文兆, 林文, 等. 近56年来内蒙古东胜矿区潜在蒸散发的时程变化[J]. *水土保持学报*, 2014, 8(3): 62–66.]
- [11] He Weiwei, Sheng Yu, Zhou Fei, et al. Mining in permafrost regions: status and prospect[J]. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2011, 33(2): 388–396. [何维维, 盛煜, 周飞, 等. 多年冻土区矿山开采研究现状及展望[J]. *冰川冻土*, 2011, 33(2): 388–396.]
- [12] Han Jin, Zhou Wei, Guo Ping. Research on dynamic change of land use in Qinghai-Tibetan Plateau mine area: a case study of Juhugeng mine area[J]. *Mine Surveying*, 2017(2): 108–113. [韩瑾, 周伟, 郭平. 青藏高原矿区土地利用动态变化研究——以青海省聚乎更矿区为例[J]. *矿山测量*, 2017(2): 108–113.]
- [13] Cao Wei, Sheng Yu, Chen Ji. Study of the permafrost environmental assessment in Muli coalfield, Qinghai Province[J]. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 2008, 30(1): 157–164. [曹伟, 盛煜, 陈继. 青海木里煤田冻土环境评价研究[J]. *冰川冻土*, 2008, 30(1): 157–164.]
- [14] Zhou Bo. Forecast of water and soil loss by strip mining and control measures in Muli region Tianjun County Qinghai Province[J]. *Pratacultural Science*, 2006, 23(7): 63–66. [周波. 木里露天煤矿水土流失量预测及防治对策[J]. *草业科学*, 2006, 23(7): 63–66.]
- [15] Li Yanting, Zhang Wen, Ning Liping, et al. Research of ecological environment evaluation system for Jiangcang open-pit mining area based on RS and GIS[J]. *Coal Engineering*, 2016, 48(12): 120–123. [李燕婷, 张文, 宁黎平, 等. 基于RS与GIS江仓露天矿区生态环境评价体系研究[J]. *煤炭工程*, 2016, 48(12): 120–123.]
- [16] Wu Jianguo. *Landscape ecology: pattern, process, scale and hierarchy*[M]. 2nd ed. Beijing: Higher Education Press, 2007. [邬建国. *景观生态学: 格局、过程尺度与等级*[M]. 2版. 北京: 高等教育出版社, 2007.]
- [17] Sun Caizhi, Yan Xiaolu, Zhong Jingqiu. Evaluation of the landscape patterns vulnerability and analysis of spatial correlation patterns in the lower reaches of Liaohe River Plain[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2014, 34(2): 247–257. [孙才志, 闫晓露, 钟敬秋. 下辽河平原景观格局脆弱性及空间关联格局[J]. *生态学报*, 2014, 34(2): 247–257.]
- [18] Zhang Yue, Zhang Fei, Wang Juan, et al. Evaluation of the landscape patterns vulnerability and analysis of spatial-temporal patterns in the typical region of the Ebinur Lake[J]. *Journal of Catastrophology*, 2016, 31(3): 222–229. [张月, 张飞, 王娟, 等. 干旱区艾比湖流域典型区域景观格局脆弱性时空格局变化研究[J]. *灾害学*, 2016, 31(3): 222–229.]
- [19] Ren Zhiyuan, Zhang Han. Effects of land use change on landscape pattern vulnerability in Yinchuan Basin, Northwest China[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 27(1): 243–249. [任志远, 张晗. 银川盆地土地利用变化对景观格局脆弱性的影响[J]. *应用生态学报*, 2016, 27(1): 243–249.]
- [20] Fan Huanyu, Xu Huimin. Changes of landscape pattern of wetland landscape in Liao-He Delta[J]. *Territory & Natural Re-*

- sources Study, 2016, 2016(6): 31–32. [范环宇, 徐惠民. 辽河三角洲湿地景观格局脆弱性变化[J]. 国土与自然资源研究, 2016, 2016(6): 31–32.]
- [21] Han Wubo, Jia Wei, Bai Zhongke. Analysis of landscape pattern in Pingshuo open coal mines under the villages and the migration[J]. China Land Science, 2015(5): 93–97. [韩武波, 贾薇, 白中科. 村庄与人口搬迁对平朔矿区景观格局变化的影响[J]. 中国土地科学, 2015(5): 93–97.]
- [22] Zhao Yanhui, Zhao Hua, Xu Jiaying, et al. Spatial evolution of landscape pattern of mining area based on fractal dimension: a case study of northern part in Pei County, Xuzhou[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2017, 24(2): 336–340. [赵艳辉, 赵华, 徐嘉兴, 等. 基于分形维数的煤矿区景观格局特征——以徐州市沛北矿区为例[J]. 水土保持研究, 2017, 24(2): 336–340.]
- [23] Feng Jianmin, Dong Guifang, Guo Lingxia, et al. Ecological responses to changing landscape patterns in Yushenfu mining area[J]. Arid Zone Research, 2014, 31(6): 1141–1146. [封建民, 董桂芳, 郭玲霞, 等. 榆神府矿区景观格局演变及其生态响应[J]. 干旱区研究, 2014, 31(6): 1141–1146.]
- [24] Wu Jiansheng, Qiao Na, Peng Jian, et al. Spatial variation of landscape eco-risk in open mine area[J]. Acta Ecologica Sinica, 2013, 33(12): 3816–3824. [吴健生, 乔娜, 彭建, 等. 露天矿区景观生态风险空间分异[J]. 生态学报, 2013, 33(12): 3816–3824.]
- [25] Gao Ya, Lu Zhaohua, Wei Zhenkuan, et al. Ecological risk receptors analysis of Pingzhuang western open-cut coal mining area in Inner Mongolia[J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(11): 49–59. [高雅, 陆兆华, 魏振宽, 等. 露天煤矿区生态风险受体分析——以内蒙古平庄西露天煤矿为例[J]. 生态学报, 2014, 34(11): 49–59.]
- [26] Cao Wei, Sheng Yu, Wu Jichun, et al. Simulation analysis of the impact of excavation backfill on permafrost recovery in an opencast coal-mining pit[J]. Environmental Earth Sciences, 2016, 75(9): 1–10.
- [27] Cao Wei, Sheng Yu, Qin Yinghong, et al. Grey relation projection model for evaluating permafrost environment in the Muli coal mining area, China[J]. International Journal of Mining, Reclamation and Environment, 2010, 24(4): 363–374.
- [28] Liu Saiyan, Huang Qiang, Wang Yimin, et al. Hydrological response to land-use/cover change in the Datong River[J]. Journal of Glaciology and Geocryology, 2016, 38(6): 1658–1665. [刘赛艳, 黄强, 王义民, 等. 大通河流域土地利用/覆被变化的水文响应[J]. 冰川冻土, 2016, 38(6): 1658–1665.]
- [29] Wang Xiulan, Bao Yuhai. Study on the methods of land use dynamic change research[J]. Progress in Geography, 1999, 18(1): 83–89. [王秀兰, 包玉海. 土地利用动态变化研究方法探讨[J]. 地理科学进展, 1999, 18(1): 83–89.]
- [30] He Xiaohui, Li Ziwei, Guo Hengliang, et al. Dynamic changes and vulnerability analysis of landscape pattern along the Yellow River in Henan Province[J]. Journal of Henan Agricultural University, 2016, 50(1): 97–102. [赫晓慧, 李紫薇, 郭恒亮, 等. 河南省黄河沿岸景观格局动态变化及脆弱度分析[J]. 河南农业大学学报, 2016, 50(1): 97–102.]
- [31] Yao Yunlong, Lü Xianguo, Tong Shouzheng. The theory and application of landscape sensitivity[J]. Progress in Geography, 2007, 26(5): 57–64. [姚允龙, 吕宪国, 佟守正. 景观敏感度的理论及其应用意义[J]. 地理科学进展, 2007, 26(5): 57–64.]
- [32] Han Zhenhua, Li Jiandong, Yin Hong, et al. Analysis of ecological security of wetland in Liaohe River delta based on the landscape pattern[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2010, 19(3): 701–705. [韩振华, 李建东, 殷红, 等. 基于景观格局的辽河三角洲湿地生态安全分析[J]. 生态环境学报, 2010, 19(3): 701–705.]
- [33] Ni Jing, Zhang Shuwen, Wang Lei, et al. Sensitivity analysis of landscape in forest-agriculture ecotones: a case study of Mudanjiang in Heilongjiang Province[J]. Journal of Northeast Forestry University, 2009, 37(1): 35–38. [宁静, 张树文, 王蕾, 等. 农林交错区景观敏感性分析——以黑龙江省牡丹江地区为例[J]. 东北林业大学学报, 2009, 37(1): 35–38.]
- [34] Li Na, Yan Changzhen, Xie Jiali. Remote sensing monitoring recent rapid increase of coal mining activity of an important energy base in northern China, a case study of Mu Us Sandy Land[J]. Resources Conservation & Recycling, 2015, 94(94): 129–135.
- [35] Petropoulos G P, Partsinevelos P, Mitraka Z. Change detection of surface mining activity and reclamation based on a machine learning approach of multi-temporal Landsat TM imagery[J]. Geocarto International, 2013, 28(4): 323–342.
- [36] Yue Guangyang, Zhao Lin, Zhao Yonghua, et al. Relationship between soil properties in permafrost active layer and surface vegetation in Xidatan on the Qinghai-Tibetan Plateau[J]. Journal of Glaciology and Geocryology, 2013, 35(3): 565–573. [岳广阳, 赵林, 赵拥华, 等. 青藏高原西大滩多年冻土活动层土壤性状与地表植被的关系[J]. 冰川冻土, 2013, 35(3): 565–573.]
- [37] Chen Meijuan, Jia Ningfeng, Lan Yipeng. Analysis on land use change and its driving forces by policy factors[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2016, 36(1): 272–276. [陈美娟, 贾宁凤, 兰轶鹏. 矿区土地利用变化及其政策驱动研究[J]. 水土保持通报, 2016, 36(1): 272–276.]
- [38] Runyan C W, D'Odorico P. Ecohydrological feedbacks between permafrost and vegetation dynamics[J]. Advances in Water Resources, 2012, 49: 1–12.
- [39] Zhang Liping, Zhang Shiwen, Ye Huichun, et al. Landscape indices of land damage and land reclamation in an opencast coal mine[J]. Resources Science, 2014, 36(1): 57–66. [张立平, 张世文, 叶回春, 等. 露天煤矿区土地损毁与复垦景观指数分析[J]. 资源科学, 2014, 36(1): 57–66.]
- [40] Wang G, Liu G, Li C. Effects of changes in alpine grassland vegetation cover on hillslope hydrological processes in a permafrost watershed[J]. Journal of Hydrology, 2012, 444(12): 22–33.
- [41] Sasaki T, Furukawa T, Iwasaki Y, et al. Perspectives for ecosystem management based on ecosystem resilience and ecological thresholds against multiple and stochastic disturbances[J]. Ecological Indicators, 2015, 57: 395–408.
- [42] Hou Huping, Zhang Shaoliang, Yan Yan, et al. RS and GIS based ecological landscape restoration in Xuzhou northern Coal mining area[J]. Journal of China University of Mining & Technology, 2010, 39(4): 504–510. [侯湖平, 张绍良, 闫艳, 等. 基于RS, GIS的徐州城北矿区生态景观修复研究[J]. 中国矿业大学学报, 2010, 39(4): 504–510.]
- [43] Zhang Li, Wang Jinman, Liu Tao. Landscape reconstruction and recreation of damaged land in opencast coal mine: a review[J]. Advances in Earth Science, 2016, 31(12): 1235–1246. [张莉, 王金满, 刘涛. 露天煤矿区受损土地景观重塑与再造的研究进展[J]. 地球科学进展, 2016, 31(12): 1235–1246.]

Land cover change and landscape pattern vulnerability response in Muli mining and its surrounding areas in the Qinghai-Tibet Plateau

QIAN Dawen^{1,2}, YAN Changzhen¹, XIU Lina^{1,2}

(1. Northwest Institute of Eco-Environment and Resources, Chinese Academy of Sciences, Lanzhou 730000, China;

2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Mining area development will lead to dramatic changes in the surrounding land cover and landscape pattern, but at present there is a lack of dynamic monitoring of the long-term sequence changes of the typical mining area in the Qinghai-Tibet Plateau and its surrounding land cover, especially the lack of in-depth understanding of the response characteristics of the landscape pattern vulnerability. So it is impossible to provide effective scientific guidance on rational development and ecological restoration of mining areas. Based on the method of remote sensing technology and land change science, as well as the concept of landscape pattern vulnerability, the changes of land cover and the response of regional landscape pattern vulnerability of Muli coal mine in the northern Qinghai-Tibet Plateau were analysed from 1975 to 2016. The results showed that the mining area was increasing in size, especially after 2000, and this caused shrinkage of the surrounding lands, including alpine meadow wetland, other and alpine meadow. The indirect effect of the mining expansion on the surrounding ecosystem was increasing, which concluded from the decrease of water area, the degradation of alpine meadow wetland and the slight reserve of the mining area. The development of Muli mining area has led to the increase of the regional landscape pattern vulnerability, which might have a negative impact on the surrounding ecosystem service function. Therefore, the landscape pattern optimization should be considered in the ecological restoration and mining planning in order to reduce the vulnerability of landscape pattern. The research results of this paper can provide some reference for the rational development planning and ecological restoration of mining areas on the Qinghai-Tibet Plateau and other ecologically fragile areas.

Key words: Qinghai-Tibet Plateau; Muli mining area; landscape pattern vulnerability; land cover change

(责任编辑: 周成林; 编辑: 周成林)