

基于景观格局的矿区生态脆弱性评价 ——以吉林省辽源市为例*

吴健生¹ 宗敏丽^{1**} 彭建²

(¹城市人居环境科学与技术重点实验室, 北京大学深圳研究生院城市规划与设计学院, 广东深圳 518055; ²地表过程分析与模拟教育部重点实验室, 北京大学城市与环境学院, 北京 100871)

摘要 矿区自然生态系统脆弱性研究不仅对生态资源及生态环境有重要作用, 还对资源合理利用及实现区域可持续发展有指导意义。在分析生态脆弱性概念与评价方法的基础上, 依循“压力-状态-响应”评估框架, 基于景观格局指数, 从自然生态系统压力度、敏感性、恢复力 3 方面出发构建矿区自然生态系统脆弱性评价指标体系。以辽源市为例, 对其进行系统分析与评价。结果表明: 各类自然生态系统类型中, 辽源市草地的脆弱性最高、林地最低; 33 个乡镇中, 杨木林镇生态脆弱性最高、东丰县县城最低; 从 4 个区县来看, 脆弱性大小为龙山区 > 西安区 > 东丰县 > 东辽县; 用地分布格局、自然生态环境、采矿、居民点等人为干扰, 是影响生态脆弱性空间分异的主要原因。

关键词 生态脆弱性; 矿区自然生态系统; PSR 框架; 景观格局

中图分类号 X826 文献标识码 A 文章编号 1000-4890(2012)12-3213-08

Assessment of mining area's ecological vulnerability based on landscape pattern: A case study of Liaoyuan, Jilin Province of Northeast China. WU Jian-sheng¹, ZONG Min-li^{1**}, PENG Jian² (¹ Key Laboratory for Environmental and Urban Sciences, School of Urban Planning and Design, Shenzhen Graduate School, Peking University, Shenzhen 518055, Guangdong, China; ² Laboratory for Earth Surface Processes, Ministry of Education, College of Urban and Environmental Sciences, Peking University, Beijing 100871, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2012, 31(12): 3213-3220.

Abstract: The vulnerability assessment of natural ecosystems in mining areas is of significance in resources management, environmental protection, and regional sustainable development. Based on the analyses of the concepts of ecological vulnerability and the related assessment models, and following the ‘pressure-status-response’ (PSR) assessment framework, an assessment indices system was put forward to quantify the vulnerability of natural ecosystems in mining areas from the aspects of human pressure, ecosystem sensitivity, and ecological resilience, with the application of landscape metrics. Taking the Liaoyuan City of Jilin Province as a case, the results showed that among the various types of natural ecosystems, grassland had the highest ecological vulnerability, while forestland had the lowest one. In all the 33 towns, Yangmulin Town had the highest ecological vulnerability, while Dongfeng County town had the lowest one. In the four districts and counties of Liaoyuan, Longshan District had the highest ecological vulnerability, with the Xi'an District, Dongfeng County, and Dongliao County in a descending sequence. The main factors affecting the spatial differentiation of the ecological vulnerability were land use pattern, natural ecological environment, and human disturbances such as mining and settlement.

Key words: ecological vulnerability; natural ecosystem in mining area; PSR framework; landscape pattern.

* 国土资源部公益性行业科研专项课题(200911015-2)资助。

** 通讯作者 E-mail: zzm26@126.com

收稿日期: 2012-07-06 接受日期: 2012-10-17

自20世纪80年代以来,生态脆弱性的研究成为宏观生态研究的热点问题(Holling,1973;Tixier *et al.*,2006)。开展生态脆弱性研究不仅对保护生态资源和生态环境具有重要意义,也对土地经营、资源合理利用及区域可持续发展具有重要指导意义(张笑楠等,2009)。在矿产资源开发利用过程中,矿区的自然生态系统受到严重的人为干扰,为保证生态系统的持续性,迫切需要开展矿区生态脆弱性研究。同时,通过对生态脆弱区进行生态恢复、优化资源利用结构等手段,能够实现矿区可持续发展(孙平军等,2010)。

生态脆弱性的概念尚未有统一定义。总体而言,生态脆弱性主要是指生态环境受到外界压力而引起敏感性变化,超过自身恢复能力而朝着不适宜利用的方向发展,是生态系统固有的一种属性;目前学术界普遍认为,脆弱性是可度量的(Birkmann,2006),且与暴露、干扰、适应性、敏感性、恢复力、稳定性等密切相关(李鹤和张平宇,2011;喻鸥等,2011);脆弱性总是针对特定的扰动而言,生态系统遭受不同的扰动时会表现出不同的脆弱性(李鹤等,2008)。近年来,众多学者针对不同区域(王让会和樊自立,2001;卢冬爱等,2009)和时空尺度(Fekete *et al.*,2010)综合应用土地利用变化(龚玥等,2012)、景观格局指数(黄莹等,2009;张笑楠等,2009)等方法,建立评价指标体系(Chang & Chao,2011),对区域生态脆弱性进行了大量的个案分析。其中,基于景观格局的区域生态脆弱性评价方法,通过剖析景观格局信息与生态环境脆弱性之间的定量关联性,能够建立更加全面、科学的指标体系,且操作更加简单(邱彭华等,2007)。景观格局能综合反映自然与人为多种因素的相互作用和生态过程作用的最终结果(邬建国,2000),因而可以反映景观生态系统所受到的干扰及脆弱程度(张笑楠等,2009)。目前,已在中国多个省市或地区进行了应用研究(卢冬爱等,2009;王丽婧等,2010)。但是,值得注意的是,在以往的研究中,对景观格局指数的选取一般从斑块、类型或景观出发,选取分维数、破碎度、分离度和聚集度等典型格局指数表征人类活动的干扰强度(张笑楠等,2009;王丽婧等,2010),而对不同景观格局指数表征生态脆弱性特征的差异性未予细致区分。

近年来,湿地(万洪秀等,2006)、城市(卢冬爱等,2009)等特殊类型区域生态脆弱性研究受到极

大关注,相对而言,针对矿区这一人类活动干扰最为剧烈区域的生态脆弱性研究尚处于探索发展阶段(李鹤等,2008)。目前,综合评价指标体系法仍然是矿区生态脆弱性评价的主要方法,但由于导致生态脆弱性的原因多种多样,加之不同区域生态脆弱性的表现形式不同(顾康康等,2008;靳毅和蒙吉军,2011),评价指标体系尚未有统一的标准,评价结果也无法复制。在矿区生态脆弱性研究中,评价指标体系的建立往往依循矿区自然、经济、社会和环境四维度剖分(石青等,2007),或自然与社会的二维分解(顾康康等,2008),较少从生态脆弱性的状态、压力及响应三方面出发,围绕矿区生态敏感性、压力度和恢复力等核心内容构建指标体系(孙平军等,2010;孙平军和修春亮,2011)。其中,敏感性和恢复力是自然生态系统的基本属性(汤万金和刘平,2003),是自然生态系统存在的状态和受到外界压力时产生的响应,脆弱性又是针对压力而言的(李鹤等,2008),综合这三个方面方能全面地反映矿区生态脆弱性。此外,从宏观景观格局分析矿区生态脆弱性的研究仍较为少见,指标赋权重的方法则多采用AHP法(周廷刚和苏迎春,2008),人为主观因素影响较大。因此,本研究结合研究区的实际情况,依循“压力-状态-响应”评估框架,基于景观格局指数,从自然生态系统压力度、敏感性、恢复力三方面出发,采用熵权法赋权重,对辽源市矿区自然生态系统脆弱性进行了系统分析与评价。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

辽源市位于吉林省中南部(图1),下辖东辽县、东丰县、西安区和龙山区,包括33个乡镇(其中将各街道合并为所在区县的城区)。全市地处长白山余脉西缘向松嫩平原过渡的丘陵地区,土地总面积5140.89 km²,截至2010年11月共有117.66万人。辽源市地跨42°17′40″N—43°13′40″N,124°51′22″E—125°49′52″E,属于温带大陆性季风气候,地表水系较发达,径流量年际变化较大。2009年,辽源市共有建设用地419.74 km²,占8.16%;农用地4666.43 km²,占总面积的90.77%;未利用地54.72 km²,其中自然保留地占0.10%,土地利用率高,后备资源较小。

辽源市为典型的煤炭资源性城市,自1911年开始采煤已有百年历史,现已成为资源枯竭型城市



图1 研究区地理区位示意图

Fig.1 The location of research area

(卢万合等, 2010)。研究区内有煤炭矿山、建筑石材矿山、粘土矿山和金属矿山等采矿用地共 13.29 km², 占土地总面积的 0.26%; 自然生态系统总面积为 1986.78 km², 占辽源市总面积的 38.65%。矿业资源的开发已对区域生态环境产生了严重的破坏(顾康康等, 2008)。截至 2011 年 3 月, 西安矿区下沉已达 17~18 hm², 塌陷区形成大面积积水, 破坏道路和民房。此外, 矿震、矸石山自燃、气体污染和废水重金属超标等也是辽源市面临的重要生态环境问题。

1.2 数据与方法

1.2.1 评价指标体系

经过甄选, 最终选取分维数、矿区扰动指数和居民点临近指数三个指标来衡量生态压力度。分维数采用周长面积关系进行计算, 反映景观形状的复杂程度和景观的空间稳定程度(邱彭华等, 2007), 斑块形状的规律性与人类活动干扰密切相关(彭月等, 2008)。矿区扰动指数衡量矿山开采对不同自然生态系统的影响。根据相关研究发现影响程度与距离之间存在一定的递减关系(曹运江等, 2010)。同时考虑各矿区对同种生态系

统的累计影响, 即若受到多个矿区不同程度的影响, 则累加影响值; 设 300、600 和 1000 m 三个缓冲区, 分别赋值为 0.85、0.35 和 0.15。自然生态系统同时受居民点的干扰, 利用斑块间最小邻近距离来衡量居民点临近指数, 离居民点平均距离越小则受影响越大, 所受的压力越大。

生态敏感因子包括景观破碎度和地形指数, 其中破碎度被广泛用于区域生态脆弱性评价(黄莹等, 2009)。景观破碎度是对景观生态系统格局由连续变化的结构向斑块变化的过程的度量(彭月等, 2008), 景观越破碎, 系统抗外界干扰能力越差, 生态敏感性越高。地形指数综合坡度、坡向等因素; 由于研究对象为不同类型的自然生态系统, 故不将研究对象当成影响因子(覆被类型)重复计算。本文着重考虑坡度 > 15° 的区域面积, 坡度大于 15° 时地表物质处于潜在不稳定状态, 当植被受到人类破坏时, 在流水和重力作用下都极易产生加速侵蚀, 往往坡度越大, 造成的侵蚀退化程度越大(田亚平等, 2005)。地形指数越大, 表示该地类的敏感性越高, 应对外界压力能力越差。

景观连通性指数和优势度是生态恢复力评价的基本因子。其中, 景观连通性指数是从景观的功能角度出发, 采用 CCP(class coincidence probability) 指数衡量, 并设定 200 m 为距离阈值(刘常富等, 2010)。CCP 被定义为同一个生境(景观类型)中两个随机选择的点属于同种构成成分的概率; 或者说, 随机放置的两只动物能够找到彼此生境斑块集合和连接的概率。CCP 取值范围为 0~1, 其值越大, 代表生态系统的连通性越高, 恢复力越强。优势度采用最大斑块指数(largest patch index, LPI) 衡量。在压力相同且各生态系统类型总面积相等的情况下, LPI 指数越大, 该类型生态系统的恢复力越强。

1.2.2 指标权重

对权重进行赋值的方法大体可以分为主观和客观两种。主观方法如 Delphi 法、AHP 法等, 应用广泛, 但主观因素影响大。用熵权法确定各指标权重可以更加客观地反映各指标在评价指标体系中的贡献, 并能真实反映其重要程度。熵权法的原理是通过信息熵来判断信息量, 从而确定指标权重。由于熵权法是一种通过现实数据分析的客观赋权重方法, 其反映的结果是对现实数据的信息熵的客观分析, 因此结果与主观认知有所区别。

为了消除量纲的影响, 本研究采用归一化方法进行标准化。对于正向指标, 取各乡镇的各地类各

指标的值与33个乡镇的该种地类该指标的总和的比值,对于负向指标(居民点邻近指数)用1减去标准化后的值,再次按照正向指标处理的方式进行标准化。本研究在Matlab R2010a中运用熵权法计算指标的权重(表1)。

从生态压力度的3个指标来看,分维数影响最大的是草地,其次是水域;而矿区对草地的影响也高于其他三种用地类型,影响最小的是林地,这可能是由于在矿区发展的过程中,草地最容易被侵占而向其他用地转化;居民点对林地的影响最大,对草地的影响最小,辽源市土地利用格局大致为“五山一水四分田”,居民点的发展与林地关系较为密切。从生态敏感性来看,景观破碎度对水域的影响最大,其次是林地,而地形指数则相反,两个指标权重相差悬殊是由于景观破碎度取值较为有序,提供的信息熵较小,权重较大,而地形指数相对于景观破碎度来说信息熵较大,权重较低。从生态恢复力来看,景观连通性指数对水域的影响略高于林地,对自然保留地的影响最小;自然保留地的优势度权重值最大。

1.2.3 生态脆弱性指数 矿区的生态脆弱性是关于压力度、敏感性和恢复力的函数,随敏感性和压力度的增大而增大,随恢复力的增大而减小。因此构建以下评价模型(孙平军等,2010):

$$CVI_i = P_i \times S_i / R_i \quad (1)$$

式中, CVI_i 、 P_i 、 S_i 和 R_i 分别指各乡镇各自然生态系统类型的生态脆弱性指数、压力度、敏感度和恢复力。

利用景观类型脆弱性指数与各景观类型面积的比重,构建区域生态脆弱性指数 RVI_j ,计算公式如下(邱彭华等,2007;黄莹等,2009):

$$RVI_j = \sum_{i=1}^n \frac{A_i}{A_j} CVI_i \quad (2)$$

表1 辽源市矿区自然生态系统脆弱性评价指标体系
Table 1 Indicators system of ecological vulnerability evaluation in of natural ecosystems mining area of Liaoyuan

		林地	草地	水域	自然保留地
生态压力度 (P)	分维数	0.4685	0.6647	0.4968	0.5726
	矿区扰动指数	0.0728	0.3251	0.1764	0.1587
	居民点邻近指数	0.4587	0.0102	0.3268	0.2688
生态敏感性 (S)	景观破碎度	0.8103	0.7700	0.8887	0.7531
	地形指数	0.1897	0.2300	0.1113	0.2469
生态恢复力 (R)	景观连通性指数	0.4758	0.3511	0.4955	0.3465
	优势度	0.5242	0.6489	0.5045	0.6535

式中, RVI_j 为各乡镇的自然生态系统脆弱性, A_i 、 A_j 是各乡镇各自然生态系统类型面积及其所在乡镇自然生态系统的总面积。

1.2.4 数据来源与处理 本研究以辽源市2009年土地利用现状图和1:200000地形图为基础数据源。按照土地利用规划用途分类体系二级指标将全市土地利用类型划分为林地、耕地、园地、草地、其他农用地、交通水利用地、城乡建设用地、其他建设用地、水域、自然保留地共10种类型,并重点探讨林地、草地、水域和自然保留地4种自然生态系统的脆弱性,暂未考虑耕地、园地等受人类影响严重的半自然生态系统,以及城市、农村居民点等人工生态系统。其中,水域包括内陆滩涂、河流水面和沼泽地,自然保留地包括沙地、裸地和盐碱地。

基于ArcGIS 10.0平台对地形坡度进行提取,计算各乡镇地形指数;采用缓冲区分析、叠置分析等,计算各乡镇矿区扰动指数、居民点邻近指数;运用景观格局指数计算软件Fragstats 3.4,计算各乡镇分维数、景观破碎度、优势度等指数;采用Confor Sensinode 2.2,计算CCP指数。

2 结果与分析

2.1 自然生态系统脆弱性

林地是辽源市自然生态系统中面积最大的用地类型,总面积为1910.93 km²。与桂西北喀斯特地区林地随生境分布所表现的随机性和不连续性不同,辽源市林地分布广而均匀,生态脆弱性为各自然生态系统中最低,而喀斯特地区林地的生态脆弱性大于草地、水域和未利用地(张笑楠等,2009)。各乡镇中,景观类型脆弱性为杨木林镇最高,东丰县城最低(表2)。杨木林镇位于辽源市的西南边陲,由于存在飞地——双山村,其景观连通性指数仅为0.20,恢复力为各乡镇中最低。东丰县城仅有两个林地斑块,分布在高程较小的区域,结构稳定,敏感性较低;但从压力度因子来分析,表明受人为干扰影响最强烈,存在生态退化的潜在风险,有必要采取一定的调控措施,促进良性可持续发展(王丽婧等,2010)。

辽源市草地面积占自然生态系统的1.06%,但其脆弱性为四种生态系统类型中最高。33个乡镇中,横道河镇的草地脆弱性最高,云顶镇最低(表2)。横道河镇共有草地3.05 km²,集中分布于该镇的东南部和东北部,受矿区影响较大,综合分维数来

看 横道河镇草地生态系统受人为干扰较为严重; 景观连通性、优势度均表明其生态恢复力差; 这可能是由于在发展的过程中过度放牧、开垦, 加上粗放式的管理和利用条件, 缺乏对草地的保护措施所致, 用途的改变致使其越来越破碎, 生态脆弱性增加, 系统稳定性变差, 对外界的干扰更加敏感(黄莹等 2009)。各乡镇草地生态系统中, 凌云乡的自然度最高, 云顶镇草地的恢复力最佳。

水域总面积占自然生态系统面积的 2.49%, 空间上大体均匀分布。但西北部的水域分布最为密集, 且河流长度也最短; 与之相反, 南部河流较长且河网稀疏。除河流外, 沼泽和内陆滩涂在西北部、东部以及中南部分布较为集中, 而在中部仅有零星分布。各乡镇中拉拉河镇水域的生态脆弱性最低(表 2)。镇内有一条处于地势较为平坦区域且贯穿其东南部的河流, 形态较为完整, 景观破碎度最低, 地形指数亦为最低, 因此其生态敏感性最低; 而恢复力较东丰县城稍低居第二。值得注意的是, 与三峡库区等水域生态脆弱性较为显著的区域不同(王丽婧等 2010), 辽源市受水资源开发和人口增长的影响较小, 而受采矿影响相对较大。各乡镇水域受矿区扰动属平岗镇最强, 沙河镇最弱。采矿会对水域产生污染、侵占等后果, 而由于采矿引起的地面沉降、塌陷也会对地表水和地下水造成一定的威胁; 采矿排放的废水含有砷、铬、锌和镍等重金属, 对水域造成重金属污染。

自然保留地为最小规模的生态系统类型, 在空间分布上呈散点分布, 以西北、东南和东部分布较为集中。东丰县城的生态脆弱性最低, 而沙河镇最高(表 2)。沙河镇自然保留地均为裸地, 呈散点较为均匀地分布于镇区。沙河镇与东丰县城的自然保留地受矿区扰动相对最小, 范围内均无采矿用地分布; 沙河镇自然保留地受居民点扰动较小, 而东丰县城受影响最大; 因此其压力度相对于东丰县城而言较小。沙河镇自然保留地地形指数较高, 达 0.30, 说明自然保留地多分布在海拔较高、坡度较大的区域, 易出现水土流失、滑坡等自然灾害问题(王丽婧等 2010), 生态敏感性较高, 应严格控制开发强度。从恢复力来看, 沙河镇自然保留地的 CCP 指数仅为 0.04, LPI 仅为 0.06, 其恢复力仅高于二龙山乡, 表明了矿产资源开采及人类其他干扰活动对生物生境的破坏程度超出了系统自身的修补能力, 从而导致其内在结构的稳定性下降(孙平军等 2010)。

表 2 辽源市各乡镇自然生态系统脆弱性与区域生态脆弱性
Table 2 Vulnerability indexes of natural ecosystems and township in Liaoyuan

		林地	草地	水域	自然保留地	区域
东辽县	云顶镇	0.0511	0.0000	0.0378	0.0806	0.0501
	凌云乡	0.0403	0.0332	0.0194	-	0.0396
	安恕镇	0.0286	0.0142	0.0171	0.0822	0.0283
	安石镇	0.0260	0.0937	0.0402	0.0014	0.0266
	平岗镇	0.0266	0.1949	0.0774	0.0849	0.0323
	建安镇	0.0267	0.1057	0.0314	0.0783	0.0281
	泉太镇	0.0520	0.0603	0.0713	0.0934	0.0531
	渭津镇	0.0424	0.0106	0.0351	0.0069	0.0422
	甲山乡	0.0593	0.0153	0.0219	0.1541	0.0586
	白泉镇	0.0637	0.1223	0.0398	0.0153	0.0634
	足民乡	0.0190	0.0006	0.0266	0.0608	0.0193
	辽河源镇	0.0280	0.1177	0.0156	0.1195	0.0284
	金洲乡	0.0221	0.0021	0.0373	0.0520	0.0215
	东丰县	三合乡	0.0250	0.2660	0.0303	0.0231
东丰镇		0.0370	0.1012	0.0373	0.1831	0.0398
二龙山乡		0.0460	0.0935	0.0418	0.2343	0.0468
南屯基镇		0.0628	0.0366	0.0320	0.1108	0.0618
大兴镇		0.0214	0.0948	0.0092	0.0378	0.0222
大阳镇		0.0306	0.0454	0.0343	0.0754	0.0308
小四平镇		0.0352	0.0857	0.0290	0.0665	0.0355
拉拉河镇		0.0282	0.0804	0.0049	0.0255	0.0282
杨木林镇		0.0867	0.0056	0.0925	0.0301	0.086
横道河镇		0.0266	0.4665	0.0746	0.0890	0.0357
沙河镇		0.0206	0.0596	0.0148	0.3522	0.0217
猴石镇		0.0498	0.0003	0.0222	0.0096	0.0492
那丹伯镇	0.0237	0.0446	0.0152	0.3135	0.0249	
黄河镇	0.0231	0.0647	0.0645	0.0820	0.0252	
东丰县城	0.0026	0.0125	0.0322	0.0000	0.0098	
西安区	灯塔乡	0.0355	0.1049	0.0502	0.0003	0.0375
	西安城区	0.0342	0.0104	-	-	0.0335
龙山区	寿山镇	0.0542	0.3439	0.0209	0.0209	0.0607
	工农乡	0.0431	0.1294	0.0620	0.0116	0.0477
	龙山区	0.0157	0.0680	-	-	0.0303

“-”表示无该生态系统类型。

4 种自然生态系统中林地平均脆弱性最低(0.0360), 水域(0.0367)、自然保留地(0.0832) 次之, 草地最高(0.0874)。从压力度指标来看, 自然保留地受人为干扰最为强烈, 分维数(指分维数的倒数) 和矿区扰动指数均最大, 这与该用地类型未受到有效保护不无关系; 而受居民点影响最大的为水域。从敏感性指标分析, 林地的地形指数最高, 而水域最低。恢复力指标中可以看出林地属于连通性最好的自然生态系统类型, 水域次之。由于草地转耕地是区域土地利用类型转变的最主要方式(李晓燕等 2010), 草地长期受人类干扰严重, 需要加强对草地的保护, 正确认识其涵养水源、保护生物多样性的生态功能, 禁止土地不合理转化, 采取生态退

耕、预防和治理草地退化等措施,强化保护自然生态系统的健康稳定。辽源市自然保留地中 99.58% 为裸地,其他 0.42% 为盐碱地和沙地,易在开采矿产资源时被矸石山占用,因此也需要采取一定的保护措施。

2.2 矿区生态脆弱性

各乡镇的区域生态系统脆弱性指数中,杨木林镇最高、东丰县县城最低(表2)。其中,杨木林镇林地占 96.21%,处于绝对优势,对杨木林镇的自然生态系统脆弱性影响较大;杨木林镇采矿用地为 0.08 km²,而东丰县县城无采矿点分布。飞地的存在使得连通性降低而致使生态恢复力受到影响,其水域和林地的脆弱性均为最高。需要指出的是,飞地的用地类型中无草地和自然保留地,因而对这两种用地的影响可忽略。东丰县县城的自然生态系统总面积为 64930.86 m²,占东丰县县城土地总面积的 1.79%,而其林地、草地、水域和自然保留地分别占 48.89%、12.51%、21.68% 和 16.92%,在各乡镇中分布最为均匀。从空间格局看,东丰县县城自然生态系统分布于县城的边缘,林地分布于西南角和东北角,自然保留地分布于西南角临近林地,水域分布于东北角以及县城西部边界。东丰县县城四类用地受居民点扰动较大,但受矿区影响较小。根据短板效应,对于杨木林镇、白泉镇等生态脆弱性较高的乡镇,亟需重点保护其脆弱性最高的用地类型,如杨木林镇的林地、水域,横道河镇的草地,以及沙河镇的自然保留地,通过退耕还林、退耕还草、合理开发等保护措施,提高整个区域生态系统的稳定性,降低其生态脆弱性,保证整个系统健康运行。

通过生态脆弱性指数的计算,在 ArcGIS 10.0 平台下,按照 Natural Breaks 的方式将生态脆弱性划分为 5 个等级(图2)。五类生态脆弱性在空间上表现为相间分布,但从面积上来看,三级脆弱区和四级脆弱区范围较大,分别占 26.71% 和 36.97%。辽源市辖区县生态脆弱性,从大到小排列为龙山区 > 西安区 > 东丰县 > 东辽县(图3)。其中,龙山区属于一级脆弱区的面积占 60.03%,二级占 34.28%,其余为四级脆弱区。龙山区地势东南高,西北低,地貌以低山丘陵为主,区内山多林少,水土流失严重,生态脆弱表现明显。由于龙山矿区地貌特征,人类向山要地,开采、砍伐等人为干扰强烈。区内尽管采矿点最少,采矿面积最小,但采矿点分布较均匀,使得受影响的自然生态系统也分布较均匀;而四类自然生

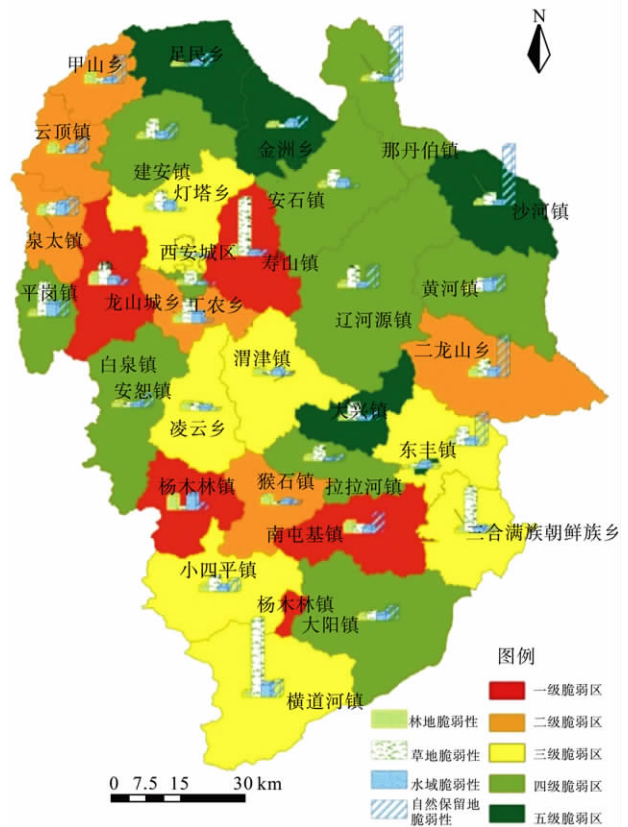


图2 辽源市生态系统脆弱性空间分异
Fig. 2 Vulnerability indexes of natural ecosystem in the township of Liaoyuan

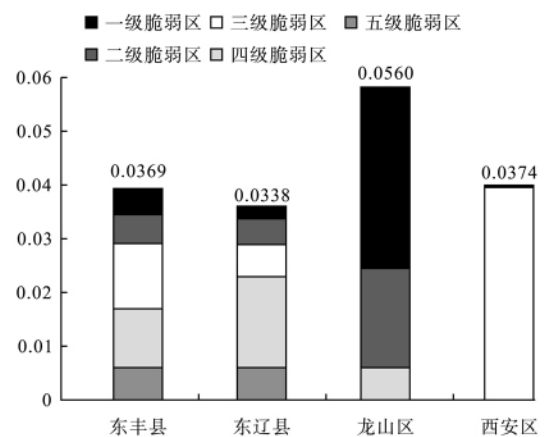


图3 辽源市各区县生态脆弱性
Fig. 3 Regional vulnerability indexes in Liaoyuan

态系统中自然保留地的生态脆弱性最低,草地最高。因此,龙山区应减少对草地的开采、破坏,采取退耕还草,预防和治理草地退化等措施,并提高区域内土地利用的有效性。与龙山区不同的是东辽县四级脆弱区所占比例最大,达 49.72%,而一级脆弱区仅占 7.41%,在 4 个区县中脆弱性最低。东辽县的采矿

点集中于南部和东南部,其他区域较为分散,占东辽县总面积的0.19%,最大采矿点面积达0.23 km²,最小为453.08 m²,对生态系统的影响最大。西安区属于三级脆弱区,区内草地脆弱性最高,这可能是由于矿业发展、城市建设过程中,人们对草地的破坏最严重,表现为草地退化等脆弱性现象。东丰县内三级与四级脆弱区占大部分,区内自然保留地、草地都表现出较高的脆弱性,尤其是自然保留地明显较其他3个区县高,但同时,东丰县也是受矿区影响最小的区县。

3 结论

本研究遵循“压力-状态-响应”(PSR)评估框架,基于景观格局指数,从压力度、敏感性、恢复力三方面出发对辽源市矿区自然生态系统脆弱性进行分析与评价,得到如下结论:

(1) 景观类型生态脆弱性: 各类自然生态系统类型中,辽源市草地的脆弱性最高,自然保留地、水域次之,林地最低;33个乡镇中,杨木林镇生态脆弱性最高,东丰县县城最低。在今后的发展中,亟需重点保护脆弱性最高的用地,如沙河镇的天然保留地、横道河镇的草地等,以提高整个区域生态系统的稳定性。

(2) 区域生态脆弱性: 33个乡镇中,杨木林镇生态脆弱性最高,东丰县县城最低;从4个区县来看,其生态脆弱性龙山区>西安区>东丰县>东辽县。不同自然生态系统类型中,草地生态脆弱性均为4个区县最高。不同区县中,龙山区为林地生态脆弱性最高,西安区为水域脆弱性最高,东丰县则是自然保留地的脆弱性最高。各乡镇在开发过程中应重视自然生态系统的作用,增强其生态恢复力,减少外界压力,降低生态敏感性,从而降低其生态脆弱性。

目前针对矿区的脆弱性评价还处于起步阶段,本研究从生态系统的本质入手,综合压力(压力度)-状态(敏感性)-响应(恢复力)构建评估框架,为生态脆弱性评价提供了一套新的方法,引入景观格局指数以及影响脆弱性的重要干扰因子能更加全面、客观地评价研究区生态脆弱性。在今后的运用中可以根据各地区的实际情况对评价指标进行调整,如土壤沙化因子、水土流失因子等。同时,本文对脆弱性仅进行自然阈值划分,对于阈值的科学性划分有

待进一步深入研究;研究中亦未能考虑林地和草地自身敏感性及其恢复力的不同,可进一步探讨二者在相同压力下或者相同面积不同用地比例构成的情况下所表现的生态脆弱性差异。

参考文献

- 曹运江,宋伟,冯少真,等. 2010. 贵州广致煤矿矿山环境影响范围与程度界定研究. 湖南科技大学学报(自然科学版),25(3): 36-41.
- 窦玥,戴尔卓,吴绍洪. 2012. 区域土地利用变化对生态系统脆弱性影响评估——以广州市花都区为例. 地理研究,31(2): 311-322.
- 顾康康,刘景双,王洋,等. 2008. 辽中地区矿业城市生态系统脆弱性研究. 地理科学,28(6): 759-764.
- 黄莹,包安明,刘海隆,等. 2009. 基于景观格局的新疆生态脆弱性综合评价研究. 干旱地区农业研究,27(3): 261-266.
- 靳毅,蒙吉军. 2011. 生态脆弱性评价与预测研究进展. 生态学杂志,30(11): 2646-2652.
- 李鹤,张平宇,程叶青. 2008. 脆弱性的概念及其评价方法. 地理科学进展,27(2): 18-25.
- 李鹤,张平宇. 2011. 全球变化背景下脆弱性研究进展与应用展望. 地理科学进展,30(7): 920-929.
- 李晓燕,赵广敏,李宝毅. 2010. 我国东北地区土地资源变化态势分析. 水土保持研究,17(5): 68-74.
- 刘常富,周彬,何兴元,等. 2010. 沈阳城市森林景观连接度距离阈值选择. 应用生态学报,21(10): 2508-2516.
- 卢冬爱,谈树成,夏既胜. 2009. 基于景观格局和水土流失敏感性的大理市生态脆弱性分析. 云南地理环境研究,21(2): 92-96.
- 卢万合,刘继生,那伟. 2010. 基于脆弱性分析的资源枯竭型城市接续产业选择研究——以吉林省辽源市为例. 科技进步与对策,27(21): 77-80.
- 彭月,王健力,魏虹,等. 2008. 重庆市岩溶区县土地利用景观破碎化及土壤侵蚀影响评价. 中国岩溶,27(3): 246-254.
- 邱彭华,徐颂军,谢跟踪,等. 2007. 基于景观格局和生态敏感性的海南西部地区生态脆弱性分析. 生态学报,27(4): 1257-1264.
- 石青,陆兆华,梁震,等. 2007. 神东矿区生态环境脆弱性评估. 中国水土保持,(8): 24-26.
- 孙平军,修春亮,王忠芝. 2010. 基于PSE模型的矿业城市生态脆弱性的变化研究——以辽宁阜新为例. 经济地理,30(8): 1354-1359.
- 孙平军,修春亮. 2011. 基于PSE模型的矿业城市经济发展脆弱性研究. 地理研究,30(2): 301-310.
- 汤万金,刘平. 2003. 露天煤矿生态系统脆弱性评价方法

- 研究. 世界标准化与质量管理, (2): 33 - 37.
- 田亚平, 刘沛林, 郑文武. 2005. 南方丘陵区的生态脆弱度评估——以衡阳盆地为例. 地理研究, **24**(6): 843 - 852.
- 万洪秀, 孙占东, 王润. 2006. 博斯腾湖湿地生态脆弱性评价研究. 干旱区地理, **29**(2): 248 - 254.
- 王丽婧, 席春燕, 付青, 等. 2010. 基于景观格局的三峡库区生态脆弱性评价. 环境科学研究, **23**(10): 1268 - 1273.
- 王让会, 樊自立. 2001. 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, **20**(3): 63 - 68.
- 邬建国. 2000. 景观生态学——格局、过程、尺度与等级. 北京: 高等教育出版社.
- 喻鸥, 阎建忠, 张镜铨. 2011. 区域气候变化脆弱性综合评估研究进展. 地理科学进展, **30**(1): 27 - 34.
- 张笑楠, 王克林, 张伟, 等. 2009. 桂西北喀斯特区域生态环境脆弱性. 生态学报, **29**(2): 749 - 757.
- 周廷刚, 苏迎春. 2008. 岩溶煤矿区生态环境脆弱性评价与对策. 人民长江, **39**(24): 85 - 88.
- Birkmann J. 2006. Measuring vulnerability to natural hazards. Tokyo: United Nations University Press.
- Chang CL, Chao YC. 2012. Using the analytical hierarchy process to assess the environmental vulnerabilities of basins in Taiwan. *Environmental Monitoring and Assessment*, **184**: 2939 - 2945.
- Fekete A, Damm M, Birkmann J. 2010. Scales as a challenge for vulnerability assessment. *Natural Hazards*, **55**: 729 - 747.
- Holling, CS. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **4**: 1 - 23.
- Tixier J, Dandrieux A, Dusserre G, et al. 2006. Environmental vulnerability assessment in the vicinity of an industrial site in the frame of ARAMIS European project. *Journal of Hazardous Materials*, **130**: 251 - 264.

作者简介 吴健生 男, 1965年生, 副教授, 主要研究方向为城市景观生态学和地理信息系统。E-mail: wujs@szpku.edu.cn
责任编辑 张敏
