

煤炭加工与环保



移动扫码阅读

赵玉国,吉莉,董霁红,等.蒙东典型大型露天矿生态储存指标体系及过程分析——以宝矿、敏矿、胜利矿为例[J].煤炭科学技术,2022,50(5):271-280.

ZHAO Yuguo, JI Li, DONG Jihong, et al. Analysis of index system and state of ecological storage of typical large open-pit mines in Eastern Inner Mongolia: taking Baorixile, Yinmin and Shengli No.1 Open-Pit Coal Mine as examples [J]. Coal Science and Technology, 2022, 50(5): 271-280.

蒙东典型大型露天矿生态储存指标体系及过程分析 ——以宝矿、敏矿、胜利矿为例

赵玉国¹,吉莉²,董霁红²,房阿曼²,曹志国³,张峰⁴

(1.神华宝日希勒能源有限公司 生产技术部,内蒙古 呼伦贝尔 021000;2. 中国矿业大学 环境与测绘学院,江苏 徐州 221116;

3. 国家能源集团 煤炭开采水资源保护与利用国家重点实验室,北京 102200;4. 中煤科工生态环境科技有限公司,北京 102200)

摘要:为研究草原矿区不同开采时期的生态状况,选取自然条件及开采现状较为相似的、具有不同开采年份的3个大型露天矿宝日希勒露天矿(20 a)、伊敏露天矿(36 a)、胜利一号露天矿(45 a),在初步划定各矿区生态敏感区的基础上,基于生态服务价值分析,结合生态储存状态、过程、能力、格局及条件指标,综合评价对比各矿区的生态储存效应。研究结果表明:①宝矿、敏矿、胜利矿矿区生态服务价值变化幅度分别为-4 212.19、1 915.68、-2 491.49元/a;生态储存状态指标显示,宝矿、敏矿、胜利矿的矿区生态系统单位面积生态服务价值分别以83.68、75.38、48.01元/(hm²·a)的速度发生退化。②三个矿生态储存转化率均为负值,生态系统呈现高服务功能向低服务功能转换的过程,生态储存过程均呈现消极转化趋势;宝矿、敏矿、胜利矿生态储存能力值分别为-410、-310、-240元/(hm²·a),其中胜利矿具有相对较好的生态储存能力;三个矿的生态储存格局值较为接近,宝矿、敏矿、胜利矿生态储存条件值分别为0.37%、0.69%、0.62%。③生态储存效应综合指数显示,敏矿综合指数相对较高为4.37,宝矿次之、胜利矿相对较低为1.65,表明土地利用对区域生态储存影响伊敏矿最小,胜利矿最大。研究结果有利于及时采取应对措施以减缓矿区生态效应的累积趋势,促进煤炭开采与草原生态的协调发展。

关键词:露天煤矿;生态储存;指标体系;过程分析;生态累积效应

中图分类号:X171 **文献标志码:**A **文章编号:**0253-2336(2022)05-0271-10

Analysis of index system and state of ecological storage of typical large open-pit mines in Eastern Inner Mongolia: taking Baorixile, Yinmin and Shengli No.1 Open-Pit Coal Mine as examples

ZHAO Yuguo¹, JI Li², DONG Jihong², FANG Aman², CAO Zhiguo³, ZHANG Feng⁴

(1. Production Technology Department, Shenhua Baorixile Energy Corporation Limited, Hulunbuir 021000, China;

2. School of Environment and Spatial Informatics, China University of Mining and Technology, Xuzhou 221116, China;

3. State Key Laboratory of Water Resources Protection and Utilization in Coal Mining, National Energy Group, Beijing 102200, China; 4. CCTEG Ecological Environment Technology Co., Ltd., Beijing 100013, China)

Abstract: In order to study the ecological status of grassland mining area in different mining periods, three large-scale open-pit mines with similar natural conditions and mining status, including the Baorixile Open-pit Mine (20 years), Yimin Open-pit Mine (36 years), and Shengli No.1 Open-pit Mine (45 years), with different mining years were selected. On the basis of the preliminary delineation of the eco-

收稿日期:2021-12-28 责任编辑:黄小雨 DOI:10.13199/j.cnki.cst.2020-1671

基金项目:国家重点研发计划资助项目(2016YFC0501105);国家自然科学基金资助项目(51874306)

作者简介:赵玉国(1981—),男,辽宁鞍山人,工程师。E-mail:28461702@qq.com

logically sensitive areas in each mining area, the ecological service value analysis and the ecological storage state, process, capacity, pattern and condition indexes were used to comprehensively evaluate and compare the ecological storage effects of each mining area. The results showed that: ① the variation range of ecological service value in Baorixile, Yimin and Shengli No 1 mining areas was -4 212.19, 1 915.68 and -2 491.49 yuan/a, respectively. According to the ecological storage status index, the ecological service value per unit area of the mining area ecosystem of Baorixile, Yimin and Shengli No.1 open pit coal mine was degraded at a rate of 83.68, 75.38 and 48.01 yuan/(hm²·a), respectively. ② The conversion rate of ecological storage in the three mines was negative, the ecosystem showed a process of conversion from high service function to low service function, and the ecological storage process showed a negative trend. The ecological storage capacity values of Baorixile, Yimin and Shengli No 1 open pit coal mine are -410, -310 yuan/(hm²·a) and -240 yuan/(hm²·a), respectively, among which Shengli No 1 mine had relatively good ecological storage capacity. The ecological storage pattern values of the three mines were close to each other. The ecological storage conditions of Baorixile, Yimin and Shengli No 1 open pit coal mine were 0.37%, 0.69% and 0.62%, respectively. ③ The comprehensive index of ecological storage effect showed that the comprehensive index of Yimin mine was relatively high at 4.37, followed by Baorixile mine, and Shengli No 1 mine was relatively low at 1.65, indicating that land use had the least impact on regional ecological storage of Yimin mine and the largest impact on Shengli mine. The results are helpful to take measures to slow down the accumulation of ecological effects in mining areas and promote the coordinated development of coal mining and grassland ecology.

Key words: open-pit coal mine; ecological storage; index system; process analysis; ecological cumulative effect

0 引言

采矿活动的频度和力度影响了土地利用的变化程度与方向,进而影响了土地的生态效益。一方面,过度无序的开采活动以压占、挖损等形式造成土地污染、地面塌陷,改变了地表的结构,进而改变了区域土地利用和植被覆盖,削弱了区域生态服务功能;另一方面,土地整治与复垦等生态修复工程使矿区部分被破坏的土地资源被生态再利用,在数量及质量上对矿区生态进行了补偿。井工开采以地表塌陷和矸石山压占为主,露天开采以直接挖损和外排土场压占为主,相比较而言,露天矿对地表的破坏大于井工矿,且随着采矿规模的扩大,这种破坏范围和程度呈现持续增加的趋势。

目前,关于矿区生态问题研究具有要素单一性和研究时段性。生态要素方面,卞正富等^[1]采用RS、GIS等技术探究了煤炭开采对土壤退化的影响,田惠文等^[2]研究了煤炭开发对农田生态系统的破坏,赵春虎等^[3]概述了煤炭开采对地下水系统的影响。研究时段方面,主要重在分析矿区某一时间节点或者时期内矿区的生态问题,徐嘉兴等结合遥感影像分析了1994—2014年徐州市沛北矿区土地利用景观格局变化^[4],李根生等^[5]研究了淮东矿区邻近奇台绿洲1983—2013年地下水位变化,刘雪冉等^[6]分析了2000、2005和2010年呼伦贝尔煤炭开采造成的草原退化。但是,关于草原区煤炭资源开发的生态累积效应研究相对不足。

内蒙古自治区是我国主要的草原分布区,草原面积约占全国草原总面积的22%^[7],同时这里分布着丰富的煤炭资源,截至2016年底,累计查明煤炭

储量超过10 000亿t^[8],居全国各省区煤炭储量的首位。该区煤炭开采始于20世纪初,已有百年开采历史^[9]。煤矿生命周期较长,研究某一矿区不同开采时期的生态状况需要大量的数据,而这些数据通常难以获取,对比处于不同开采时期的相似矿区生态状况成为新的研究思路。生态储存(Ecological Storage)描述了自然生态系统及人工生态系统发生改变引起的能量流、物质流和信息流的流进和流出,进而引起生态系统服务功能变化的动态过程。选取具有相似自然条件、相近建设规模、相同开采方式,不同开采历史的3个大型露天矿,即宝日希勒露天矿(以下简称宝矿)、伊敏露天矿(以下简称敏矿)、胜利一号露天矿(以下简称胜利矿),对比各矿区开采前及开采现状的生态储存条件、生态储存过程、生态储存能力、生态储存格局及生态储存条件指标,综合评价对比各矿区土地利用变化引起的生态储存效应。研究内容可为进一步开展草原区煤炭开采生态累积效应相关研究提供理论参考。

1 3个大型露天矿研究区概况

生态系统在空间上没有明确边界,煤炭开采带来的生态效应在空间上不仅包括矿区边界,同时包括矿区周围受影响的区域。康萨如拉等^[10]提出运用生态系统功能贡献率作为确定煤炭开采区域生态敏感区的重要指标。生态系统功能贡献率假设矿区及生态敏感区原有植被均一,矿区及生态敏感区单位面积发挥的功能作用相等。宝矿、敏矿、胜利矿在开采前,以草地生态系统为主,矿区及生态敏感区植被均一,因此可以用生态系统功能的贡献率确定生态敏感区范围。根据相关标准、已有研究^[10-15],并

考虑地域自然条件相似等因素,依据矿区边界分别向外建立1、2、8、10、20、30、40、50 km的敏感区,即为包含了矿区与不同面积大小毗邻区域的生态敏感区,并计算1981—2015年宝矿、敏矿、胜利矿不同时期、不同大小敏感区下的矿区生态系统贡献率的变化趋势。研究发现,宝矿矿区外扩2 km范围内矿区生态系统功能贡献率的年际变化趋势较为接近,而与8 km范围外的区域比较,8 km范围内矿区生态系统功能贡献率的年际变化较大,即矿区活动对周边8 km范围内的生态系统影响年际变化较为明显,因此宝矿外扩8 km属于生态敏感区。同样,基于矿区生态系统功能贡献率的分析发现敏矿外扩8 km及胜利矿外扩10 km属于生态敏感区。

《环境影响评价技术导则-生态影响》(HJ19—2011)规定项目生态影响评价范围的确定应考虑完整的气候单元、地理单元^[16]。因此,结合中国气候区划、高程因素,进一步确定3个矿区的采矿活动可

能影响范围。气候方面,中国科学院依据热量、水分指标,并结合中国地形特点和历史行政区划传统,将全国分为8个一级气候地区、32个二级气候区,其中内蒙古东部地区气候区划分布如图1a所示,从图中可看出,3个矿生态敏感区均属于中温带气候区,敏感区与周围区域气候无明显差异;地理单元方面,相关研究表明锡林河流域海拔低于1 200 m地区草原退化主要受人类活动的影响^[17],在地理空间数据云获取内蒙古东部地区数字高程模型DEM数据如图1a所示,统计宝矿、敏矿、胜利矿生态敏感区的高程范围分别为+592~+741、+609~+823、+939~+1 319 m,3个矿区高程最大值分别为+723、+736、+1 103 m,宝矿、敏矿的矿区与生态敏感区高程最大值无明显差异,受人类活动影响产生的景观变化差异较小,胜利矿生态敏感区海拔高程高于1 200 m的面积约占0.72%,可忽略。因此,已选取的生态敏感区属完整的气候单元、且无明显高程差异。

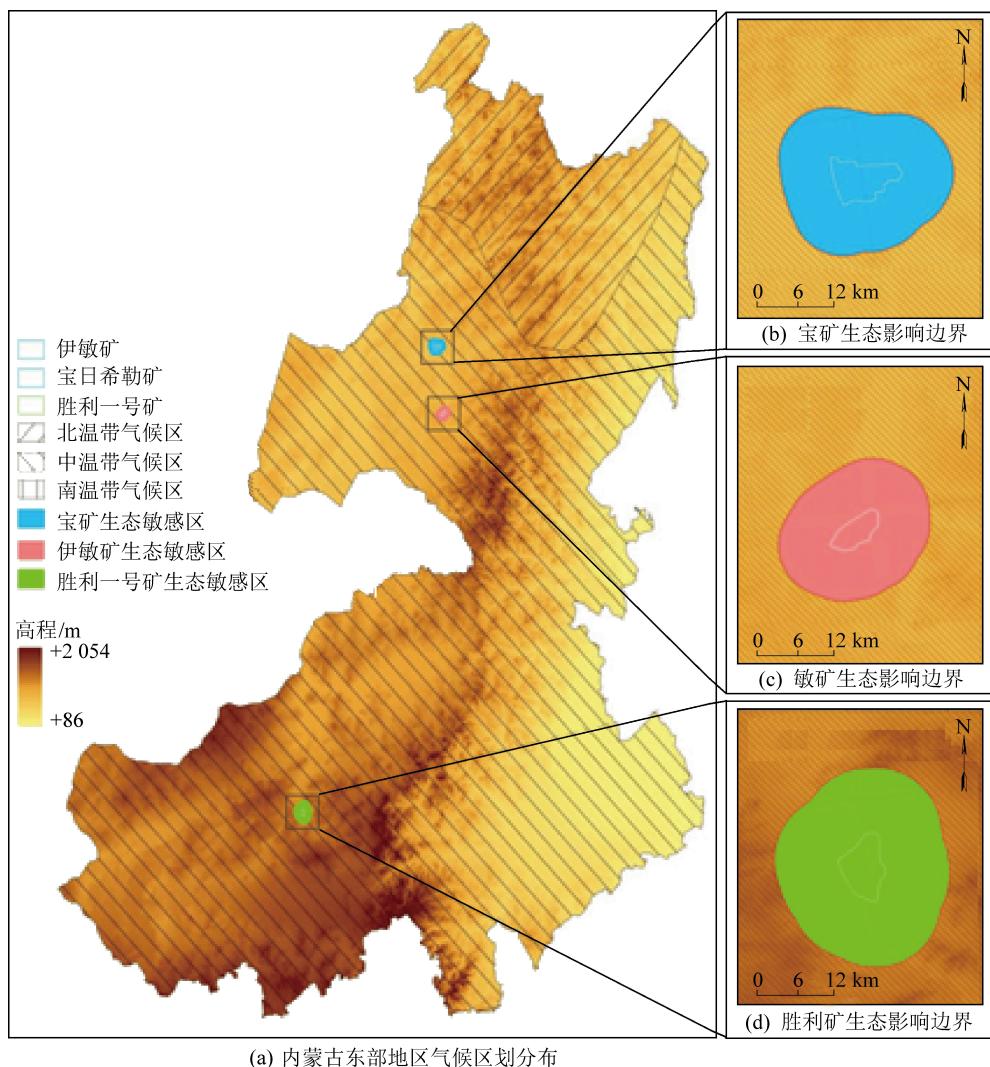


图1 3个矿的研究范围

Fig.1 Study areas of three coal mines

各矿区生态影响边界如图1b、图1c、图1d所示,其中宝矿、敏矿、胜利矿的生态敏感区面积分别为50 357.83、40 097.63、65 394 hm²。

2 矿区生态储存评价指标体系

2.1 生态系统类型

分别选取宝矿、敏矿、胜利矿开采前(分别为1997年、1982年、1971年)及近期煤炭开采量差异最小年份(2017年)的Landsat影像,分析矿区煤炭开采的土地利用类型变化。参照《土地利用现状分类》(GB/T 21010—2017),结合草原矿区主要用地类型及研究目的,将研究区土地利用景观类型分为9种,分别为耕地、林地、草地、水域、交通运输用地、建设用地、矿区工业用地、复垦区及其他用地。采用监督分类和目视解译,对影像进行解译。影像分类结果的总体精度均在81.11%以上,Kappa系数均在0.8以上,基本满足本研究的应用需要。

土地利用类型划分主要依据土地利用单元的用途及功能的差异性,将土地利用类型与生态系统类型合理匹配见表1。

表1 土地利用类型与生态系统类型的匹配及生态系统服务价值系数

Table 1 Match between types of land use and ecosystem and ecosystem service value coefficients

生态系统类型	土地利用类型	价值系数/ (元·(hm ² ·a) ⁻¹)
农田生态系统	耕地	6 114.3
林地生态系统	林地	19 334.0
草地生态系统	草地、复垦区	6 406.5
湿地生态系统	水域	10 447.7
工业生态系统	工矿用地	-25 750.7
城镇生态系统	建设用地、交通运输用地	-1 760.5
荒漠生态系统	其他用地	371.4

2.2 生态服务价值

1997年COSTANZA等^[18]提出生态系统服务价值(Ecosystem Service Value,ESV)评价模型,如式(1)所示,运用数学模型将不同生态系统的服务功能进行量化,建立抽象的生态概念与其经济效益相关联,以衡量研究区的综合发展能力。

$$V_{ES} = \sum_{z=1}^m A_z VC_z \quad (1)$$

式中: V_{ES} 为研究区生态系统服务价值总量; m 为研究区生态系统类型数量; A_z 为生态系统类型 z 的面积, VC_z 为生态系统类型 z 的价值系数。

借鉴谢高地^[19]、张建军^[20]对生态系统价值系

数的研究,确定研究区生态系统服务价值系数,见表1。其中,宝矿西北部莫日格勒河一般在10月到次年5月封冻,敏矿东部的伊敏河一般在10月到次年4月封冻,胜利露天一号矿东部的锡林河由于近年来连续气候干旱已经成为季节性河流,12月到次年的2月为封冻期,因此3个研究区均采用季节性河流的水域价值系数。工矿用地采用工业价值系数,建设用地及交通用地采用城镇价值系数,研究区其他用地类型多为荒漠,因此采用荒漠价值系数。

2.3 生态储存指标

在工矿区,伴随着活跃、高强度的采煤活动,土地利用类型转化频繁,矿区生态环境易受影响,矿区生态储存响应也越明显,土地作为媒介,可反映生态储存响应程度。常用的生态储存估算模型主要包括状态模型(Ecological Storage State,ESS)、过程模型(Ecological Storage Process)和能力模型(Ecological Storage Capacity,ESC)。

采用生态“活跃度”反映矿区生态储存对土地利用综合响应,基于生态储存状态、生态储存过程和生态储存能力的综合评价,分别表征土地利用对生态影响的活跃状态、活跃程度及活跃可能性。生态储存状态通过区域尺度的整合,估算整个区域综合生态储存信息。由于区域生态系统随时间变化不断更新,生态储存水平会呈现年际差异,生态储存加速度(Ecological Storage Acceleration,ESA)可用于反映这种年际变化差异,在数值上等同于区域生态储存状态水平的年变化率。生态储存过程描述过去一段时期内研究区生态储存情况,重点强调转换过程。因此运用生态储存转化率(Ecological Storage Transformation Rate,ESR)分析生态储存过程。生态储存能力是对未来研究区域生态储存水平的估算,是生态储存转换可能性估算,该估算建立在当前及过去生态系统转换的基础上。然而稳定的生态系统模式不能被忽视,它决定了未来土地的长期利用及生态平衡,因此,选取生态储存格局(Ecological Storage Pattern,EP)作为指标体系的组成部分,以反映土地利用对生态影响的活跃平衡性。同时,分布在人口密集、产业集中的工矿区条件较差的土地是重要的后备生态补偿资源。以土地条件(Land Condition,LC),即生态储存条件作为土地利用对生态影响的活跃条件^[13]。研究表明,景观格局指标中的香农多样性指数(Shannon's Diversity Index)可反映生态储存格局(EP)。

2.4 指标权重及综合评价法

生态储存指标权重确定方法:参考徐占军^[21]、

ZHANG 等^[22]运用 AHP 法确定生态储存状态 (ESS)、生态储存过程 (ESR)、生态储存能力 (ESC)、生态储存格局 (EP)、生态储存条件 (LC) 5 个指标权重,见表 2。

表 2 生态储存指标判别及权重^[21-22]

Table 2 Ecological storage index discrimination

matrix and weight^[21-22]

指标	ESS	ESR	ESC	EP	LC	权重
ESS	1	2	2	3	3	0.370
ESR	1/2	1	1	2	2	0.206
ESC	1/2	1	1	2	2	0.206
EP	1/3	1/2	1/2	1	1	0.109
LC	1/3	1/2	1/2	1	1	0.109

注:表中数字 1 表示两个指标具有同样的重要性;数字 2 表示前者(此表纵向指标)比后者(此表横向指标)稍重要,1/2 则相反;数字 3 表示前者比后者较重要,1/3 则相反。

生态储存指标分值赋值方法为:对比 3 个矿区单个指标数值,数值越大,表示指标状况越好,指标分值由大到小为 5、3、1。依据生态储存状态、生态储存过程、生态储存能力、生态储存格局、生态储存条件 5 个评价指标,结合各个指标的权重和分值,计算各矿区生态储存效应综合指数 D , D 值越大,生态储存效应相对越好。具体计算如式(2)所示。

$$D = w_{\text{ESS}} G_{\text{ESS}} + w_{\text{ESR}} G_{\text{ESR}} + w_{\text{ESC}} G_{\text{ESC}} + w_{\text{EP}} G_{\text{EP}} + w_{\text{LC}} G_{\text{LC}} \quad (2)$$

式中: D 为各矿区生态储存效应综合指数; w_{ESS} 、 w_{ESR} 、 w_{ESC} 、 w_{EP} 、 w_{LC} 分别为生态储存状态、生态储存过程、生态储存能力、生态储存格局、生态储存条件

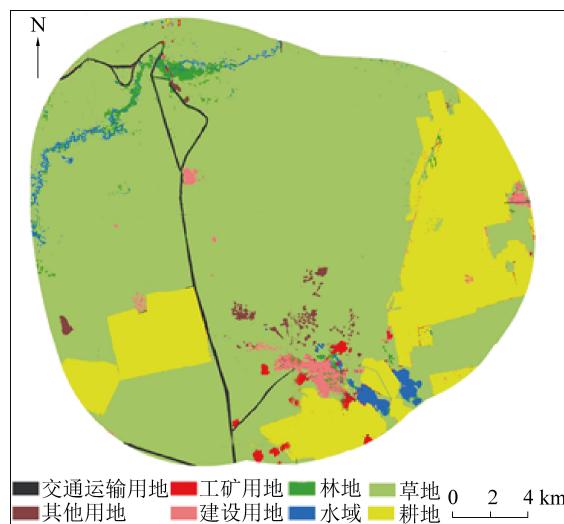
的权重; G_{ESS} 、 G_{ESR} 、 G_{ESC} 、 G_{EP} 、 G_{LC} 分别为生态储存状态、生态储存过程、生态储存能力、生态储存格局、生态储存条件的指标分值。。

3 矿区生态储存的状态过程分析

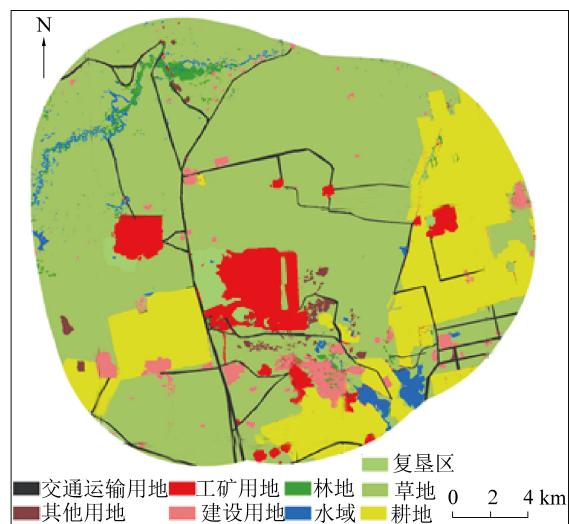
3.1 矿区土地利用变化情况

图 2—图 4 分别为宝矿、敏矿、胜利矿开采前和开采现状的土地利用空间分布状况图。根据分类结果,统计宝矿、敏矿、胜利矿生态敏感区土地利用变化,见表 3。

宝矿近 20 a,除耕地、草地、林地外,其他各类用地面积均呈现增长趋势。由于人类开采活动的干扰,工矿用地、建设用地、交通运输用地面积较 1997 年增长明显。由于矿区生态修复工程的实施、矿区附近规模较小的煤矿及砖窑厂等的关闭,矿区复垦区及附近未利用地的面积均累积增加,表明国家政策对区域土地利用变化具有一定影响。伊敏矿近 35 a,林地、草地、水域呈减少趋势,累积减少面积分别为 1 079.27、3 612.59、294.43 hm²。其中草地多转为耕地、建设用地、工矿用地及交通运输用地,累积增加面积分别为 427.50、874.87、2 459.34、762.16 hm²,主要分布在矿区以北地区。建设用地、交通运输用地、耕地的动态度较大,表明这 3 种地类变化较剧烈,多分布于伊敏河附近。胜利矿近 46 a,建设用地面积增加最多,累积增加 4 159.85 hm²,工矿用地面积明显增加,且矿区出现约 1 477.73 hm² 的复垦区。比较各类土地利用的动态度,建设用地的动态度最大,说明其变化最剧烈。



(a) 1997年



(b) 2017年

图 2 宝矿生态敏感区土地利用空间分布

Fig.2 Spatial distribution of land use in ecologically sensitive areas in Baorixile Coal Mine

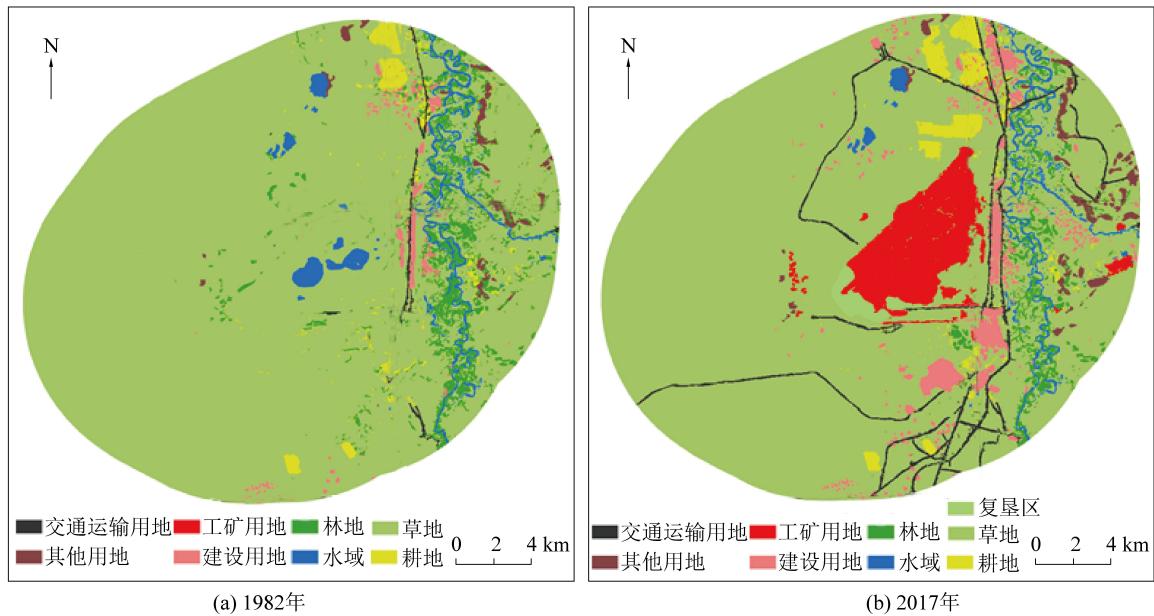


图3 敏矿生态敏感区土地利用空间分布

Fig.3 Spatial distribution of land use in ecologically sensitive areas in Yimin Coal Mine

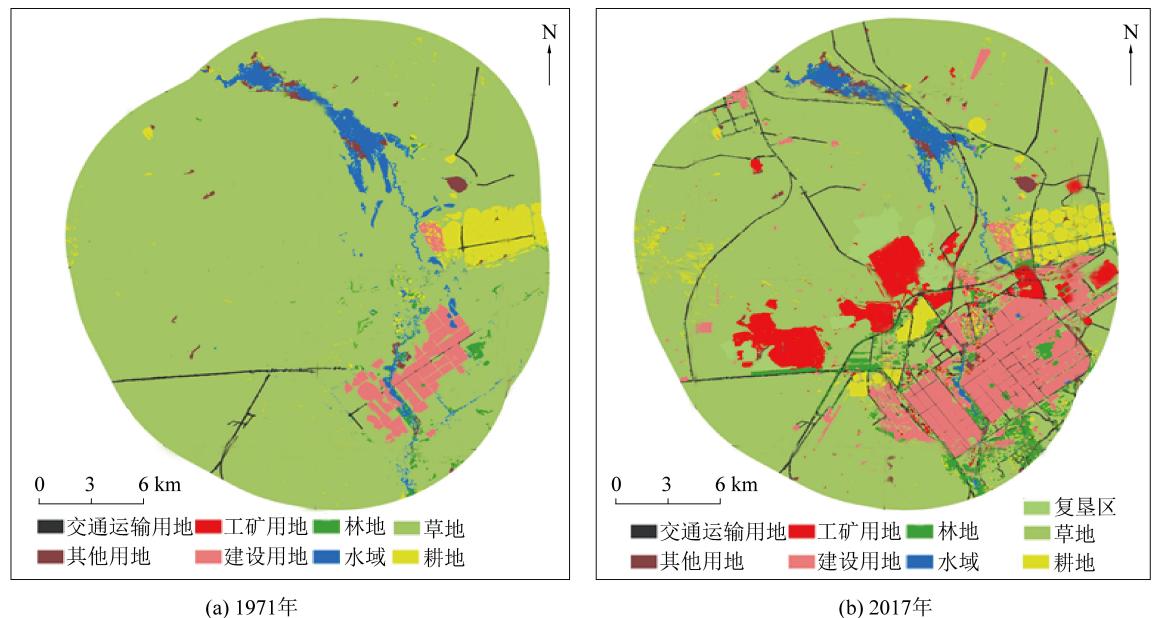


图4 胜利矿生态敏感区土地利用空间分布

Fig.4 Spatial distribution of land use in ecologically sensitive areas in Shengli No.1 Coal Mine

3.2 生态服务价值变化

依据3个矿区土地利用类型与其生态系统类型的匹配,统计生态系统类型的面积,计算各矿区生态系统的服务价值,如图5、图6和图7所示。

已有研究表明,土地利用变化可影响生态系统服务功能^[15]。由于3个矿区草地面积均呈现减少趋势,草地生态系统服务价值有所下降,生态服务功能降低。采矿用地增加及采煤活动的影响,区域土

壤环境质量、植被类型及生物区受到强烈干扰,多方位损伤导致单位面积采矿用地产生的负面影响增大,生态负价值明显高于其他地类,区域生态结构遭到破坏、区域整体生态服务价值下降。对比3个矿区生态服务价值变化幅度发现,宝矿下降幅度最大,为-4 212.19元/a,胜利矿次之,为-2 491.49元/a,敏矿相对较小,为1 915.68元/a。

表3 宝矿、敏矿及胜利矿生态敏感区土地利用变化
Table 3 Land use in ecologically sensitive areas in Baorixile, Yimin, and Shengli Coal Mine

矿区	年份	参数	耕地	林地	草地	水域	建设用地	工矿用地	交通运输	复垦区	其他
宝矿	1997	面积/ hm^2	10 738.58	296.51	37 202.34	529.56	575.76	286.03	457.45	0	271.60
	2017	面积/ hm^2	10 324.97	276.79	32 607.08	689.58	1 295.33	2 778.80	1 357.95	716.76	310.57
	1997	累积变化量/ hm^2	-413.61	-19.72	-4 595.26	160.02	719.57	2 492.77	900.50	716.76	38.97
	—	年度变化量/ hm^2	-20.68	-0.99	-229.76	8.00	35.98	124.64	45.03	35.84	1.95
	2017	动态度/%	-0.19	-0.33	-0.62	1.51	6.25	43.58	9.84	—	0.72
敏矿	1982	面积/ hm^2	542.16	1 685.73	36 183.04	891.64	346.62	0.00	166.25	0.00	282.19
	2017	面积/ hm^2	969.66	606.46	32 570.45	597.21	1 221.49	2 459.34	928.41	313.15	431.46
	1982	累积变化量/ hm^2	427.50	-1 079.27	-3 612.59	-294.43	874.87	2 459.34	762.16	313.15	149.27
	—	年度变化量/ hm^2	12.21	-30.84	-103.22	-8.41	25.00	70.27	21.78	8.95	4.26
	2017	动态度/%	2.25	-1.83	-0.29	-0.94	7.21	—	13.10	—	1.51
胜利矿	1971	面积/ hm^2	1 855.77	381.12	59 177.39	1 462.73	1 847.77	0.00	329.37	0.00	340.18
	2017	面积/ hm^2	2 559.76	1 149.18	46 888.45	1 272.93	6 007.62	3 437.59	2 209.93	1 477.73	390.81
	1971	累积变化量/ hm^2	703.99	768.06	-12 288.94	-189.80	4 159.85	3 437.59	1 880.56	1 477.73	50.63
	—	年度变化量/ hm^2	15.30	16.70	-267.15	-4.13	90.43	74.73	40.88	32.12	1.10
	2017	动态度/%	0.82	4.38	-0.45	-0.28	4.89	—	12.41	—	0.32

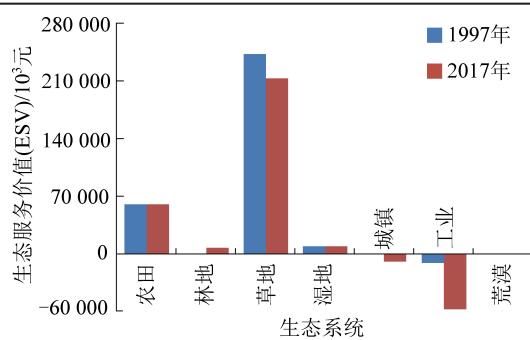


图5 宝矿生态服务价值

Fig.5 Ecological service value of Baorixile Coal Mine

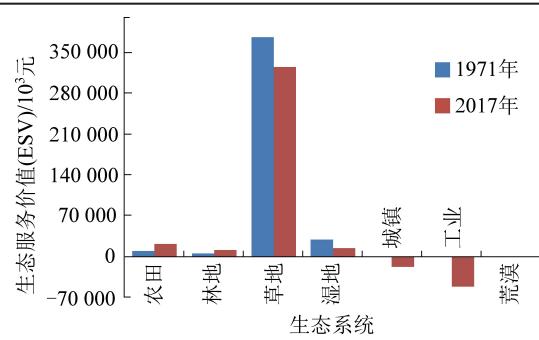


图7 胜利矿生态服务价值

Fig.7 Ecological service value of Shengli No.1 Coal Mine

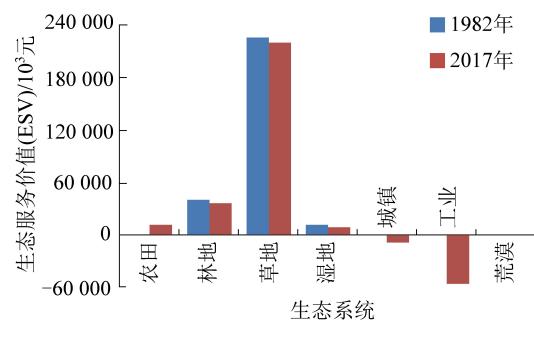


图6 敏矿生态服务价值

Fig.6 Ecological service value of Yimin Coal Mine

3.3 生态储存状态

表4为3个矿区开采前、开采现状的生态储存状态(ESS)及生态储存加速度(ESA)。从表4可知,3个矿整体生态储存状态值均大于0,表明这3个矿的生态储存状态较好,其中伊敏矿生态储存状

表4 3个矿生态储存状态
Table 4 Ecological storage status of Baorixile, Yimin and Shengli No.1

矿区	年份	ESS/(10 ³ 元·hm ⁻²)	ESA/(元·hm ⁻² ·a ⁻¹)
宝矿	1997	5.93	-83.68
	2017	4.26	—
敏矿	1982	7.05	-75.38
	2017	4.41	—
胜利矿	1971	6.34	-48.01
	2017	4.13	—

态值高于其他2个矿区。

总体上,3个矿区生态储存状态呈现下降趋势。宝矿、敏矿、胜利矿生态系统单位面积生态服务价值分别累计下降1 670、2 640、2 210元,分别以83.68、

75.38、48.01元/(hm²·a)的速度发生退化。其中,宝矿生态退化较为严重,可能与纬度较高,气候条件较为恶劣有关,也可能是由于较高的煤炭开采量引起的矿区生态环境恶化。

3.4 生态储存过程

生态储存过程反映生态系统转换引起的生态储存变化,可通过生态储存转化量和生态储存转化率来表示,表5为3个矿区研究时期内生态储存过程。

表5 3个矿区研究时期生态储存过程

Table 5 Ecological storage process of three Coal Mines

生态储存过程	参数	宝矿	敏矿	胜利矿
积极生态储存转化	转化量/10 ³ 元	20 024.78	20 217.79	17 131.02
	转化率/%	6.69	4.87	4.13
消极生态储存转化	转化量/10 ³ 元	-104 338.15	-126 008.54	-161 562.97
	转化率/%	-34.87	-30.38	-38.95
总生态储存转化	转化量/10 ³ 元	-84 313.37	-105 790.75	-144 431.95
	转化率/%	-28.18	-25.51	-34.82

3.5 生态储存能力

统计三个矿区的生态系统类型转化状况发现,工业生态系统、城镇生态系统、农田生态系统及草地生态系统是较为活跃的转换类型。计算得到宝矿、敏矿、胜利矿这4种生态类型转换比例分别为89.65%、81.78%、91.19%。宝矿多转换为工业生态系统,敏矿和胜利矿多转换为城镇生态系统。依据主要生态系统转换类型比例,确定工业生态系统、城镇生态系统、农田生态系统、草地生态系统为估算生态储存能力的基础确定性指标。

结合已确定的基础性指标,分别计算3个矿的生态储存能力。研究结果发现,3个矿的生态储存能力值均小于0,表明3个矿区生态储存状况较消极。比较3个矿生态储存能力值发现,胜利矿最高,为-240元/(hm²·a),具有相对较好的生态储存能力;宝矿最低,为-410元/(hm²·a),具有相对较差的生态储存能力。生态储存能力与生态系统结构密切相关,宝矿和敏矿具有较高生态价值的草地、林地、农田生态系统转换为较低生态价值的城镇、工业生态系统的面积占比较多,极易发生生态损失,即消极的生态储存,因此这两个矿区生态储存能力相对较差。

4 矿区生态储存响应综合评价

4.1 生态储存格局及储存条件

计算2017年3个矿区的生态储存格局及条件发现,宝矿、敏矿、胜利矿的生态储存格局值较为接

从表5可看出,研究时期内,频繁的生态系统转换,促进了矿区或积极或消极的生态储存。3个矿区生态储存转化率均为负值,消极转化量主要来源于建设用地、工矿用地的增加引起区域生态系统发生变化,生态系统呈现高服务功能向低服务功能转换的过程,三个矿区生态系统总体上呈现消极转化趋势。相比而言,胜利矿矿区的开采时间最长,生态储存转化率的绝对值最大,说明近46 a胜利矿矿区的生态储存受工矿活动与城镇化发展的消极影响较为明显。

近,分别为1.15、1.16、1.17。宝矿、敏矿及胜利矿的生态储存条件值分别为0.37%、0.69%、0.62%,其中,敏矿较高,表明作为生态补偿资源的未利用地面积较多,宝矿最低,表明具有较少的未利用地可用于生态补偿。

4.2 生态储存效应及综合评价

3个矿区的生态储存指标见表6。敏矿生态储存状态值、生态储存过程值、生态储存条件值明显高于其他两个矿区,宝矿生态储存能力值、生态储存格局及生态储存条件均低于其他2个矿区。

表6 3个矿区生态储存指标

Table 6 Ecological storage index of three coal mines

矿区	ESS/(元·hm ⁻²)	ESR/%	ESC/(元/(hm ² ·a) ⁻¹)	EP	LC/%
宝矿	4 260	-28.18	-410	1.15	0.37
敏矿	4 410	-25.51	-310	1.16	0.69
胜利矿	4 130	-34.82	-240	1.17	0.62

根据表6,对比3个矿区单个指标数值,对各矿区生态储存指标的分值进行赋值,指标分值由大到小为5、3、1,数值越大,表示指标状况越好。结合各指标权重(表2),根据公式2计算各矿区生态储存效应综合指数,见表7。其中,敏矿综合指数相对较高为4.37,宝矿次之、胜利矿相对较低为1.654,说明3个矿区中,土地利用对敏矿区域生态储存影响最小,对胜利矿区域生态储存影响最大。胜利矿有45 a开采历史,矿区土地利用受人类活动影响较大,土地利用结构变化较显著,单位面积土地累积的负生态效应较明显。宝矿开采时长较短,但仅用12 a

就达到设计产量,达到设计产量后近7 a产量远超出设计产量,加快了矿区生态系统能量流、物质流及信息流之间的交换,进而影响了单位面积土地生态储存过程及能力。

表7 3个矿区生态储存指标分值及综合指数

Table 7 Index score and composite index of ecological storage of three coal mines

矿区	ESS	ESR	ESC	EP	LC	综合指数 D
宝矿	3	3	5	1	1	2.976
敏矿	5	5	3	3	5	4.370
胜利矿	1	1	1	5	3	1.654

5 结语

划定宝日希勒露天矿、伊敏露天矿、胜利一号露天矿生态敏感区,结合生态储存状态、过程、格局等指标综合评价3个大型露天矿区土地覆被变化及生态累积效应。

宝矿、敏矿、胜利矿矿区生态服务价值变化幅度分别为-4 212.19、1 915.68、-2 491.49元/a。生态储存状态指标显示,宝矿、敏矿、胜利矿的矿区生态系统单位面积生态服务价值分别以83.68、75.38、48.01元/(hm²·a)的速度发生退化;3个矿生态储存转化率均为负值,生态系统呈现高服务功能向低服务功能转换的过程,生态储存过程均呈现消极转化趋势;宝矿、敏矿、胜利矿生态储存能力值分别为-410、-310、-240元/(hm²/a),其中胜利矿具有相对较好的生态储存能力;3个矿的生态储存格局值较为接近;宝矿、敏矿、胜利矿生态储存条件值分别为0.37%、0.69%、0.62%。生态储存效应综合指数显示,伊敏矿综合指数相对较高为4.37,宝矿次之、胜利矿相对较低为1.65,表明土地利用对区域生态储存影响伊敏矿最小,胜利矿最大。

参考文献(References):

- [1] 卞正富,于昊辰,侯竟,等.西部重点煤矿区土地退化的影响因素及其评估[J].煤炭学报,2020,45(1):338-350.
- BIAN Zhengfu, YU Haochen, HOU Jing, et al. Influencing factors and evaluation of land degradation of 12 coal mine areas in Western China[J]. Journal of China Coal Society, 2020, 45(1): 338-350.
- [2] 田惠文,张欣欣,毕如田,等.煤炭开采导致的农田生态系统固碳损失评估[J].煤炭学报,2020,45(4):1499-1509.
- TIAN Huiwen, ZHANG Xinxin, BI Rutian, et al. An assessment of the carbon sequestration loss of farmland ecosystems caused by coal mining [J]. Journal of China Coal Society, 2020, 45 (4): 1499-1509.
- [3] 赵春虎,王强民,王皓,等.东部草原区露天煤矿开采对地下水系统影响与帷幕保护分析[J].煤炭学报,2019,44(12):3685-3692.
- ZHAO Chunhu, WANG Qiangmin, WANG Hao, et al. Analysis of influence of open-pit coal mining on groundwater system and curtain wall protection in grassland area of Northeastern China [J]. Journal of China Coal Society, 2019, 44(12): 3685-3692.
- [4] 徐嘉兴,李钢,余嘉琦,等.煤炭开采对矿区土地利用景观格局变化的影响[J].农业工程学报,2017,33(23):252-258.
- XU Jiaxing, LI Gang, YU Jiaqi, et al. Effects of coal exploitation on land use and landscape pattern change in coal mining area [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2017, 33(23):252-258.
- [5] 李根生,曾强,董敬宣,等.淮东矿区邻近奇台绿洲地下水位变化趋势分析[J].中国矿业,2017,26(5):148-153.
- LI Gensheng, ZENG Qiang, DONG Jingxuan, et al. Analysis of the change of ground water level in Qitai oasis nearby eastern Junggar coalfield [J]. China Mining Magazine, 2017, 26(5):148-153.
- [6] 刘雪冉,胡振琪,许涛,等.露天煤矿开采对呼伦贝尔草原地类变化研究[J].中国矿业,2017,26(5):69-73.
- LIU Xueran, HU Zhenqi, XU Tao, et al. The influence of open-cut mining to Hulunbuir grassland land classification [J]. China Mining Magazine, 2017, 26(5):69-73.
- [7] 国家统计局.中国统计年鉴[M].北京:中国统计出版社,2015.
- [8] 梁官考,李维.内蒙古现代煤化工产业发展现状及趋势分析[J].中国煤炭,2018,44(7):15-20.
- LIANG Guankao, LI Wwei. Analysis of development status and tendency of modern coal-chemical industry in Inner Mongolia[J]. China Coal, 2018, 44(7):15-20.
- [9] 李学刚,韩术合,燕鸣.矿山地质环境治理保证金制度发展历程及现实意义:以内蒙古赤峰地区为例[J].中国地质灾害与防治学报,2020,31(3):104-109.
- LI Xuegang, HANG Shuhe, YAN Ming. Development process and practical significance of the deposit system of mine geological environment management; take Chifeng area of Inner Mongolia as an example[J]. The Chinese Journal of Geological Hazard and Control, 2020, 31(3):104-109.
- [10] 康萨如拉,牛建明,张庆,等.草原区矿产开发对景观格局和初级生产力的影响:以黑岱沟露天煤矿为例[J].生态学报,2014,34(11):2855-2867.
- KANG Sarula, NIU Jianming, ZHANG Qin, et al. Impacts of mining on landscape pattern and primary productivity in the grassland of Inner Mongolia: a case study of Heidaigou open pit coal mining[J]. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(11):2855-2867.
- [11] 胡振琪,肖武.关于煤炭工业绿色发展战略的若干思考:基于生态修复视角[J].煤炭科学技术,2020, 48(4): 35-42.
- HU Zhenqi, XIAO Wu. Some thoughts on green development strategy of coal industry: from aspects of ecological restoration [J]. Coal Science and Technology, 2020, 48(4): 35-42.
- [12] 张合兵,张克,刘培,等.基于RS和GIS的矿区生态指标提取与安全评价:以焦作矿区为例[J].煤炭科学技术,2020, 48(4): 80-88.
- ZHANG Hebing, ZHANG Ke, LIU Pei, et al. Ecological indexes

- extraction and safety assessment of coal mining area based on RS and GIS: taking Jiaozuo Coal Mining Area as an example [J]. Coal Science and Technology, 2020, 48(4) : 80-88.
- [13] 许丽, 丰菲, 刘莹, 等. 煤矸石山植物物种多样性与土壤化学因子的关系: 以灵武矿区生态修复初期为例 [J]. 煤炭科学技术, 2020, 48(4) : 97-104.
- XU Li, FENG Fei, LIU Ying, *et al.* Relationship between plant species diversity and soil chemical properties in coal gangue dump: early stage of ecological restoration in Lingwu Mining Area [J]. Coal Science and Technology, 2020, 48(4) : 97-104.
- [14] 张晓德. 矿产开采对草原景观及土壤重金属的影响 [D]. 北京: 中国农业科学院, 2018.
- ZHANG Xiaode. Effects of mineral exploitation on grassland landscape and soil heavy metals [D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2018.
- [15] 田淑静. 鄂尔多斯高强度采区 NOAA(AVHRR) NDVI 的时序分析 [D]. 焦作: 河南理工大学, 2015.
- TIAN Shujing. Time series analysis of NOAA(AVHRR) NDVI in Ordos high - intensity mining area [D]. Jiaozuo: Henan Polytechnic University, 2015.
- [16] Environment Ns. A proponent guide to environmental assessment [M]. Canada: Halifax, 2009.
- [17] 李传新. 基于遥感的锡林河流域草地退化及影响因素分析 [D]. 北京: 中国地质大学, 2016.
- LI Chuanxin. Analysis of grassland degradation and its influencing factors in Xilin River Basin based on remote sensing [D]. Bei- jing: China University of Geosciences, 2016.
- [18] COSTANZA R. The value of the Word's ecosystem services and natural capital [J]. Nature, 1997, 387: 253-260.
- [19] 谢高地, 张彩霞, 张昌顺, 等. 中国生态系统服务的价值 [J]. 资源科学, 2015, 37(9) : 1740-1746.
- XIE Gaodi, ZHANG Caixia, ZHANG Changshun, *et al.* The value of ecosystem services in China [J]. Resources Science, 2015, 37(9) : 1740-1746.
- [20] 张建军. 矿业城市生态储存对土地利用的响应与平衡 [D]. 北京: 中国地质大学, 2010.
- ZHANG Jianjun. Response and balance of ecological storage to land use in mining cities [D]. Beijing: China University of Geosciences, 2010.
- [21] 徐占军, 冯俊芳, 程盼, 等. 煤矿区生态储存估算及其对土地利用的综合响应评价 [J]. 农业工程学报, 2018, 34(12) : 258-266.
- XU Zhanjun, FENG Junfang, CHENG Pan, *et al.* Estimation of ecological storage and its comprehensive response evaluation to land use transformation in coal mining area [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2018, 34(12) : 258-266.
- [22] ZHANG Jianjun, FU Meicheng, JIN Tao, *et al.* Response of ecological storage and conservation to land use transformation: A case study of a mining town in China [J]. Ecological Modelling, 2010, 221(10) : 1427-1439.