您可能感兴趣的文章、专题:

- 盘点《煤炭学报》2020年热点论文
 - 《煤炭学报》2021年第1期
 - "新锐科学家"专题

1

- "深部岩体力学与开采理论"专题
- "煤加工与洁净化工技术"专题
- "黄河流域矿区生态保护与可持续发展"专题
- "煤矿热动力灾害防控技术与装备"专题
- "煤矿快速智能掘进理论与技术"专题
- "煤系天然气聚集理论与勘探开发技术"专题
- "低品质煤浮选过程强化"专题

神东矿区生态系统服务功能评价

刘 英1,魏嘉莉1,毕银丽2,3,岳 辉1,何 雪1

(1. 西安科技大学 测绘科学与技术学院,陕西 西安 710054; 2. 西安科技大学 地质与环境学院,陕西 西安 710054; 3. 中国矿业大学(北京)地 球科学与测绘工程学院,北京 100083)

要:神东矿区是中国重要的煤炭生产基地、煤炭开采对其脆弱的生态环境造成了强烈扰动、亟 摘 需利用科学手段揭示神东矿区生态系统服务功能的演变规律,完善矿区兼顾绿色开采与可持续发 展的管理体系。为量化神东矿区生态系统服务功能的变化,基于 InVEST 模型集成水源供给、土壤 保持、碳储存3项生态系统服务构建综合生态系统服务(Comprehensive Ecosystem Service, CES)评 价模型,并且基于矿区尺度和矿井尺度综合测度神东矿区 1990-2018 年 CES 变化特征与规律。 研究结果表明:在矿区尺度上,① 神东矿区 S_{CF} 在时间上由 0.448 6(1990 年)下降到 0.382 5(2000 年),然后持续增加至 0.471 6(2015 年)又下降到 0.453 2(2018 年),整体以每年 0.009 的速度呈 增加趋势:在空间上以西北部最弱,且由西北向东南部逐渐增强:② 神东矿区 CES 空间变化特征明 显,低变区变化对 CES 变化的贡献力高于中变区和突变区,且 CES 的空间变化与植被覆盖和用地 类型密切相关:③ 神东矿区 CES 空间聚类明显,呈现"西北部最弱、河流沿岸最强、东南部不显著" 的格局;④ 神东矿区 CES 变化的驱动因子影响程度依次为土地利用类型、坡度、高程、降雨及植被 覆盖度,双因子协同作用高于单因子,且土地利用与其他因子的协同作用最强。矿井尺度上,①神 东矿区 CES 以中强度开采区最高(S_{CF}=0.5028),极高强度开采区最低(S_{CF}=0.4308);② 补连塔 矿井采区的 CES 受生态治理措施的正面影响,大柳塔、活鸡兔矿井采区的 CES 在 2010 年以后受到 采矿的负面影响,石圪台、乌兰木伦、哈拉沟及榆家梁矿井采区的 CES 自采矿以来持续遭受负面影 响:③ 大柳塔复垦实验区的 CES 往变强的方向发展。该模型的综合评估结果能够定量反映神东矿 区 CES 的变化规律,建议神东矿区实施生态管理以西北部为重点区,以提高植被覆盖为导向优化 土地利用格局,并利用矿区微生物复垦等科学方法改善矿区生态等。另外,应致力于多项生态系统 服务多尺度优化集成模型的开发利用,以期为区域生态系统服务可持续管理提供更精准可靠的决 策支持。

关键词:神东矿区;综合生态系统服务(CES);InVEST 模型;矿区尺度;矿井尺度 中图分类号:TD88;X171.1 文献标志码:A 文章编号:0253-9993(2021)05-1599-15

Evaluation of ecosystem service function in Shendong mining area

LIU Ying¹, WEI Jiali¹, BI Yinli^{2,3}, YUE Hui¹, HE Xue¹

(1. College of Geomatics, Xi' an University of Science and Technology, Xi' an 710054, China; 2. College of Geology and Environment, Xi' an University of Science and Technology, Xi' an 710054, China; 3. College of Geoscience and Surveying Engineering, China University of Mining Technology (Beijing), Beijing 100083, China)

收稿日期:2021-01-27 修回日期:2021-04-15 责任编辑:郭晓炜 DOI:10.13225/j.cnki.jccs.ST21.0188 基金项目:国家自然科学基金资助项目(41401496);陕西省自然科学基金资助项目(2020JM-514);西安科技大学优 秀青年基金资助项目(2019YQ3-04)



通讯作者:岳 辉(1983—),男,山东淄博人,讲师。E-mail:13720559861@163.com

引用格式:刘英,魏嘉莉,毕银丽,等.神东矿区生态系统服务功能评价[J].煤炭学报,2021,46(5):1599-1613.

LIU Ying, WEI Jiali, BI Yinli, et al. Evaluation of ecosystem service function in Shendong mining area[J]. Journal of China Coal Society, 2021, 46(5):1599-1613.



移动阅读

中国煤炭行业知识服务平台 www.chinacaj.net

1600 煤炭学报 202

Abstract: The Shendong mining area is an important coal production base in China, and the coal mining has caused strong disturbance to its fragile ecological environment. It is necessary to use scientific methods to reveal the evolution of the ecosystem service function of the Shendong mining area, and improve the management system of green mining and sustainable development in the mining area. To quantify the changes in ecosystem service functions in Shendong mining area, a Comprehensive Ecosystem Service (CES) evaluation model was constructed based on the InVEST model, which integrates three ecosystem services: water supply, soil conservation, and carbon storage, and measures the characteristics and patterns of changes in CES in the Shendong mining area from 1990 to 2018 in both the scale of mining area and mine. The results show that at the mining area scale, ① the S_{CE} in Shendong mining area decreased from 0.448 6 (1990) to 0.382 5 (2000), and then continued to increase to 0.471 6 (2015) and then decreased to 0.453 2 (2018), showing an overall increasing trend at a rate of 0.009 a^{-1} . Spatially, it was the weakest in the northwest and gradually strengthened from the northwest to the southeast. 2) The spatial variability of the CES in the Shendong mining area was obvious, and the contribution of the change in the low-variable area to the change in the CES was higher than that of the medium-variable area and the abrupt change area, and the CES spatial change was closely related to vegetation cover and land use types. ③ The spatial clustering of CES in the Shendong mining area was obvious, showing a pattern of "weakest in the northwest, strongest along the rivers, and insignificant in the southeast". (4) The driving factors of CES change in Shendong mining area were land use type, slope, elevation, rainfall and vegetation coverage in order. The synergy of two factors was higher than that of single factor, and the synergy between land use and other factors was the strongest. At the mine scale, 1 the CES in the Shendong mine area was highest in the medium-intensity mining area (S_{CE} = 0.5028) and lowest in the very high-intensity mining area (S_{CE} = 0.4308). (2) The CES in the Bulianta mine area was positively influenced by ecological management measures, the CES in the Daliuta and Huojitu mine area had been negatively affected by mining since 2010, and the CES in the Shigetai, Wulanmulun, Halagou and Yujialiang mine area had continued to suffer negative impacts since mining. (3) The CES in the Daliuta rec-lamation experimental area had developed in the direction of becoming stronger. The model's comprehensive as-sessment results can quantitatively reflect the changing pattern of the CES in the Shendong mining area. It is suggested that Shendong mining area should implement ecological management with the northwest as the key area, and focus on optimizing the land use structure by improving vegetation cover, and use scientific methods such as microbial reclamation in the mining area. In addition, the development and use of multi-scale integrated model for the optimization of multiple ecosystem services should be committed, with a view to providing more accurate and reliable decision support for the sustainable management of regional ecosystem services.

Key words: Shendong mining area; comprehensive ecosystem service(CES); InVEST model; mining area scale; mine scale

神东矿区是中国已探明储量最大的煤田,然而该 矿区生态环境极其脆弱,抗扰动能力差,煤炭开采引 起的一系列生态问题如地表沉陷、植被退化以及水土 流失等,进一步影响矿区生态系统服务功能,威胁矿 区的可持续发展。面对大规模开采和生态保护之间 的矛盾,采取科学的方法评估神东矿区的生态系统服 务功能(Ecosystem Service, ES),掌握其时空格局的 演变规律及驱动因素,探索煤炭开采对其造成的影 响,对兼顾神东矿区煤炭开采和生态环境的协调发展 至关重要,可为矿区走资源保护型开采与生态环境治 理相协调的绿色矿业之路提供科学支撑。

近年来,随着人类生态保护意识的觉醒,生态系统服务日益被重视,一些生态系统服务评价模型应运

而生,如 ARIES (Artificial Intelligence for Ecosystem Services)、SoLVES (Social Values for Ecosystem Services)及 InVEST (Integrate Valuation of Ecosystem Services and tradeoffs Tool)模型等,其中 InVEST 模型以其强大的空间表达功能和运行结果可视化功 能,迅速成为生态系统服务功能定量评估和动态分析 的有效手段,且该模型具有多个模块,对应多种生态 系统服务功能。国外学者利用 InVEST 模型对夏威 夷、委内瑞拉、哥伦比亚以及亚洲印度尼西亚等区 域^[1-3]的 ES 进行了评估。国内学者集中于 InVEST 模型的水源供给、土壤保持、碳固定、水质的净化及生 物的多样性等模块,实现了多元化区域的生态系统服 务功能评估,如横断山区^[4]、韶关市^[5]、白龙江流 英等:神东矿区生态系统服务功能评价

域^[6]及黄河流域^[7-8]等。目前国内对 ES 的研究日益 成熟,大多将单项生态系统服务作为评价标准,缺乏 对多种生态系统服务进行综合评价的研究。

刘

因此, 笔者基于 InVEST 模型计算神东矿区 1990—2018年的水源供给、土壤保持、碳储存生态系统服务,对3者进行耦合建立综合生态系统服务功能(Comprehensive Ecosystem Service, CES)评价模型, 首先基于矿区尺度对神东矿区 CES 的空间分布特征、变化特征及聚类特征进行分析,并利用地理探测器探究 CES 变化的驱动因素;然后基于矿井尺度分析神东矿区不同程度开采区、矿井采区和非采区及复垦区 CES 的差异,探求煤炭开采对矿区 CES 的影响。 本研究旨在从不同尺度综合测度神东矿区 CES 的变 化规律,为促进神东矿区绿色开采和生态可持续的协 调发展提供科学依据。

1 研究区概况

神东矿区隶属于神东煤炭基地,地处内蒙古鄂尔 多斯和陕西北部交错地带,覆盖黄土高原北缘与毛乌 素沙漠过渡地带东部(图1)。矿区属温带干旱、半干 旱大陆性季风气候,春季多风,夏季多暴雨,冬季长且 寒冷;年降雨量为400 mm左右,年季差异较大,年均 蒸散发达1319 mm;平均风速为2.5~3.0 m/s,地势 西北高东南低。矿区以风沙和黄绵土为主,北部、东 南部为黄土丘陵沟壑区,梁峁起伏,沟壑纵横,地表支 离破碎。地表原生植被种类单调,以耐旱、耐寒的沙 生植物、旱生植物为主,呈稀疏灌丛景观。矿区煤层 赋存稳定,构造简单,适宜机械化开采,主要以井工矿 为主,多采用走向长壁全部垮落法开采,是全国最大 的煤炭生产基地。



图 1 神东矿区地理位置



2 研究方法及数据

2.1 研究方法

2.1.1 综合生态系统服务功能评价模型的构建

(1)水源供给功能。InVEST 模型中的产水量模 块基于水量平衡原理,利用降水量减去实际蒸散量计 算每个栅格的水源供给量。计算公式为

$$Y_{xj} = \left(1 - \frac{T_{xj}}{P_x}\right) P_x \tag{1}$$

式中, Y_{x_j} 为第j类土地利用类型栅格x的年产水量,mm; T_{x_j} 为第j类土地利用类型栅格x的实际年均

蒸散发量,mm; P_x 为栅格 x 的年均降水量,mm。

(2)土壤保持功能。InVEST 模型中的土壤保持 模块即泥沙输移比模块以通用土壤流失方程 USLE 为基础,产生基于栅格单元的土壤保持量。本研究利 用 InVEST 模型中土壤保持模块计算矿区水蚀区的 土壤保持量,计算公式为

$$S_{x-\text{Retention}} = S_{x-\text{Potential}} - S_x + D_x \tag{2}$$

$$S_{x-\text{Potential}} = R_x K_x L_x \tag{3}$$

$$S_x = R_x K_x L_x P_x C_x \tag{4}$$

$$D_x = r_x \sum_{y=1}^{x-1} S_y \prod_{z=y+1}^{x-1} (1 - r_y)$$
(5)

式中, $S_{x-\text{Retention}}$, D_x 为栅格 x 的土壤保持量、泥沙持留

报

炭

煤

后栅格 x 及其上坡栅格 y 的实际侵蚀量,t; R_x , K_x , L_x , C_x , P_x 分别为栅格 x 的降雨侵蚀力因子、土壤可蚀性 因子、坡长坡度因子、植被覆盖和管理因子和土壤保 持措施因子,这些因子的计算参考 InVEST 用户指导 手册^[9]; r_x 为栅格 x 的泥沙持留效率; r_y 为上坡栅格 y 的泥沙持留效率。

神东矿区遭受风蚀的面积约占全区的 70%,因 而利用土壤通用风蚀方程(Wind Erosion Equation,WEQ)监测神东矿区风力侵蚀区的土壤保 持量。该模型通过土壤风蚀速率与各因子之间的经 验关系发展而来,被广泛的应用于风蚀区的研究中。 计算公式为

$$E_x = W_x K_x L_x B_x \tag{6}$$

$$E_{x-\text{Potential}} = W_x K_x L_x \tag{7}$$

$$E_{x-\text{Retention}} = E_{x-\text{Potential}} - E_x \tag{8}$$

式中,E 为栅格 x 的风蚀侵力模数; E_x 为栅格 x 的实际风力侵蚀模数; $E_{x-Potential}$ 为栅格 x 的潜在风力侵蚀 模数; $E_{x-Retention}$ 为栅格 x 的风力侵蚀土壤保持量; B_x 为植被覆盖因子,即研究区的植被覆盖度; W_x 为风蚀 气候因子,计算参考文献[10-11]。

(3)碳储存功能。碳储量模块基于土地利用类 型和其对应的地上生物量碳库(陆地表层上所有存 活的植物材料的碳)、地下生物量碳库(植物活的根 系统中的碳)、土壤碳库(土壤中的有机碳)和死亡有 机碳库(凋落物、倒立或站立着的已死亡的树木的 碳),将这4种碳库的碳储存量相加来评价每个地图 单元和整个景观的总碳储存,公式为

$$C_i = C_{i,\text{above}} + C_{i,\text{below}} + C_{i,\text{soil}} + C_{i,\text{dead}}$$
(9)

$$C_{\text{total}} = \sum_{i=1}^{n} C_i S_i \tag{10}$$

其中,*C_i*为土地利用类型*i*的土壤及生物量总碳密度,*t*/hm²;*C_{i,above}*,*C_{i,belov}*,*C_{i,soil}*,*C_{i,dead}*分别为土地利用 类型*i*的地上生物量碳密度、地下生物量碳密度、土 壤有机质碳密度和枯落物有机质碳密度;*C_{total}*为总碳 储量,*t*;*S_i*为土地利用类型*i*的面积,hm²;*n*为土地利 用类型数。考虑到四大基本碳库已满足研究目的及 数据的难获取性,模型中的采伐木材产品或相关木材 产品斑块的第五大碳库不予考虑^[10]。查阅相关资料 和文献^[12-17]并采用生物量碳密度和土壤碳密度与降 水量、气温的关系校正模型^[18-20]得到研究区各土地 利用类型的碳密度(表1)。

表1 不同土地利用类型的碳密度

				t/hm ²
土地利用类型	$C_{i,\mathrm{above}}$	$C_{i,\mathrm{aelow}}$	$C_{i,\mathrm{asoil}}$	$C_{i,\mathrm{dead}}$
耕地	42.49	8.07	100. 38	4.25
林地	36.69	14.68	144.64	3.67
草地	1.67	8.66	92.51	0.17
水域	3.00	5.87	49.08	0.30
建设用地	8.60	0	114.04	0.86
未利用地	0.56	3.09	29.08	0.06

(4)构建综合生态系统服务功能评价模型。考虑 到神东矿区的水源供给、土壤保持、碳储存生态系统服 务功能具有相同的重要性,赋予其相同的权重以构建 综合生态系统服务功能评估模型 S_{CE}。计算公式为

$$S_{\rm CE} = \frac{1}{3}S_{\rm Ew} + \frac{1}{3}S_{\rm Es} + \frac{1}{3}S_{\rm Ec}$$
(11)

式中,*S*_{Ew},*S*_{Ec}分别为标准化后研究区水源供给、 土壤保持、碳储存生态系统服务量,取值均为[0, 1];*S*_{CE}为综合生态系统服务量,取值为[0,1],值越 大表示综合生态系统服务功能越高。

2.1.2 梯度结构相似度

基于梯度的结构相似度模型(Gradient – based Structural Similarity, G_{SSIM})^[21]从图像组成的3个要素来解释图像的结构信息,公式为

$$G_{\text{SSIM}}(x,y) = \left[l(x,y) \right]^{a} \left[c(s,y) \right]^{\beta} \left[g(x,y) \right]^{\gamma}$$

(12)

其中,l(x,y),c(x,y),g(x,y)分别为2期图像x,y的亮度、对比度、梯度结构度比较函数,l(x,y),c(x,y)分别由x,y的均值、标准差计算得到,g(x,y)通过梯度幅值来计算,梯度幅值则采用 Sobel 算子计算的梯度得到;常数 α,β 和 γ 用于调整各分量的重要程度,取 $\alpha=\beta=\gamma=1$ 。 G_{SSIM} 值越高,表示图像x,y越相似,2者的变化越小。将 G_{SSIM} 值分为3个区间:[0,0.25]为突变区,表示2期图像x,y发生了显著变化;(0.25,0.65]为中变区,说明变化处于中等水平;大于0.65的区域定义为低变区,说明两期图像变化并不明显^[22]。

2.1.3 局部莫兰指数

探究生态系统服务的空间聚类特征可有效把控其 强弱分布的走向。空间聚类的高-高聚类要求要素具 有高值且被其他具有高值的要素所包围,低-低聚类则 要求要素具有低值且被其他具有低值的要素所包围。 局部莫兰指数(local Moran's I)可将空间关联结构模 式可视化以衡量局域空间自相关性,对 ES 的空间聚集 性进行测度^[23],其中空间联系局域指标 I_{LSA}(Local Indicators of Spatial Assoction)的公式为

$$I_{\text{LSA}} = \frac{(n-1)(x_i - x)}{\sum_{j=1, j \neq i}^n (x_j - \overline{x})^2} \sum_{j=1}^n C_{ij}(x_j - \overline{x}) \quad (13)$$

其中,x_i为空间单元 i 的属性值; x 为与空间单元 i 邻 接的所有单元均值; n 为区域单元的总数; C_{ij}为单元 i 与 j 之间的空间权重矩阵。I_{LSA}>0,表示该空间单元 与邻近单元的属性值相似,为高-高值或低-低值的 空间聚集;相反,I_{LSA}<0,表示空间单元为高-低值或 低-高值的空间聚集。

2.1.4 地理探测器

地理探测器[24]中的因子探测器可探测自变量对 因变量空间分异性的解释程度,用q值度量,q值越 大表示自变量对因变量的解释力越强,反之则越弱; 交互作用探测器可以识别不同影响因子的交互作用. 评估2个自变量协同作用对因变量的解释力。本研 究利用地理探测器探究神东矿区生态系统服务空间 分异的驱动因子。基于自然和人为因素 2 个方面,选 取降水、坡度、高程、植被覆盖度及土地利用类型5个 影响因子。地理探测器要求输入变量为类别数据,参 考王劲峰提出的数据离散化方法并根据相关文献的 先验知识^[6,24-25],将坡度按照<5°,5°~10°,10°~15°, 15°~20°, 20°~25°, 25°~30°, 30°~35°, >35°分为8 级,植被覆盖度按照<0.3,0.3~0.4,0.4~0.5,0.5~ 0.6,0.6~0.7,0.7~0.8,0.8~0.9,0.9~1.0分为8 级,将高程、多年平均降雨量按等距分类法分为9类, 土地利用类型依据类别进行分类。王劲峰指出提取 栅格格网点密度越大计算精度越高,考虑到软件可容 纳的最大行为 32 767,因此基于 ArcGIS 随机提取神 东矿区 30 000 个点,作为地理探测器的运行数据。

2.2 数据来源

InVEST 模型与 WEQ 模型的运行以多源数据为 依托,本研究的数据来源与说明见表 2。纵观神东矿 区的开采历程,经历了 4 个阶段:① 1985—1990 年, 处于开发起步阶段;② 1991—2000 年,矿区确立了 "高起点、高技术、高质量、高效率、高效益"的矿井建 造方针,处于探索提高阶段;③ 2001—2008 年,矿区 对小煤矿进行整合,进入集成创新开发阶段;④ 2009—2018 年,矿区进入快速发展跨越阶段,高产、 高效、高清洁的开采方式成为主流。因此,选取 1990,2000,2005,2010,2015,2018 年探究神东矿区各 开采周期的综合生态系统服务功能的演变规律。另 外,本研究用到的遥感影像有 1990 年的 Landsat 5 和 2018年的Landsat8影像,对其进行辐射定标、大气校 正等预处理。

3 结果与分析

3.1 基于矿区尺度的生态系统服务功能评价

3.1.1 神东矿区 CES 时空分布特征

图 2 为神东矿区各年份的 S_{CE},神东矿区 S_{CE} 由 0.448 6(1990 年)下降到 0.382 5(2000 年)后持续 增加 至 0.471 6(2015 年),2018 年又下降到 0.453 2,整体以每年 0.009 的速度呈增加趋势。 1990 年为神东矿区未开采期,自然生态系统受人为 干扰较少,生态系统服务功能为较高水平;开采时 期 2000 年生态系统服务功能减弱,但又在 2005— 2015 年不断增强,且 2010 年超出 1990 年水平,这 与神东矿区实行煤炭开采与矿区生态环境治理工 作并重的方针政策密切相关,1990 年虽为未开采时 期,但是其植被覆盖极其稀少,神东矿区开采时期 实行植被修复,植被覆盖率由开发初的 3%~11%提 高到 60%以上。岳辉等^[34]的研究也表明神东矿区 生态环境质量在 2005—2015 年总体趋于稳定并向 生态环境质量好的方向发展。

由图 3 可知,神东矿区 CES 在空间上具有一致 性,均以西北部最弱,整体呈由西北向东南逐渐增强 的格局。1990年矿区 CES 在西北部高低值混合分 布,东南部 CES 则以高值为主; 2000 年的 CES 较 1990年有所减弱,尤以西北部减弱明显,CES低值区 连片性有所增强,东南部 CES 也呈现退化趋势; 2005,2010,2015 年矿区 CES 持续好转,2005,2010 年 西北部矿井密集处的 CES 轻微增强,2010 年矿区西 南部 CES 有所增强, 2015 年矿区西北部的 CES 变化 并不明显,集中在东南部呈现增强态势;2018年 CES 全区较2015年有所减弱,与1990年相比,矿区西北 部 CES 呈减弱趋势,南部 CES 得到增强。整体来看, 神东矿区 CES 往好的方向发展。神东矿区 CES 呈现 西北部最弱,目由西北向东南逐渐增强的格局,可能 是由于神东矿区西北部自 1990 年后工矿用地不断扩 张,加之一部分未利用地稳定分布于此,两者的各项 CES 均较弱,导致西北部 CES 处于低水平,而东南部 有部分草地和耕地覆盖,可在一定程度上抑制土壤流 失、增强碳汇;另外,矿区降雨自西北向东南逐渐增 多,水源供给受降雨分布的影响较为明显,且东南区 域土壤侵蚀以水蚀为主,高降雨量区域的降雨侵蚀力 较高会导致土壤潜在侵蚀大,土壤保持量因此表现为 高值,因此水源供给和土壤保持均表现为西北弱东南 强的特征。

粉起立道口说明

煤炭学报

主っ

Table 2 Data source and description							
子模块	运行图层	数据集	数据来源	格式	精度	数据处理	
	年降水量	中国地面气候资料 日值数据集	国家气象科学 数据中心	ТХТ	_	基于神东矿区周围 24 个气象站点的降雨量 采用克里金插值得到年降雨量	
	植物可利 用水量	中国土壤数据集	世界土壤数据库 (HWSD)	ENVI Image	1:100 万	将各字段从土壤属性表中导出,利用周文佐 提出的公式 ^[26] 计算得到	
	年平均潜 在蒸散量	中国地面气候 资料日值数据集	国家气象科学 数据中心	TXT	_	基于研究区气温、气压、风速、相对湿度、日照时数等日值数据利用 Penman – Monteith 公式 ^[9] 计算得到	
水源供 给模块	生物物理 系数表	_	InVEST 数 据库/文献	CSV		整理土地利用类型的最大根系深度和植物蒸 散系数 ^[6,9,27-28]	
	土壤深度	中国土壤数据集	世界土壤数据库 (HWSD)	ENVI Image	1:100万	基于土壤属性表的主要字段提取研究区的土 壤深度	
_	流域和 子流域	ASTER GDEM 数据	地理空间数据云	TIFF	30 m	基于 DEM 数据,使用 ArcGIS 的 Hydrology 工 具生成流域和子流域图	
	Z系数	—	通过模型运行调试	常数	—	采用间隔尝试法,设定不同的 Z 系数,最终确 定 Z 的大小	
	数字高程 模型 DEM	ASTER GDEM 数据	地理空间数据云	TIFF	30 m	通过数据坐标转和裁剪获得本文的研究区域 DEM 数据,用于模型计算坡度坡长 L 因子	
	降雨侵蚀 力因子 R	中国地面气候资料 日值数据集	国家气象科学 数据中心	TXT	_	基于逐日雨量资料利用章文波 ^[29] 提出的公式计算降雨侵蚀力因子 R	
_ 土壤保 持模块 (水蚀) _	土壤可蚀 性因子 K	土壤数据库	中国科学院资源环境 科学数据中心	SHP/ Excel	1:100 万	用 EPIC ^[30] 公式计算 Kepic, 再将 Kepic 值代 入张科利等 ^[31] 修正关系式计算土壤实际的 <i>K</i> 值	
	生物物理 系数表	—	—	CSV	_	借鉴前人研究成果 ^[27,32-33] 对各土地利用类型的 <i>C</i> 因子和 <i>P</i> 因子进行取值,范围为[0, 1]	
	汇水面 积阈值	ASTER GDEM 数据	地理空间数据云	TIF	30 m	汇水累计量设置 35 000,生成河网与研究区 地形图和遥感影像较匹配	
土壤保持 模块 (风蚀)	风蚀气 候因子	中国地面气候资料 月值数据集	国家气象科 学数据中心	TXT	_	得到研究区周边 43 个气象站点的月平均降 雨量、月平均温度、月平均风速月平均相对湿 度等数据	
碳储存 模块	碳库数据	碳密度数据	查阅相关资料	CSV	_	见表 1	
土: 分:	地利用 类数据	全国 30 m 高精度 土地利用数据	中国科学院资源环境 科学数据中心	TIF	30 m	在水源供给、土壤保持和碳储存模块中的土 地利用图层均采用此数据	



图 2 神东矿区 1990—2018 年 S_{CE}



3.1.2 神东矿区 CES 空间变化特征

为定量分析神东矿区 CES 的空间变化特征,基 于 MATLAB 平台利用 G_{SSIM} 模型计算神东矿区 1990—2000, 2000—2005, 2005—2010, 2010—2015, 2015—2018,1990—2018 年 6 个时期的 G_{SSIM} 并生成 空间分布图(图 4)。统计各变化区所占比例并结合 图 4 可知,神东矿区 CES 空间变化在 1990—2000 年 以低变区为主(占比为 45.69%),突变区占比 16.12%,在矿区西北部分布连片,该区域在 1990— 2000 年之间建成投产了寸草塔、大柳塔等矿井,这可 能是导致此区域 CES 发生突变的原因;神东矿区 CES 空间变化在 2000—2005,2005—2010 年以低变 区为主(占比为 64.14%,51.37%),在全区均有分 布,中变区与突变区呈细碎状分布在矿区西部以及矿 井密集的西北部,这是由于 2000—2010 年,矿区大部 分的植被有所改善,植被退化的区域主要集中在矿区 的西部和西北部地区;2010—2015 年矿区东南部突 变区明显增多,矿区 CES 发生明显变化的区域由西 北部转移到东南部,这是由于 2010 年之后,矿区植被 覆盖逐渐呈自西向东逐渐增加的规律,加之 刘 英等:神东矿区生态系统服务功能评价





Fig. 3 Spatial distribution of ecosystem services in Shendong mining area from 1990 to 2018



报

炭

煤

2013年矿区内降雨量骤然增加(降雨量达 661 mm, 高出平均 51.2%),东南部的植被状况长势越发良 好,水源供给与碳储量均有所增强,与 2010年相比形 成突变;2015—2018年全区以低变区为主,突变有所 减少仍分布在矿区东南部;1990—2018年仍以低变 区为主(40.04%),全区均有分布,突变区次之 (30.72%),呈细条斑块状分布,西北部较其余区域相 对密集。

为进一步分析神东矿区突变区和中变区 CES 的 变化状态,以 1990—2018 年 GSSIM 影像为例在图上 任意选取突变区 3 个样点区(A,B,C)与中变区 3 个 样点区(E,F,G);并利用 1990,2018 年 Landsat 影像 和 1990—2018 年的生态系统服务影像差值图进行验 证(图 5)。由图 5 可知,1990—2018 年,突变样点区 A 的植被覆盖得到了明显改善,结合 1990 和 2018 年 的 CES 差值图可发现,此样点区的 CES 有所增强;突 变样点区 B 由低植被覆盖区变成了工矿用地,差值 图显示此样点区的 CES 减弱;突变样点区 C 由低值 被覆盖区变为露天开采区的排土场,差值图显示其 CES 有所减弱;中变样点区 D,E 的地表覆盖发生了 明显改变,均由低植被覆盖区变为露天开采区或建筑 区,差值图显示中变样点区 D,E 的 CES 均呈减弱趋 势;中变样点区 F 的植被覆盖有所增加,CES 为增加 状态。由此可知,神东矿区 CES 减弱的区域往往伴 随着工矿用地扩张对植被覆盖区的侵占,而神东矿区 CES 增强的区域植被覆盖度呈增加趋势,因此神东矿 区 CES 的空间变化与植被覆盖和用地类型的变化密 切相关。



(c) 2018 Landsat

图 5 突变样点区(A,B,C)和中变样点区(D,E,F)

Fig. 5 Mutation sample point area (A,B,C) and intermediate variation sample point area (D,E,F)

为定量分析突变区、中变区及低变区 CES 的变 化规律,将各时间段 CES 变化差值图与对应时段突 变区、中变区及低变区的矢量叠加.统计不同变化区 生态系统服务量增加和减少区域所占面积百分 比(表3)。由表3可知,1990-2000年CES的下降 主要来源于低变区(占比为 32.71%),中变区次 之(28.64%);2000-2005年、2005-2010年,尽管突 变区和中变区增加区域面积在持续增加,但是 CES 的增加均以低变区为主(占比分别为 53.14%, 42.43%);2010-2015年,突变区、中变区和低变区 CES 增加区域比例依次为 19.19%, 21.15%, 20.85%,此阶段突变和中变增加的区域对 ScE 增加 的贡献增大;2015—2018年,低变区再次成为 CES 的 下降主要贡献者。1990—2018年,突变区和中变区 增加和减少的区域并无明显差异,低变区增加的区域 大于减少的区域,且低变区占据全区的40.04%,说 明 1990—2018 年 CES 的变化仍以低变区变化为主。 总体上,神东矿区 CES 的变化主要是由于矿区内低 变区的变化导致,中变区和突变区对神东矿区 CES 变化的贡献力次之。

表 3	生态系统服务量增加和减少区域所占面积百分比
Table 3	Increase and decrease percentage of CES in study

aita							70
左四	突变区		中亞	中变区		低变区	
	中切	增加	减少	增加	减少	增加	减少
	1990—2000	6.28	9.84	9.55	28.64	12.98	32.71
	2000—2005	9.61	5.87	13.54	6.84	53.14	11.00
	2005—2010	13.82	5.86	21.91	7.04	42.43	8.94
	2010—2015	19. 19	13.57	21.15	12.13	20.85	13.11
	2015—2018	10.31	12.35	15.14	19.93	17.43	24.84
	1990—2018	15.29	15.43	14. 74	14.50	21.86	18.18

中国煤炭行业知识服务平台 www.chinacaj.net

3.1.3 神东矿区 CES 空间聚类分析

本研究基于 GeoDa 空间分析软件,利用局部真 兰指数对神东矿区 CES 的空间聚类进行测度,以有 效把控矿区 CES 强弱分布走向。由图 6 可知,神东 矿区 CES 的空间聚类特征以不显著为主,低-低聚 集次之,高-低聚集最少。不显著区域分布在矿区 中部及东南部区域,低-低聚集区由 1990 年的西北 部、南部及河流两岸破碎分布转变为 2000—2018 年的西北部连片分布,在 1990 年矿区开采初期,西 北部 CES 持续处于最弱水平;高-高聚集区的面积 较小,零落分布在河流两岸和矿区南部的部分区 域,由土地利用类型图可知河流沿岸分布着 CES 较 强的耕地,所以神东矿区河流沿岸的 CES 水平较 高;1990 年低-高聚集区的分布处于矿区西北部, 2000年以后主要分布在矿区东南部,该区域1990 年被草地和耕地覆盖,2000年以后被局部的工矿用 地和建设用地破碎分割,因此呈低值区被高值区包 围的格局。整体上看,神东矿区的空间聚类特征明 显,呈"西北部最弱,河流沿岸最强,东南部不显著" 的格局。此格局可能是气候、植被、人类活动等综 合因素的影响所致,矿区降雨自西北向东南逐渐增 多,西北部因采矿造成的植被覆盖破坏均为西北部 低-低聚类区提供了动力。因此,应将矿区西北部 作为实行"煤炭开采与矿区生态环境治理工作并 重"政策的倾斜区,同时对河流沿岸的高-高聚类区 实施保护政策,稳定此格局,并采用提高植被覆盖、 及时复垦废弃矿区及改进绿色开采技术等策略,提 高神东矿区的生态系统服务功能。





Fig. 6 LISA map of Shendong mining area from 1990 to 2018

3.1.4 神东矿区 CES 变化影响因素分析

由地理探测器结果可知,对神东矿区 CES 解释 力最大的因子为土地利用(q=0.173),其次为坡 度(q=0.144),然后依次为高程(q=0.106),降雨 量(q=0.102)、植被覆盖度(0.057),且各影响因子 均通过了置信水平 99%的显著性检验。土地利用的 解释力最高是由于不同地类的固碳能力存在差异,其 蒸散能力与泥沙持留效果的不同导致水源供给和土 壤保持功能也存在差异;坡度和高程对生态系统服务 功能的影响主要体现在坡度小高程低的区域人为活 动较为频繁,对生态系统的扰动较大;降雨量对水源 供给的作用较为明显,土壤保持和碳储量受到间接影 响,所以解释能力次于坡度与高程;植被覆盖度高的 区域碳汇较强,可抵御降雨侵蚀及其他物理性侵蚀, 产水能力高而蒸散系数低,对生态系统功能均有正向 促进作用,然而尽管神东矿区的植被覆盖在逐渐改 善,但沙地植被占绝对优势,弱化了对生态系统服务 的促进作用。因此,神东矿区应着重进行以提高植被

报

炭

煤

覆盖为导向的土地利用结构优化方式,人工调控植被 演替方向与速度,优化草本为主、草灌结合的林分结 构,采用微生物复垦等科学方法复垦矿区沉陷地,对 未利用地加大绿化力度等。

交互探测器的统计结果(表4)表明,神东矿区生 态系统服务量的影响因子交互作用均高于单因子。 土地利用与其他因子交互作用居于首位,且与高程的 交互作用最为明显(q=0.276);植被覆盖度与其余因 子交互作用提升明显,与高程、坡度和土地利用的交 互均为植被覆盖度单因子的3倍以上,与土地利用的 交互作用提升最多;高程与坡度的交互作用为单因子 的 1.5~2 倍;降雨量与其他因子的交互作用提升并 不明显,与土地利用的交互作用相对较高。分析可 知,神东矿区的生态治理应以优化土地利用格局为先 导.根据矿区高程的分布特征实施草地修复、沉陷地 复垦等政策;神东矿区在坡度 30°以下的区域随坡度 的递加 CES 不断增强, 30°以上发生减弱, 有研究指 出^[6]随着坡度的递增,土壤保持功能整体呈先增强 后减弱的趋势,因此神东矿区应对坡度与植被覆盖、 人类活动进行动态监测,掌握 CES 强度分布的大致 走向,将工作重点放在植被覆盖度较低的陡坡(30°以 上)区域,也可在缓坡区域(15°以下)实施生态管理 措施以平衡采矿及其他人类活动的地表扰动,以期提 高神东矿区生态系统服务能力。

表 4 各项生态系统服务影响因子交互作用 q 值 Table 4 q values of interaction of impact factors

影响因子	高程	坡度	降雨	植被覆盖度	土地利用
高程	0.106	0.212	0. 183	0. 175	0.276
坡度	0.212	0.144	0. 192	0. 182	0.270
降雨	0.183	0.192	0.102	0.134	0.249
植被覆盖度	0.175	0.182	0.134	0.057	0.187
土地利用	0.276	0.270	0.249	0. 187	0.173

3.2 矿井尺度 CES 差异分析

3.2.1 不同开采强度下的 CES 差异分析

神东矿区煤层构造简单,主要以井工矿开采为 主,是我国最大的井工煤矿开采基地,为了实现分区 探究矿区的生态系统服务功能,通过不同区域的开采 强度进行进一步分析。范立民等^[35]指出煤矿的开采 强度可由平面开采强度和立面开采强度决定,即开采 强度主要取决于工作面长度和采厚大小2个因素。 本研究尝试探究矿区内不同开采强度下 CES 的差异 及变化规律。神东矿区开采强度的划分依据文献 [35-36]的研究成果,将神东矿区划分为开采强度极 高、强度高、开采强度中等和低强度4级,得到神东矿 区开采强度分区图(图7)。极高强度开采区位于乌 兰木伦河和窟野河之间,此处分布着大柳塔、活鸡兔 等千万吨矿井;高强度采区的特点是工作面较为连 续,采煤高度大(1.3~4.5 m),单位面积采出煤炭量 高;中低强度采区的煤炭作业方式并未全部实现机械 化开采,少部分为整合煤矿,产能低,工作面较为破 碎。





将不同程度开采区的矢量与矿区生态系统服务 功能图叠加,对不同程度开采区的 S_{cr} 进行统计(图 8)。从各程度开采区的 S_{CE} 差异来看,6个年份 S_{CE} 大小顺序:中强度开采区>低强度开采区>未开采区> 高强度开采区>极高强度开采区,中强度开采区的综 合生态系统服务最强,多年Scr 平均值达到 0.502 8; 极高强度开采区的综合生态系统服务最弱,S_{CE} 平均 值为0.4308。各个程度开采区的Sc 均在1990— 2000年和2015-2018年呈下降趋势,1990-2000年 未开采区 S_{CE} 下降量为各区下降总量的 22.34%,该 值在 2015—2018 年减少为 15.09%, 而高强度采区和 极高强度采区 CES 下降量在 1990—2000 年为各区 下降总量的 7.52%, 18.19%, 2015—2018 年上升为 21.67%, 26.94%; 2015-2018年与1990-2000年相 比,导致矿区 Scr 减少的未开采区的贡献率变小,而 高强度、极高强度的贡献率变大了,说明神东矿区在 各个开采区实行的生态保护措施并未完全抵消掉采 矿活动带来的负面影响。而且,在2010—2015年,极 高强度的 Scr 发生下降,其他程度采区则处于上升趋 势,说明极高强度开采区对 Sce 的增长具有抑制作 用。张文凯等^[36]的研究也表明,神东矿区中强度开 采区的 NPP 最高,极强度开采区的 NPP 最低,与本

刘 英等:神东矿区生态系统服务功能评价



图 8 不同开采强度区 S_{CE}

Fig. 8 S_{CE} quantities in different mining intensity zones

3.2.2 采区和非采区的 CES 差异分析

为进一步探究采矿活动对生态系统服务的影响, 选取神东矿区的7个主要矿井对其采区和非采区的 生态系统服务量及变化比进行统计(表 5)。从采区 与非采区的差异来看,补连塔矿井的 CES 均值由采 区大于非采区,其变化比由 2005 年的 34.48%大幅下 降为 2010 年的 0.92% 之后保持低值, 说明 2010 年之 后补连塔矿井采区和非采区的差距大幅缩小;大柳塔 矿井采区均值均小于非采区,变化比介于 -12.32%~-5.30%,说明采区与非采区差异较为稳 定;活鸡兔矿井采区均值大于非采区,2015年之后小 于非采区,且2015年之后采区非采区差异增大;哈拉 沟矿井采区均值小于非采区,变化比持续下降至 2015年的-10.67%后上升,说明哈拉沟矿井采区、非 采区的差异先变小后变大:乌兰木伦矿井采区均值小 于非采区,采区非采区差异十分显著(变化比为 -35.41%~-26.88%),且该矿井的 CES 最弱,可能 是由于该矿井位于干旱少雨、植被覆盖低的毛乌素沙 漠边缘;榆家梁矿井由最初的采区大于非采区在 2010年后逆转为采区小于非采区,变化比介于 -3.85%~1.96%:石圪台矿井采区均值小于非采区, 变化比由 2010 年的-14.03%上升为-5.49%,说明非 采区和采区的差异在变小。

采区与非采区生态系统服务量的绝对差异仅能 表明2者的CES是否存在明显差异,差异的来源可 能是采区与非采区生态环境的差异性或矿区生态环 境治理的影响。因此为深入分析地下采矿活动的影 响,需进一步对比两者的相对差异。神东矿区大规模 建设开始于20世纪90年代,以1990年为采矿前的 初始状态(此时采矿活动并未进行,采区、非采区未 受采矿活动的影响),以此时矿井内采区与非采区初 始差异变化比作为参考基准,采后状态选取2018年, 若采矿后的差异变化比小于参考基准,说明矿井采区 受到了地下开采活动的负面影响,相反,则可能受到 了生态保护措施的正面影响^[37-38]。

表 5 各矿井采区与非采区生态系统服务量及变化比 Table 5 Ecosystem service quantity and change ratio between mining area and non-mining area

722 +++	FT #0	生态系统	生态系统服务量 S _{CE}		
切 廾	日别	采区	非采区	- 文化几/%	
	≤2000年	0.302 9	0.287 1	5.52	
	≤2005年	0.3677	0.273 5	34.48	
补连塔	≤2010年	0.3919	0.3883	0.92	
	≤2015 年	0.401 6	0.400 2	0.36	
	≤2018年	0.332 8	0.3327	0.05	
	≤2000年	0.380 2	0.4174	-8.91	
	≤2005年	0.414 2	0.4724	-12.32	
大柳塔	≤2010年	0.454 8	0.5172	-12.06	
	≤2015年	0.4857	0.5128	-5.30	
	≤2018年	0.417 3	0.4763	-12.40	
	≤2000年	0.440 5	0.402 6	9.41	
	≤2005年	0.436 6	0.430 0	1.53	
活鸡兔	≤2010年	0.514 1	0.502 2	2.38	
	≤2015年	0.426 6	0.484 9	-12.01	
	≤2018年	0.4454	0.455 1	-2.14	
	≤2005 年	0.424 3	0.426 3	-0.46	
心坛边	≤2010年	0.452 8	0.4791	-5.49	
門北谷	≤2015 年	0.405 3	0.4534	-10.67	
	≤2018年	0.3899	0.421 0	-4.00	
	≤2005 年	0.1651	0.238 1	-30.67	
白兰木公	≤2010年	0.239 0	0.326 9	-26.88	
与三个化	≤2015 年	0.205 4	0.318 0	-35.41	
	≤2018年	0.202 5	0.2806	-27.85	
	≤2005 年	0.485 5	0.476 2	1.96	
榆家梁	≤2010年	0.4957	0.4984	-0.53	
	≤2015 年	0.5354	0.5494	-2.55	
	≤2018 年	0.5687	0.5915	-3.85	
	≤2010年	0.327 2	0.380 6	-14.03	
石圪台	≤2015 年	0.309 8	0.3509	-11.70	
	≤2018年	0.298 3	0.3157	-5.49	

注:≤xxxx 年表示 xxxx 年之前的采区范围,表6同;变化比=(采 区生态服务量-非采区生态服务量)/非采区生态服务量×100%。

将神东矿区的 7 个主要矿井采区与非采区范围 与 1990 年、2018 年的生态系统服务量叠加即可得到 采区与非采区的初始差异和采后差异变化。由表 6 可知,①补连塔矿井各个年份的采后变化比均高于 初始变化比(差值为 0.51%~7.74%),说明采矿并未 对采区 CES 产生显著的负面影响,可能受到了生态 治理的正面影响;② 大柳塔矿井采后变化比在 2010 年之前大于采前变化比,2010 年之后小于采前变化 比,因此该矿井在 2010 年以后受到了采矿活动的负 面影响;③ 活鸡兔矿井采后变化比在 2010 年之前大

第5期

报

炭

煤

%

于采前变化比,2010年之后小于采前变化比,差值由 1.54%(2005年)下降为-15.60%(2010)年,该矿井 在2010年以后受到了采矿活动的负面影响;④ 乌兰 木伦矿井的 S_{CE} 最低,采前采区 S_{CE} 大于非采区,采 后采区 S_{CE} 小于非采区,且初始与采后状态的差异变 化最显著(采后变化比较采前下降23.10%~ 36.28%),说明采区与非采区差异在采后大幅增加, 采矿活动对采区 CES 的负面影响较为显著;⑤ 哈拉 沟矿井采前采区 S_{CE} 大于非采区,采后采区 S_{CE} 小于 非采区,且采后变化比小于采前变化比(差值为 -10.98%~-8.90%),说明哈拉沟矿井的 CES 受到 采矿活动的负面影响;⑥ 榆家梁矿井采后变化比小 于采前变化比(差值为-4.08%~-0.57%),且该矿井 未采取植被改善措施,说明地下采矿活动对采区 CES 产生了负面影响;⑦石圪台矿井采区 CES 低于非采 区,且采后变化比小于采前变化比(差值为 -6.51%~-4.58%),说明石圪台采区受到了采矿活 动的负面影响。总体上,补连塔矿井采区的 CES 受 到了生态治理措施的正面影响,大柳塔、活鸡兔矿井 采区的 CES 在 2010年以后受到了采矿的负面影响, 乌兰木伦矿井采区 CES 受到采矿的显著负面影响, 石圪台、哈拉沟及榆家梁矿井采区的 CES 自采矿以 来持续受到采矿的负面影响,或采矿的负面影响高于 生态保护措施的正面影响。

表 6 各矿井采区和非采区相对变化比

Table 6 Relative change ratio of mining area and non-mining area in each mine

变化比	采区范围	补连塔	大柳塔	活鸡兔	哈拉沟	乌兰木伦	榆家梁	石圪台
	≤2018年	-2.09	-3.50	13. 18	3.24	-4.75	-1.47	-0.91
1990 年采前生态系统	≤2015年	-1.84	-7.31	12.97	0.24	8.56	-0.81	-4.01
服务量采区与非采	≤2010年	-2.28	-12.68	10.33	1.16	9.41	-0.81	-10.07
区变化比	≤2005年	15.65	-6.89	-2.24	10. 97	1.91	1.13	
	≤2000年	1.94	-0.38	-2.13				
	≤2018年	-0.25	-9.32	-2.14	-7.38	-27.85	-3.85	-5.49
2018 年采后生态系统	≤2015 年	0.03	-14.33	-5.43	-10.74	-27.72	-2.91	-10.11
服务量采区与非采	≤2010年	0.47	-14.55	-5.27	-8.03	-26.29	-1.38	-16.58
区变化比	≤2005年	16. 15	-6.70	-0.71	2.07	-31.28	-2.95	
	≤2000年	9.68	-0.20	-1.82				
	≤2018年	1.84	-5.82	-15.32	-10.62	-23.10	-2.38	-4.58
采后与采前变 化比的差值	≤2015年	1.87	-7.02	-18.40	-10.98	-36.28	-2.11	-6.10
	≤2010年	2.75	-1.87	-15.60	-9.19	-35.70	-0.57	-6.51
	≤2005年	0.51	0.19	1.54	-8.90	-33. 19	-4.08	
	≤2000年	7.74	0.18	0.31				

Ta

为缓解矿区干旱、贫瘠、地表沉降植被受损等生态问题,神东矿区于2008年开始和中国矿业大学(北京)合作开展微生物复垦关键技术研究与试验,主要 是通过从当地土壤中筛选出适宜的丛枝菌根真菌,培 养后接种于植物根系,扩大植物根系对土壤水分和养 分吸收能力与吸收量,利用菌丝修复了断根,以提高 植物成活率和植株生长量。

本研究为探究矿区微生物复垦工作对生态系统 服务功能的影响,选取大柳塔矿井采煤沉陷地微生物 复垦试验区,探究其 CES 对微生物复垦的响应。将 大柳塔采区分为复垦试验区和其他区域,统计 S_{CE} 的 值和变化比(表7)。由表7可知,2000—2005 年复垦 试验区 S_{CE} 与采区其他区域的变化比呈下降趋势(变

表 7 大柳塔采区与复垦试验区的变化比

ble 7	Change ratio between Daliuta mining area and
	reclamation experimental area

在凸	S	亦化业/の	
平顶	复垦试验区	采区其他区域	文化儿/%
2000 年	0.3893	0.379 2	2.64
2005 年	0.421 9	0.413 5	2.03
2010年	0.4557	0.433 6	5.10
2015 年	0.4514	0.424 4	6.36
2018 年	0.4393	0.4014	9.45

化比分别为 2.64%, 2.03%), 2010, 2015, 2018 年变 化比呈持续增加态势(变化比分别为 5.10%, 6.36%, 9.45%), 说明复垦实验区的 S_{CE} 与采区其他区域的 英等:神东矿区生态系统服务功能评价

差距越来越大,生态系统服务功能往变强的方向发展。矿区微生物修复是一个生态持续演变过程^[39],在 2008 年之后矿区微生物复垦对 CES 持续起正向 促进作用。毕银丽等^[39]指出微生物复垦后,土壤质 地发生改变、土壤保水能力增强,生态效应也得到了 改善。

刘

4 讨 论

鉴于已有生态系统服务的文献缺乏对生态系统 服务的综合评价,本研究通过耦合单项生态系统服务 综合测度神东矿区的生态系统服务量,并从矿区和矿 井尺度考量了研究区生态系统服务的变化规律,弥补 了对神东矿区生态系统服务多尺度研究的空缺。

大量学者对神东矿区及主要矿井的生态环境质 量、植被覆盖度及土壤湿度进行了研究。 笔者[40] 指 出神东矿区植被状况 2000—2015 年有改善趋势且未 来会有较弱的退化趋势,本研究中神东矿区生态系统 服务在 2000—2015 年逐渐增强, 2018 年发生减弱, 与前人研究结果一致并相互验证。基于矿井尺度,笔 者[37]指出 2010 年以前,采矿活动并未对大柳塔矿井 采区的植被产生影响,这与本研究得到的大柳塔矿井 2010年之后逐渐受到采矿负面影响的结论一致;岳 辉等[34]指出乌兰木伦采区生态环境质量最差,本研 究乌兰木伦 CES 也处于最低水平; 雷少刚^[38] 指出榆 家梁矿井在 2005 年前受到采矿活动的负面影响,本 研究结果也表明地下采矿活动对榆家梁采区 CES 产 生了负面影响。本研究更新了基于神东矿区矿井尺 度的研究年限,进一步厘清了主要矿井是否受采矿活 动的干扰,客观评价了矿井生态保护措施的实施成 果。笔者等^[22]指出矿区土壤湿度变化与地表覆盖高 度相关且与采矿活动有关,这与本文得到的神东矿区 CES 与植被覆盖、土地利用类型变化密切相关保持一 致。

本文构建了神东矿区综合生态系统服务评价模型,通过前人的研究进行间接验证,证明了该模型的 综合评估结果能够定量反映神东矿区生态系统服务 的演变规律。建议神东矿区将西北部作为实行"煤 炭开采与矿区生态环境治理工作并重"政策的倾斜 区,并着重进行以提高植被覆盖为导向的土地利用结 构优化,利用微生物复垦等科学方法复垦矿区废弃土 地等。研究成果可为综合评价区域生态系统服务抛 砖引玉,而区域的多项生态系统服务的耦合机制仍然 是一个具有挑战性的难题,应进一步强化决策过程与 机理耦合,依托多源数据获取生态系统服务功能供 给、需求、目标管理等参数信息,致力于多项生态系统 服务多尺度优化集成模型的开发与应用。因而本研 究下一步将选取多种生态系统服务功能,寻求多种耦 合机制,以求得更加精确的实验结果,促使生态系统 服务评估为区域生态系统服务可持续管理提供更精 准可靠的决策支持。

CES 受自然、社会和经济多种复杂因素的影响, 探究生态系统服务的驱动因素时,本研究所选因子多 基于自然因素,进一步研究可融入人口密度、经济指标、煤炭产量等,以探究自然社会和经济因素对神东 矿区生态系统功能变化的综合影响。另外,基于生态 系统服务功能与人类福祉的紧密联系性,也可探寻生 态系统服务与社会经济系统的耦合关系,为区域提升 生态系统服务功能、实现可持续发展提供生态决策。

5 结 论

(1)矿区尺度上,① 神东矿区 S_{CE} 由 1990 年的 0.448 6 下降为 2000 年的 0.382 5,持续增加至 2015 年的 0.471 6 又下降为 2018 年的 0.453 2,整体呈增 加趋势,速率为 0.009 a⁻¹;空间上神东矿区西北部 CES 最弱,整体呈由西北向东南部逐渐增强的格局; ② 神东矿区 CES 空间变化特征明显,矿区 CES 变化 主要由矿区内低变区的变化导致,中变区和突变区次 之,神东矿区 CES 空间变化与植被覆盖、用地类型的 变化密切相关;③ 神东矿区 CES 空间聚类表现为 "西北部最弱、河流沿岸最强、东南部不显著"的格 局;④ 神东矿区 CES 变化的影响因子解释力大小为: 土地利用类型>坡度>高程>降雨>植被覆盖度,且因 子两两交互的驱动力较单因子提升明显。

(2)矿井尺度上,① 神东矿区不同程度开采区 CES 大小依次为中强度开采区、低强度开采区、未开 采区、高强度开采区、极高强度开采区;② 补连塔矿 井采区的 CES 受生态治理措施的正面影响,使得采 区 CES 大于非采区;大柳塔、活鸡兔矿井采区 CES 在 2010 年以后受到了采矿的负面影响;乌兰木伦、石圪 台、哈拉沟及榆家梁矿井采区的 CES 自采矿以来持 续受到采矿的负面影响,或采矿带来的负面影响高于 生态保护措施带来的正面影响;③ 大柳塔复垦实验 区 CES 往变强的方向发展。

参考文献(References):

- [1] GOLDSTEIN J H, CALDARONE G, DUARTE T K, et al. Integrating ecosystem-service tradeoffs into land-use decisions [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2012, 109(19):7565-7570.
- [2] BASTOLA S, LEE S, SHIN Y, et al. An assessment of environmental impacts on the ecosystem services: Study on the Bagmati Basin of

Nepal[J]. Sustainability, 2020, 12(9):8186.

- [3] ASADOLAHI Z, SALMANMAHINY A, SAKIEH Y, et al. Dynamic trade-off analysis of multiple ecosystem services under land use change scenarios: Towards putting ecosystem services into planning in Iran[J]. Ecological Complexity, 2018, 36:250-260.
- [4] 戴尔阜,王亚慧. 横断山区产水服务空间异质性及归因分析
 [J]. 地理学报,2020,75(3):607-619.
 DAI Erfu, WANG Yahui. Spatial heterogeneity and driving mecha-

nisms of water yield service in the Hengduan Mountain region [J]. Acta Geographic Sinica, 2020, 75(3):607-619.

[5] 王秀明,刘谞承,龙颖贤,等. 基于改进的 InVEST 模型的韶关市 生态系统服务功能时空变化特征及影响因素[J]. 水土保持研 究,2020,27(5):381-388.

WANG Xiuming, LIU Xudan, LONG Yingxian, et al. Spatial-temporal changes and influencing factors of ecosystem services in Shaoguan city based on improved InVEST[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2020, 27(5);381–388.

 [6] 柳冬青, 巩杰, 张金茜, 等. 甘肃白龙江流域生态系统土壤保持 功能时空变异及其影响因子[J]. 水土保持研究, 2018, 25(4): 98-103.

LIU Dongqing, GONG Jie, ZHANG Jinqian, et al. Spatiotemporal variation of soil conservation function and lts influencing factors in Bailongjiang watershed in Gansu Province[J]. Research of Soil and Water Conservation, 2018, 25(4):98–103.

[7] 杨洁,谢保鹏,张德罡.基于 InVEST 模型的黄河流域产水量时 空变化及其对降水和土地利用变化的响应[J].应用生态学报, 2020,31(8):2731-2739.

YANG Jie, XIE Baopeng, ZHANG Degang. Spatio-temporal variation of water yield and its response to precipitation and land use change in the Yellow River Basin based on InVEST model [J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2020, 31(8):2731-2739.

- [8] 陈心盟. 黄河流域生态系统服务时空变化及其权衡关系分析
 [J]. 农业与技术,2020,40(20):122-125.
 CHEN Xinmeng. Spatiotemporal changes and trade-offs of ecosystem services in the Yellow River Basin[J]. Agriculture and Technology, 2020,40(20):122-125.
- [9] SHARP R, TALLIS H T, RICKETTS T, et al. InVEST 3. 7. 0 user's guide [M]. Serra Mall: The natural capital project, Stanford University, University of Minnesota, the Nature Conservancy & World Wildlife Fund, 2018.
- [10] 吴芳芳,曹月娥,卢刚,等.准东地区土壤风蚀影响因子分析与风蚀量估算[J].水土保持学报,2016,30(6):56-60,66.
 WU Fangfang, CAO Yuee, LU Gang, et al. Impact factors of soil wind erosion and estimation of soil loss in Zhundong, Xinjiang[J].
 Journal of Soil and Water Conservation, 2016, 30(6):56-60,66.
- [11] SHARRATT B S, TATARKO J, ABATZOGLOU J T. Implications of climate change on wind erosion of agricultural lands in the Columbia plateau[J]. Weather and Climate Extremes, 2015, 10(1): 20-31.
- [12] 黄玫,季劲钧,曹明奎,等.中国区域植被地上与地下生物量模 拟[J].生态学报,2006,26(12):4156-4163.
 HUANG Mei, JI Jingjun, CAO Mingkui, et al. Modeling study of vegetation shoot and root biomass in China[J]. Acta Ecologica Sin-

ica,2006,26(12):4156-4163.

- [13] 李克让,王绍强,曹明奎.中国植被和土壤碳贮量[J].中国科学(D辑:地球科学),2003,33(1):72-80.
 LI Kerang, WANG Shaoqiang, CAO Mingkui. Vegetation and soil carbon storage in China [J]. Sciencein China (Series D), 2003,33(1):72-80.
- [14] 贾松伟.黄河流域森林植被碳储量分布特征及动态变化[J]. 水土保持研究,2018,25(5):78-82,88.
 JIA Songwei. Carbon storage of forest vegetation and its dynamic changes in Yellow River Basin based on continuous forest resources inventory [J]. Research of Soil and Water Conservation, 2018,25(5):78-82,88.
- [15] YU Guirui, LI Xuanran, WANG Qiufeng, et al. Carbon storage and its spatial pattern of terrestrial ecosystem in China [J]. Journal of Resources and Ecology, 2010, 1(2):97-109.
- [16] 陈利军,刘高焕,励惠国.中国植被净第一性生产力遥感动态监测[J].遥感学报,2002,6(2):129-135,164.
 CHEN Lijun,LIU Gaohuan,LI Huiguo. Estimating net primary productivity of terrestrial vegetation in China using remote sensing[J].
 Journal of Remote Sensing,2002,6(2):129-135,164.
- [17] 解宪丽,孙波,周慧珍,等.不同植被下中国土壤有机碳的储量 与影响因子[J].土壤学报,2004,41(5):687-699.
 XIE Xianli, SUN Bo, ZHOU Huizhen, et al. Soil carbon stocks and their influencing factors under natural vegetation in China[J]. Acta Pedologica Sinica,2004,41(5):687-699.
- [18] ALAM S A, STARRM, CLARK B. Tree biomass and soil organic carbon densities across the sudanese woodland savannah; A regional carbon sequestration study [J]. Journal of Arid Environments, 2013, 89:67-76.
- [19] GIARDINA C P, RYAN M G. Evidence that decomposition rates of organic carbon in mineral soil do not vary with temperature[J]. Nature,2000,404:858-861.
- [20] 陈光水,杨玉盛,谢锦升,等.中国森林的地下碳分配[J].生态 学报,2007,27(12):5148-5157.
 CHEN Guangshui,YANG Yusheng,XIE Jinsheng, et al. Total belowground carbon allocation in China's forests[J]. Acta Ecologica Sinica,2007,27(12):5148-5157.
- [21] 杨春玲,旷开智,陈冠豪,等.基于梯度的结构相似度的图像质量评价方法[J].华南理工大学学报(自然科学版),2006, 34(9):23-25.

YANG Chunling, KUANG Kaizhi, CHEN Guanhao, et al. Gradientbased structural similarity for image quality assessment [J]. Journal of South China University of Technology (Natural Science Edition), 2006, 34(9):23-25.

- [22] 刘英,吴立新,岳辉. 基于梯度结构相似度的矿区土壤湿度空间 分析[J]. 武汉大学学报(信息科学版),2018,43(1):87-93. LIU Ying, WU Lixin, YUE Hui. Spatial distribution characteristics analysis of soil moisture in desertification mining areas based on gradient-based structural similarity[J]. Geomatics and Information Science of Wuhan University,2018,43(1):87-93.
- [23] 王蓓,赵军,胡秀芳.基于 InVEST 模型的黑河流域生态系统服务空间格局分析[J].生态学杂志,2016,35(10):2783-2792.
 WANG Bei,ZHAI Jun,HU Xiufang. Spatial pattern analysis of eco-

system services based on InVEST in Heihe River Basin [J]. Chinese Journal of Ecology, 2016, 35(10): 2783-2792.

- [24] 王劲峰,徐成东. 地理探测器:原理与展望[J]. 地理学报, 2017,72(1):116-134.
 WANG Jinfeng, XU Chengdong. Geodetector: Principle and prospective[J]. Acta Geographica Sinica, 2017,72(1):116-134.
- [25] 王欢,高江波,侯文娟. 基于地理探测器的喀斯特不同地貌形态 类型区土壤侵蚀定量归因[J]. 地理学报,2018,73(9):1674-1686.

WANG Huan, GAO Jiangbo, HOU Wenjuan. Quantitative attribution analysis of soil erosion in different morphological types of geomorphology in karst areas: Based on the geographical detector method[J]. Acta Geographica Sinica, 2018, 73(9):1674–1686.

- [26] ZHOU W, LIU G, PAN J, et al. Distribution of available soil water capacity in China[J]. Journal of Geographical Sciences, 2005, 15(1):3-12.
- [27] 郭丽洁, 尹小君, 苟贞珍, 等. 基于 InVEST 模型的阿克苏河流 域产水量评估及环境因素影响研究[J]. 石河子大学学报(自 然科学版), 2020, 38(2): 216-224.

GUO Lijie, YIN Xiaojun, GOU Zhenzhen, et al. Evaluation on water yield and analysis of its variation characteristics of Arku River Basin based on InVEST model [J]. Journal of Shihezi University (Natural Science), 2020, 38(2):216-224.

[28] 顾晋饴,李一平,杜薇. 基于 InVEST 模型的太湖流域水源涵养 能力评价及其变化特征分析[J].水资源保护,2018,34(3): 62-67,84.

> GU Jinyi, LI Yiping, DU Wei. Evaluation on water source conservation capacity and analysis of its variation characteristics of Taihu Lake Basin based on InVEST model[J]. Water Resources Protection, 2018, 34(3):62-67, 84.

- [29] 谢云,刘宝元,章文波. 侵蚀性降雨标准研究[J]. 水土保持学报,2000,14(4):6-11.
 XIE Yun,LIU Baoyuan,ZHANG Wenbo. Study on standard of erosive rainfall[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2000, 14(4):6-11.
- [30] WILLIAMS J R, JONES C A, DYKE P T. The EPIC model and its application [A]. Proc. Int. Symp. on minimum data sets for agrotechnology transfer [C]. Hyderabad: 1984:111-121.
- [31] 张科利,彭文英,杨红丽.中国土壤可蚀性值及其估算[J].土 壤学报,2007,44(1):7-13.
 ZHANG Keli, PENG Wenying, YANG Hongli. Soil erodibility and its estimation for agricultural soil in China [J]. Acta Pedologica Sinica,2007,44(1):7-13.
- [32] 方广玲,香宝,赵卫,等.基于 GIS 和 RUSLE 的拉萨河流域土壤 侵蚀研究[J].水土保持学报,2015,29(3):6-12.

FANG Guangling, XIANG Bao, ZHAO Wei, et al. Study on soil erosion in LaSa river basin based on GIS and RUSLE [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2015, 29(3):6–12.

[33] 李婷,刘康,胡胜,等. 基于 InVEST 模型的秦岭山地土壤流失及土壤保持生态效益评价[J]. 长江流域资源与环境, 2014, 23(9):1242-1250.
 LI Ting,LIU Sheng,HU Sheng, et al. Soil loss and ecological bene-

fits evaluation of Qinling Mountains based on the InVEST model [J]. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2014, 23(9):1242-1250.

- [34] 岳辉,刘英,朱蓉.基于遥感生态指数的神东矿区生态环境变化监测[J].水土保持通报,2019,39(2):101-107,114.
 YUE Hui, LIU Ying, ZHU Rong. Monitoring ecological environment change based on remotr sensing ecological index in Shendong mining area [J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, 2019,39(2):101-107,114.
- [35] 范立民,马雄德,李永红,等.西部高强度采煤区矿山地质灾害现状与防控技术[J].煤炭学报,2017,42(2):276-285.
 FAN Limin, MA Xiongde, LI Yonghong, et al. Geological disasters and control technology in high intensity mining area of western China[J]. Journal of China Coal Society, 2017, 42(2):276-285.
- [36] 张文凯,肖武,吕雪娇,等. 2005-2015 神东矿区不同开采强度 下区域 NPP 时空变化分析[J]. 矿山测量,2019,47(5):1-6, 19.

ZHANG Wenkai, XIAO Wu, LÜ Xuejiao, et al. Spatial and temporal change of regional NPP under different mining intensities in Shendong mining area from 2005 to 2015[J]. Mine Surveying, 2019,47(5):1-6,19.

 [37] 刘英.神东矿区地表植被与土壤湿度遥感监测研究[D].北京: 中国矿业大学(北京),2013.
 LIU Ying. Vegetation and soil moisture monitoring by remote sens-

ing in Shendong Mining Area [D]. Beijing: China University of Mining and Technology (Beijing),2013.

- [38] 雷少刚. 荒漠矿区关键环境要素的监测与采动影响规律研究
 [D]. 徐州:中国矿业大学,2009.
 LEI Shaogang. Monitoring and analyzing the mining impactson key environmental elements in desert area[D]. Xuzhou; China University of Mining and Technology, 2009.
- [39] 毕银丽,郭晨,肖礼,等.微生物复垦后土壤有机碳组分及其高 光谱敏感性识别效应[J].煤炭学报,2020,45(12):4170-4177.

BI Yinli, GUO Chen, XIAO Li, et al. Identification of soil organic carbon components and hyperspectral sensitivity in microbial reclamation area[J]. Journal of China Coal Society, 2020, 45(12): 4170-4177.

[40] 刘英,侯恩科,岳辉. 基于 MODIS 的神东矿区植被动态监测与 趋势分析[J]. 国土资源遥感,2017,29(2):132-137.
LIU Ying, HOU Enke, YUE Hui. Dynamic monitoring and trend analysis of vegetation change in Shendong mining area based on MO-DIS[J]. Remote Sensing for Land & Resources, 2017, 29(2): 132-137.