

半干旱草原露天矿区生态累积效应:评估模型与应用

梁佳欣, 李晶, 殷守强, 任河, 蒋斋

(中国矿业大学(北京) 地球科学与测绘工程学院, 北京 100083)

摘要:为揭示半干旱草原露天矿区生态环境质量状况,分离矿区人类活动生态累积效应并识别其演进态势,在厘清矿区生态累积效应概念的基础上,构建适用于半干旱草原的露天矿区生态环境质量评估指数(Surface Mining Areas Eco-environmental Evaluation Index, SMAEEI)以及矿区生态累积效应定量评估模型。选取内蒙古胜利矿区为研究区,量化分析1986—2020年区域生态环境质量和生态累积效应的时空分布规律,以及主要人类活动的生态累积效应差异。结果表明:①SMAEEI适用于半干旱草原露天矿区,能客观呈现各地类生态环境质量高低顺序。35 a间研究区生态环境质量呈极显著下降趋势,且其空间差异显著减弱。露天矿场、城镇扩张区、锡林河湿地及北侧草地生态环境质量出现极显著、显著的退化趋势。②半干旱草原露天矿区生态累积效应定量评估模型能剔除气候因素对生态系统的耦合影响,分离并量化人类活动对矿区生态系统的累积效应,揭示累积的方向、程度和空间范围。35 a间研究区生态服务价值累积量(Change of Ecosystem Service Value Cumulant, COESVC)共减少1 186 157.03万元,出现负向生态累积效应,生态系统服务功能下降。高度、中度负向累积区集中在湿地和草地退化区、城镇区、露天矿场。③露天开采、城镇建设造成的单位面积负向生态累积效应最明显,前者在单位时间内带来的负向累积变化最剧烈,后者负向累积效应的局部影响程度和偏离度最大;放牧活动引起的负向生态累积效应影响范围最广、总量最大,但局部影响程度最小,生态系统服务功能较其余人类活动更稳定。研究成果可将矿区人类活动引起的生态环境实物量变动转化为价值量描述,为采用货币形式测算矿区生产生活行为的环境损害成本提供可行方法。

关键词:生态累积效应;半干旱草原露天矿区;生态环境质量评估指数;生态服务价值;内蒙古胜利矿区

中图分类号:TD88 **文献标志码:**A **文章编号:**0253-9993(2024)07-3199-17

Ecological cumulative effects of surface mining areas in semi-arid grasslands: Evaluation model and application

LIANG Jiaxin, LI Jing, YIN Shouqiang, REN He, JIANG Zhai

(College of Geoscience and Surveying Engineering, China University of Mining and Technology-Beijing, Beijing 100083, China)

Abstract: The research objectives are to reveal the eco-environmental quality of surface mining areas in semi-arid grasslands, separate the ecological cumulative effects of anthropogenic activities and examine their evolving trends. Based on the concept of ecological cumulative effects in mining areas, an assessment index called Surface Mining Areas Eco-environmental Evaluation Index (SMAEEI) and a quantitative evaluation model of ecological cumulative effects in mining

收稿日期:2023-07-03 修回日期:2023-09-04 责任编辑:韩晋平 DOI: 10.13225/j.cnki.jccs.2023.0811

基金项目:国家重点研发计划资助项目(2022YFE0127700)

作者简介:梁佳欣(1992—),女,广西南宁人,博士研究生。E-mail: jxliang201609@126.com

通讯作者:李晶(1975—),女,吉林农安人,教授,博士。E-mail: lijing@cumtb.edu.cn

引用格式:梁佳欣,李晶,殷守强,等.半干旱草原露天矿区生态累积效应:评估模型与应用[J].煤炭学报,2024,49(7):3199-3215.

LIANG Jiaxin, LI Jing, YIN Shouqiang, et al. Ecological cumulative effects of surface mining areas in semi-arid grasslands: Evaluation model and application[J]. Journal of China Coal Society, 2024, 49(7): 3199-3215.



移动阅读

areas suitable for semi-arid grasslands were developed. The Shengli Coalfield in Inner Mongolia was selected as the study site to analyze the spatiotemporal distribution patterns of regional eco-environmental quality and ecological cumulative effects from 1986 to 2020, and the differences between cumulative effects caused by major anthropogenic activities. The results show that: ① the SMAEEI is applicable to the surface mining areas in semi-arid grasslands and can objectively rank the eco-environmental quality across different land-cover types. The study area exhibited an extremely significant decline in eco-environmental quality over the past 35 years, with diminishing spatial differences. Open-pit mines, expanding urban areas, Xilin River wetlands, and northern grasslands experienced extremely significant or significant degradation trends. ② The quantitative evaluation model of ecological cumulative effects for the surface mining areas in semi-arid grasslands can exclude the influence of climate factors on ecosystems, effectively quantify the cumulative effects of human activities on mining area ecosystems, and reveal their direction, magnitude, and spatial extent. The Change of Ecosystem Service Value Cumulant (COESVC) in the study area decreased by a total of 11 861.570 3 million yuan, indicating a negative ecological cumulative effect and a decline in ecosystem services and functions. Areas with high and medium levels of negative accumulation were concentrated in degraded wetlands, grasslands, urban regions, and open-pit mines. ③ Surface mining and urban development exerted the most pronounced negative ecological cumulative effects per unit area. The former exhibited the most severe negative changes per unit time, and the latter had the greatest local impact and deviation in negative cumulative effects. Grazing resulted in negative ecological cumulative effects over a wider range and in larger quantities but with the least local impact. Compared with other human activities, the ecosystem services and functions were more stable in relation to grazing. The research outcomes facilitate the shift from the physical quantity changes of the ecological environment caused by human activities in mining areas to value-based descriptions, providing a feasible method for estimating the environmental damage costs of regional production and living behaviors in monetary terms.

Key words: ecological cumulative effects; surface mining areas in semi-arid grasslands; eco-environmental evaluation index; ecosystem service value; ShengLi Coalfield in Inner Mongolia

草原矿区地处干旱半干旱气候区,具有地表物质结构松散、土壤瘠薄等生态脆弱特征^[1],却肩负矿业和畜牧业双重发展重任。大规模高强度露天矿开采、相关产业链并行发展打破草原生态系统原有平衡,引起地表破坏、植被损毁、生态系统功能退化等复杂多样的生态累积问题^[2]。开展半干旱草原露天矿区生态环境质量变化监测、生态累积效应急势精准识别,可为缓解区域开发活动与生态系统的矛盾提供技术支撑。

按照评估对象划分,当前矿区生态累积效应的定量研究主要集中在2个方面。一是采动对单个环境要素(如植被、土壤、地表温度等)的累积影响:借助趋势线分析法^[3]、残差分析法^[4]等揭示采矿对植被的扰动量;结合实地采样^[5]、地累积指数法^[6]、因子分析^[7]等方法探究土壤性质在开采过程中的改变;通过遥感时序分析法^[8]监测采动引起的地表温度、湿度变化等。二是矿区开发对整体生态环境的综合累积影响,例如基于生态场理论的采动效应评估^[9-10],集成系统动力学、元胞自动机等模型的累积过程定量模拟^[11],以及运用生态储存^[12]、生态累积风险^[13]、生态系统服务^[14]等方法的矿区生态累积损失测算等。尽管注重空间可视化、强调长期监测的矿区累积效应评估方法已逐渐形成,但仍存在时间-空间-要素耦合定量研究滞后,

评估结果空间异质性不强,以及依赖静态时相比较导致时间评估动态性欠缺等问题。为此,LI等^[15]从“时间-空间-要素”维度提出“基于像元生态服务价值时间序列模型”量化矿区生态累积效应。该模型以像元为评估单元、以整个研究期为评估尺度、以生态服务价值(Ecosystem Service Value, ESV)为评估指标,用生态服务价值累积变化量(Change of Ecosystem Service Value Cumulant, COESVC)——实际生态服务价值累积量(Actual Ecosystem Service Value Cumulant, AESVC)与理想生态服务价值累积量(Ideal Ecosystem Service Value Cumulant, IESVC)的差值,来表征矿区生态累积效应,并有效应用于兖州矿区^[15]、平朔露天矿区^[16]。

然而,直接运用“基于像元生态服务价值时间序列模型”评估半干旱草原露天矿区生态累积效应可能会存在2个问题。首先,模型以遥感生态指数(Remote Sensing Based Ecological Index, RSEI)作为生态环境质量调整系数的方法存在区域适用的不确定性:①该指数针对城市环境建立^[17],无法准确反映半干旱草原露天矿区的生态环境特点^[18-19]。此外,RSEI在极端生态条件地区(如土地退化区)的评估结果不稳定^[20];②RSEI通过多个指数主成分分析(Principal Compon-

ent Analysis, PCA) 的第 1 主分量 PC1 构建^[17], 仅用该主分量会造成信息利用不充分^[21], 且其方向存在随机性, 需根据先验知识进行结果反转^[22]。此外, 每个主成分与生态质量的正负相关性较原始指数变得模糊不清^[23]。其次, 模型并未区分自然因素和人为因素对生态环境造成的累积效应, 也未考虑过去已存在人类行为的长期累积影响, 很大程度上会影响矿区生态累积效应的评估结果。

鉴于此, 为合理定量评估半干旱草原露天矿区生态累积效应, 以及识别主要人类活动的生态累积效应差异, 笔者聚焦位于“三区四带”北方防沙带的内蒙古东部半干旱草原, 以胜利矿区为研究区, 开展如下研究: ① 厘清矿区生态累积效应概念, 提供构建定量评估模型的理论基础; ② 结合 LI 等^[15]量化生态累积效应的方法, 从生态环境质量状况、分离人类活动对生态系统累积影响两方面构建适用于半干旱草原的露天矿区生态环境质量评估指数 (Surface Mining Areas Eco-environmental Evaluation Index, SMAEEI) 以及矿区生态累积效应定量评估模型; ③ 分别运用 SMAEEI、半干旱草原露天矿区生态累积效应定量评估模型揭示研究区 1986—2020 年生态环境质量时空演变规律及生态累积效应的方向、程度和空间异质性, 进一步对比露天开采、城镇发展、农业种植和放牧活动的生

态累积效应差异。研究成果可为量化矿区人类活动与生态环境要素间的相互作用关系提供理论、模型支撑和案例参考。

1 研究区与数据

1.1 研究区概况

研究区位于内蒙古自治区锡林郭勒盟锡林浩特市, 介于 43.88°N — 44.25°N , 115.82°E — 116.47°E , 包括锡林浩特市北郊的胜利矿区及其周边地区(图 1), 面积 $2\,211 \text{ km}^2$ 。研究区属于中温带半干旱大陆性气候, 全年气候干燥, 降水少且时空分布不均, 年蒸发量大。研究区内分布有矿业、农业、工业和居民生活等, 是典型的多源人类活动区。其中, 矿业是研究区的重要经济支柱, 涉及矿山开采运营、矿产加工利用等环节。胜利矿区已探明煤炭储量 226 亿 t, 是目前中国最厚的煤层和最大的褐煤煤田。矿区呈东北和西南带状, 总面积 342 km^2 , 正在开采的矿山包括 4 座露天煤矿、1 座露天锗矿和 1 座地下矿。工矿用地、城镇建设用地、耕地和草地的面积分别为 41.21 、 87.59 、 85.18 和 $1\,839.64 \text{ km}^2$, 占比分别为 1.86% 、 3.96% 、 3.85% 和 83.18% 。区域内优势景观为典型半干旱草原, 锡林河自南向北贯穿研究区, 由小型湿地、沼泽、季节性水域和盐碱地组成。

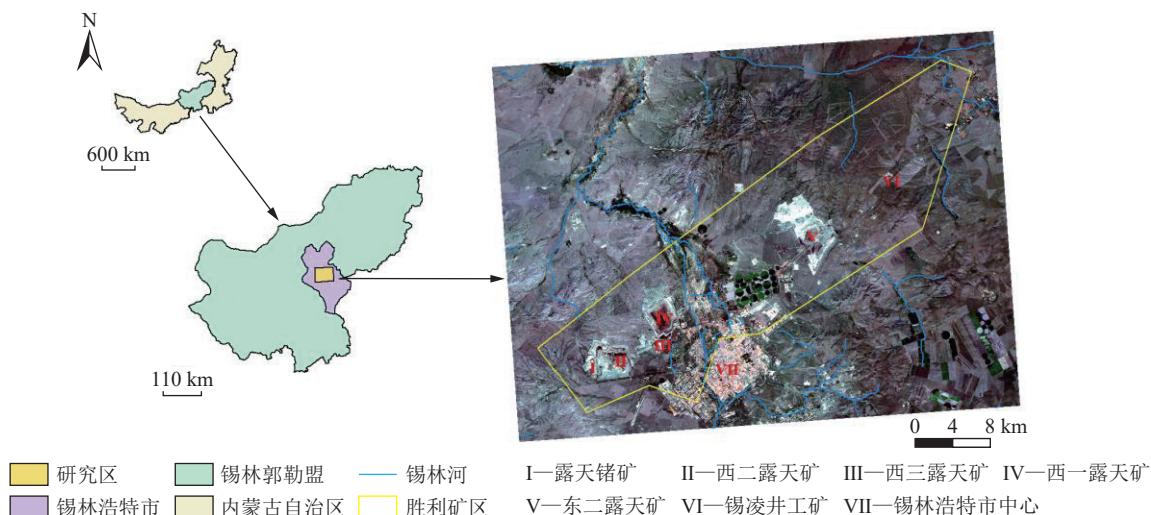


图 1 研究区位置示意

Fig.1 Location of the study area

1.2 数据来源及预处理

Landsat 系列多光谱遥感数据来源于 Google Earth Engine(GEE) 平台(<https://code.earthengine.google.com/>) 的 USGS Landsat 5/7/8 Level 2, Collection 2, Tier 1 地表反射率数据集, 选取 1986—2020 年 6—9 月植被生长季影像, 空间分辨率为 30 m 。采用 CFMASK 算法^[24]

将云和云阴影掩膜, 使用均值合成得到各年影像数据。1986—2020 年月降水、月气温数据来自于国家地球系统科学数据中心 (<http://www.geodata.cn/>), 分辨率为 1 km , 使用 3 次卷积内插法将数据重采样至 30 m , 并裁剪至研究区范围。

根据中国多时期土地利用遥感监测数据集

(CNLUCC) 的分类系统^[25]和研究区实际特点, 将土地覆被类型分为水体、林地、草地、湿地、裸地、城镇建设用地、工矿用地和耕地 8 类。结合 Landsat 影像和谷歌地球高空间分辨率影像目视解译获取 2019 年训练样点 935 个。基于 1986—2020 年 Landsat 地表反射率影像, 运用 CCDC 算法^[26], 借助 GEE 平台的 CCDC API 工具(<https://gee-ccdc-tools.readthedocs.io/en/latest/lctutorial/change.html>) 获取各年的土地覆被分类结果。使用随机分层样本设计法^[27-28]获取 173 个验证样点, 采用混淆矩阵法对分类结果进行评价, 各年总体分类精度在 78.48%~93.06% 浮动, 年平均总体分类精度为 85.87%, 符合精度要求。部分年份的土地覆被分类结果如图 2 所示。

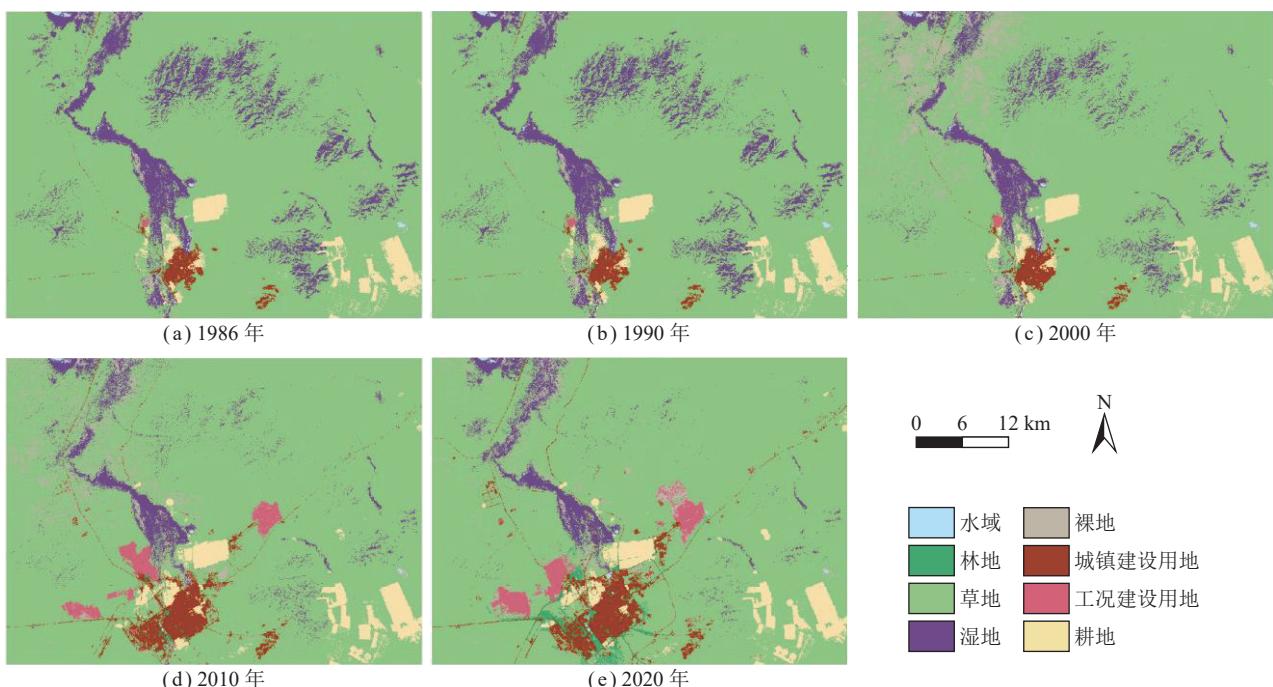


图 2 土地覆被分类结果

Fig.2 Land-cover classification results

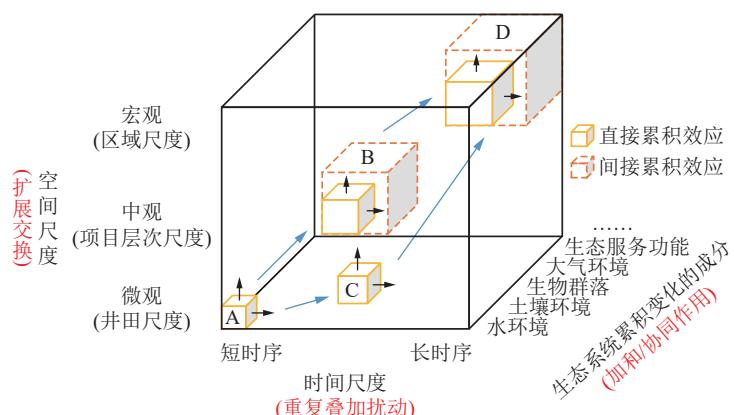


图 3 矿区生态累积效应概念模型 (修改自文献[30])

Fig.3 Conceptual model of the ecological cumulative effects in mining areas (Modify from Reference[30])

2 矿区生态累积效应概念

矿区人类扰动在时空上始于开发单元体, 经过不同的影响行为持续损伤岩、土、水、生物等生态环境要素, 影响范围随阶段性开发扰动逐渐向外扩展, 影响程度随之加剧, 区域生态系统对时空“拥挤”的频繁扰动持续响应形成矿区生态累积效应^[29], 呈现“时间+空间+要素/成分”尺度累积特征(图 3)。小尺度上, 单井田开采扰动虽在时空上频繁叠加, 但因作用时间短、范围小且存在累积滞后性, 引起的直接累积效应可能较小, 集中在井田内(图 3 的 A 到 C)。中尺度上, 井田数量增多导致扰动压力加大, 各井田及其周围的土壤、生物群落和景观等生态环境成分发生显著变化, 采动产生的直接累积效应增加, 并引发间接累积效应

(图3的A到B)。大尺度上,单个或多个井田开采与其他人类活动在更广空间范围和更长时间序列上持续交互,导致整个矿区的地形地貌、景观结构和格局发生巨大改变,进而影响生态系统的类型、结构和功能,在区域层次上形成更为复杂的直接和间接累积效应(图3的B到D、C到D)。

基于此,将矿区生态累积效应的概念描述为:以矿产资源开采为主的各项过去、现在及可预见未来的人类行为对区域生态环境造成的影响,体现在开采及其关联活动的时空聚集引起生态环境要素、生态系统状态(结构、服务与功能)的转变。

3 半干旱草原露天矿区生态累积效应定量评估模型构建

以矿区生态累积效应概念为理论指导,顾及半干旱草原生态本底特征,结合“基于像元生态服务价值时间序列模型”^[15]量化ESV和生态累积效应的方法,笔者构建适用于半干旱草原露天矿区的生态累积效应定量评估模型,包括2个部分:构建露天矿区生态环境质量评估指数;测算矿区生态累积效应。技术路线如图4所示。

3.1 露天矿区生态环境质量评估指数构建

半干旱草原露天矿区有如下生态环境特征:①降水量少而不均,蒸发量大,地表干燥;②温度变化剧烈;③土壤盐渍化、沙化和水土流失等土地退化严重;④疏干排水导致地下水系转移、地表径流量下降;⑤煤粉尘等大气污染严重;⑥自然植被面积减少,景观破损等生态问题突出^[31-33]。结合上述特征和遥感反演数据的易获取性、代表性,笔者从土地覆被、土壤特征、水环境、大气污染以及植被状况5个方面选取特征指标构建露天矿区生态环境质量评估指数(Surface Mining Areas Eco-environmental Evaluation Index, SMAEEI),相关公式及说明见表1。

(1) 土地覆被。土地覆被状况是矿区生态环境对开采扰动等人类行为最直观的响应方式之一,直接体现在土地覆被结构的变化,间接反映在因下垫面改变而发生变化的地气热量交换,分别选取生物物理成分指数(Biophysical Composition Index, BCI)^[34]和地表温度(Land Surface Temperature, LST)来表征。BCI可有效量化植被丰度、区分不透水面与土壤,反映与生态密切相关的土壤、植被湿度情况以及自然、人为因素造成的地表“干化”程度。LST为评价干旱区生态环境质量的重要指标,可有效衡量气候变化、地表干旱和土地荒漠化等^[35]。

(2) 土壤特征。矿区固体排弃物经过侵蚀、淋溶和蒸发等作用极易形成土壤盐渍化,加重地表干旱情况^[36]。土壤盐渍化指数(Modified Salinization Index, MSI)^[37]可有效反演干旱区土壤盐分状况,鉴于此,选取MSI反映气候变化和人类活动双重胁迫下的半干旱草原矿区土壤盐渍化特征。

(3) 水环境。在水资源紧缺的干旱半干旱区,评估地表水对周边环境的影响对生态环境质量的测度至关重要^[19]。鉴于地表潜在水丰度指数(Surface Potential Water Abundance Index, SPWI)^[38]可解决水域融合后的异常值问题,且相较于湿度分量更接近于真实地表水源分布,选取SPWI来评估地表水资源丰度。

(4) 大气污染。露天开采产生的大量煤粉尘是矿区大气污染的主要来源之一。煤粉尘经运移扩散后会附着在植物叶片或表层土壤,影响植被生长和土壤动物存活。鉴于此,引入可有效辨识煤粉尘污染影响区地物信息的增强煤粉指数(Enhanced Coal Dust Index, ECDI)^[39]来识别煤粉尘污染的空间分布。

(5) 植被状况。植被状况是半干旱矿区生态环境质量优劣的晴雨表。植被覆盖度可体现采排复活动对生态环境的影响,能反映土壤表层是否有足够的植被保护^[40]。植被健康度有助于判别采矿间接造成的植被损伤、生态修复不完善造成的植被恢复困难以及评价植被受水土流失的影响程度^[41]。因此,选取植被覆盖度(Fractional Vegetation Cover, FVC)和植被健康指数(Vegetative health index, VHI)^[42]来直接衡量植被状况,并间接反映水土流失等矿区生态问题。其中,VHI由归一化植被指数(Normalized Difference Vegetation Index, NDVI)、归一化差异衰老营养指数(Normalized Difference Senescent Vegetative Index, NDSVI)和氮素反射指数(Nitrogen Reflectance Index, NRI)构建,具体地,先归一化上述3个指标,再进行PCA获取PC1,最后归一化PC1得到VHI。

(6) 露天矿区生态环境质量评估指数SMAEEI构建。根据表1构建指标层的7个遥感指数后,采用式(14)对各指数进行归一化处理:

$$I = \frac{I - I_{\min}}{I_{\max} - I_{\min}} \quad (14)$$

式中, I 、 I_{\min} 和 I_{\max} 分别为遥感指数及其最小值、最大值。

当多个指标共同决定生态环境状况时,层次分析法等人为主观赋权法往往存在主观性和不确定性,熵权法等客观赋权法无法处理指标间的强相关性,PCA各主成分对生态质量的解释含义模糊。基于距离函数的遥感生态距离指数模型^[43]用N个遥感指数构成

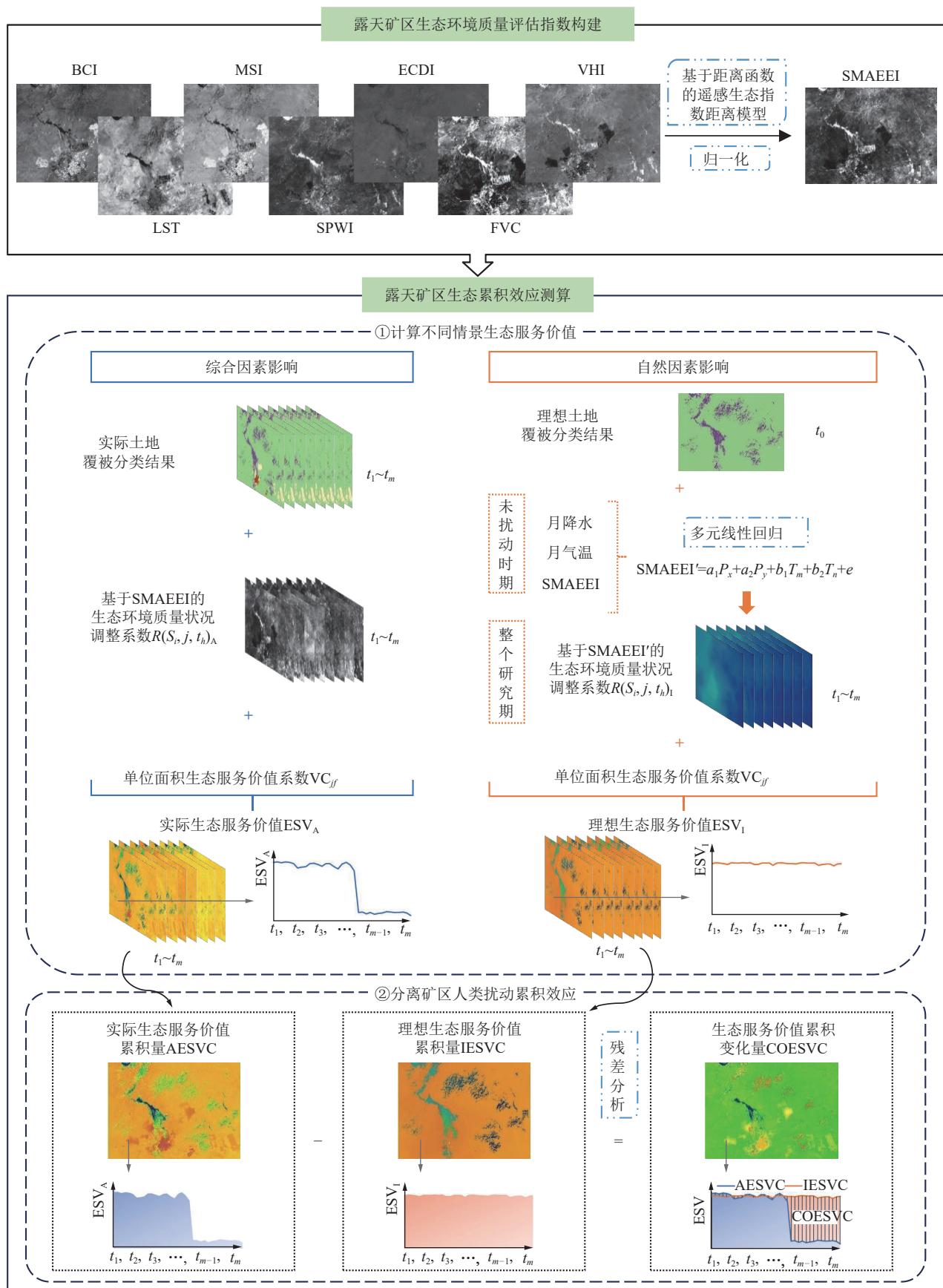


图4 半干旱草原露天矿区生态累积效应定量评估模型的技术路线

Fig.4 Flow chart of the quantitative evaluation model of ecological cumulative effects for surface mining areas in semi-arid grasslands

表1 露天矿区生态环境质量评估指数 SMAEEI(目标层) 的相关公式及说明

Table 1 Formulas and explanations of SMAEEI (Target layer)

准则层	指标层	相关公式	变量说明
	生物物理成分指数 (BCI)	$BCI = \frac{(H+L)/2-V}{(H+L)/2+V}$	(1) H 、 L 、 V 分别为归一化的缨帽变换亮度、湿度、绿度; T 为传感器处热波段的亮度温度; λ 为热波段的中心波长, μm ; $\rho = hc/k = 1.438 \times 10^{-2} \text{ m} \cdot \text{K}$, h 为普朗克常数($6.626 \times 10^{-34} \text{ J} \cdot \text{s}$), c 为光速($2.998 \times 10^8 \text{ m/s}$); k 为玻尔兹曼常数($1.38 \times 10^{-23} \text{ J/K}$); ε 为比辐射率
土地覆被	地表温度(LST)	$LST = \frac{T}{1 + (\lambda T / \rho) \ln \varepsilon}$	(2)
		$SI = \sqrt{\rho_{\text{BLUE}} \rho_{\text{RED}}}$	(3)
土壤特征	土壤盐渍化指数 (MSI)	$MSAVI = \frac{(2\rho_{\text{NIR}} + 1) - \sqrt{(2\rho_{\text{NIR}} + 1)^2 - 8(\rho_{\text{NIR}} - \rho_{\text{RED}})}}{2}$	(4)
		$MSI = \sqrt{(MSAVI' - MSAVI'_{\max})^2 + SI'^2}$	(5)
水环境	地表潜在水丰度指数 (SPWI)	$SPWI = \frac{\rho_{\text{NIR}} - \rho_{\text{SWIR2}} + \rho_{\text{BLUE}}}{\rho_{\text{NIR}} + \rho_{\text{SWIR2}} + \rho_{\text{BLUE}}}$	(6) ρ_{SWIR2} 为Landsat中远红外2波段反射率; ρ_{SWIR1} 为Landsat中远红外1波段反射率
大气污染	增强煤粉指数(ECDI)	$ECDI = \frac{\rho_{\text{SWIR1}} - \rho_{\text{NIR}} + \rho_{\text{SWIR2}}}{\rho_{\text{SWIR1}} + \rho_{\text{NIR}} - \rho_{\text{SWIR2}}}$	(7)
	植被覆盖度(FVC)	$NDVI = \frac{\rho_{\text{NIR}} - \rho_{\text{RED}}}{\rho_{\text{NIR}} + \rho_{\text{RED}}}$	(8)
		$FVC = \frac{NDVI - NDVI_{\text{soil}}}{NDVI_{\text{veg}} - NDVI_{\text{soil}}}$	(9)
植被状况		$NRI = \rho_{\text{NIR}} / \rho_{\text{GREEN}}$	(10)
	植被健康指数(VHI)	$NDSVI = \frac{\rho_{\text{SWIR1}} - \rho_{\text{RED}}}{\rho_{\text{SWIR1}} + \rho_{\text{RED}}}$	(11)
		$VHI = f(NDVI, NRI, NDSVI)$	(12)
		$VHI = \frac{PC1 - PC1_{\min}}{PC1_{\max} - PC1_{\min}}$	(13)

一个 N 维空间,以正向指标的最小值和负向指标的最大值作为空间中生态质量最差点,根据计算其余空间点到最差点的距离来判断生态环境质量好坏。笔者运用遥感生态距离指数模型克服赋权缺陷,用式(20)

$$\begin{aligned} SMAEEI = & \sqrt{(BCI - BCI_{\max})^2 + (ECDI - ECDI_{\max})^2 + (MSI - MSI_{\max})^2 +} \\ & \sqrt{(LST - LST_{\max})^2 + (FVC - FVC_{\min})^2 + (VHI - VHI_{\min})^2 + (SPWI - SPWI_{\min})^2} \end{aligned} \quad (20)$$

3.2 露天矿区生态累积效应测算

露天矿区生态累积效应测算细分为2个步骤:计算不同情景生态服务价值、分离矿区人类扰动生态累积效应。半干旱草原露天矿区生态累积效应定量评估模型的相关公式见表2。

3.2.1 不同情景生态服务价值 ESV 计算

(1) 自然及人为因素综合作用情景下的实际生态服务价值 ESV_A 。

根据2015年内蒙古主要粮食(小麦、玉米、稻谷)的播种面积和单产情况,以及同年全国主要粮食作物的平均价格,测算得出 C_{crop} 为 $1613.61 \text{ 元}/\text{hm}^2$ 。借鉴谢高地等^[44]研究成果划分研究区生态服务功能,并获取林地、草地、耕地、湿地、水体和裸地的单位面积ESV当量系数;采用防治成本法和替代成本法等间接市场法^[45]估算工矿用地和城镇建设用地的气体调

获取SMAEEI,再将其进行归一化。SMAEEI取值范围为[0, 1],值越大,表示生态环境质量越好,反之越差。参考文献[17]中,以0.20为间隔,将SMAEEI划分为差、较差、中、良、优5个等级。

节、污染物处理和水源涵养3项功能的ESV当量系数。研究区生态服务功能的划分结果及各土地覆被类型的ESV当量系数 E_{jf} 见表3。根据ESV当量系数 E_{jf} 和内蒙古标准ESV当量因子 C_{crop} 获取式(16)中的单位面积ESV系数 VC_{jf} ,并结合内蒙古自治区农田生态系统生物量因子修正系数0.44^[46]对区域 VC_{jf} 进一步修正。

对于自然、人为因素综合作用下的实际生态服务价值 ESV_A 测算,将各年的土地覆被分类结果和SMAEEI代入式(17)构建综合因素影响下生态环境质量状况调整系数 $R(S_i, j, t_h)_A$,再把 VC_{jf} 和 $R(S_i, j, t_h)_A$ 代入式(15)获取各年的 ESV_A 。

(2) 自然因素影响情景下的理想生态服务价值 ESV_I 。

① 生态环境质量评估指数与自然因素的回归模

表2 半干旱草原露天矿区生态累积效应定量评估模型的相关公式及说明

Table 2 Formulas and explanations of the quantitative evaluation model of ecological cumulative effects for surface mining areas in semi-arid grasslands

公式	变量说明
$ESV(S_i, j, t_h) = \sum_{f=1}^q VC_{jf} A_{S_i} R(S_i, j, t_h)$ (15)	$S_i (i=1, 2, \dots, n)$ 为第 <i>i</i> 个像元; $j (j=1, 2, \dots, y)$ 为第 <i>j</i> 类土地覆被类型; $t_h (h=1, 2, \dots, m)$ 为第 <i>h</i> 个研究时点, 即第 <i>h</i> 年; $ESV(S_i, j, t_h)$ 为在第 <i>h</i> 年当像元 <i>i</i> 为土地覆被类型 <i>j</i> 时的ESV(元); $VC_{jf} (f=1, 2, \dots, q)$ 为土地覆被类型 <i>f</i> /项生态服务功能的单位面积ESV系数(元/ hm^2); A_{S_i} 为像元面积(hm^2), 为常数;
$VC_{jf} = E_{jf} C_{crop}$ (16)	$R(S_i, j, t_h)$ 为在第 <i>h</i> 年当像元 <i>i</i> 为土地覆被类型 <i>j</i> 时的生态环境质量状况调整系数; E_{jf} 为土地覆被类型 <i>j</i> 第 <i>f</i> 项生态服务功能的ESV当量系数; C_{crop} 为标准ESV当量因子, 表示1 hm^2 平均产量的耕地每年自然粮食产量的经济价值(元/ hm^2); $e(S_i, j, t_h)$ 为第 <i>h</i> 年当像元 <i>i</i> 为土地覆被类型 <i>j</i> 时的生态环境质量评估指数; $e(j, t_h)_{mean}$ 为第 <i>h</i> 年所有为土地覆被类型 <i>j</i> 像元的生态环境质量评估指数均值; $z (z=1, 2, \dots, m-1)$ 为第 <i>z</i> 个研究时段, 一个研究时段由相邻的2个研究时点构成; $f[ESV(S_i, j, z)]$ 为在第 <i>z</i> 个研究时段内像元 <i>i</i> 持续为土地覆被类型 <i>j</i> 时的ESV函数, 是由第 <i>z</i> 个研究时段初期、末期研究时点的ESV所构成的线性函数; $\int_{t_{m-1}}^{t_m} f[ESV(S_i, j, m-1)] dt$ 为在第 <i>m</i> 个研究时段内像元 <i>i</i> 持续为土地覆被类型 <i>j</i> 时的ESV函数积分; EC_{S_i} 和 $EC_{S_{i0}}$ 分别为第 <i>i</i> 个像元的AESVC和IESVC, 其中 t_0 为未受人类扰动前的研究时点; ΔEC_{S_i} 为第 <i>i</i> 个像元的COESVC, 该值小于/大于0表示产生负向/正向生态累积效应
$R(S_i, j, t_h) = \begin{cases} \frac{e(S_i, j, t_h)}{e(j, t_h)_{mean}} & (E_{jf} > 0) \\ \frac{e(j, t_h)_{mean}}{e(S_i, j, t_h)} & (E_{jf} < 0) \end{cases}$ (17)	
$EC_{S_i} = \int_{t_1}^{t_2} f[ESV(S_i, j, 1)] dt + \dots + \int_{t_{m-1}}^{t_m} f[ESV(S_i, j, m-1)] dt$ (18)	
$\Delta EC_{S_i} = EC_{S_i} - EC_{S_{i0}}$ (19)	

表3 研究区单位面积ESV当量

Table 3 Equivalent coefficients of ESV per unit area in the study area

生态服务功能	林地	草地	耕地	湿地	水体	裸地	工矿用地	城镇建设用地
气体调节	4.32	1.50	0.72	2.41	0.51	0.06	-3.35	-0.85
气候调节	4.07	1.56	0.97	13.55	2.06	0.13	0	0
水源涵养	4.09	1.52	0.77	13.44	18.77	0.07	-7.31	-6.45
废物处理	1.72	1.32	1.39	14.40	14.85	0.26	-4.67	-0.55
土壤形成与保护	4.02	2.24	1.47	1.99	0.41	0.17	0	0
生物多样性保护	4.51	1.87	1.02	3.69	3.43	0.40	0	0
食物生产	0.33	0.43	1.00	0.36	0.53	0.02	0	0
原材料生产	2.98	0.36	0.39	0.24	0.35	0.04	0	0
娱乐文化	2.08	0.87	0.17	4.69	4.44	0.24	0	0
合计	28.12	11.67	7.90	54.77	45.35	1.39	-15.34	-7.85

型构建。露天矿区生态环境状态变化是自然条件、采矿及其他人类活动等综合作用的结果。完全剔除人类活动对生态环境的干扰, 构建 SMAEEI 与自然因素之间的理想回归模型在现实操作中难度很大。由于 1986—1990 年研究区无高强度煤炭开采、城镇扩张和农业生产活动, 因此, 假设 1990 年及之前区域的生态环境状态、气候要素和人类活动之间保持一种平衡状态, 将 1986—1990 年掩膜工矿用地、城镇建设用地和耕地后的研究区作为无人类活动干扰的自然生态系统, 构建该时段 SMAEEI 与气候要素的空间关系。具体地, 逐像元统计这 5 年 SMAEEI、月气温和月降水的均值, 测算 SMAEEI 与各月气温、降水的相关系数, 筛选出与 SMAEEI 相关性最高和次高的 2 个气温月值和 2 个降水月值, 运用多元回归模型构建 SMAEEI 与气温、降水的线性回归方程^[47]:

$$SMAEEI' = a_1 P_x + a_2 P_y + b_1 T_m + b_2 T_n + e \quad (21)$$

式中, SMAEEI' 为气候要素影响下的生态环境质量模拟值; $P_x, P_y (T_m, T_n)$ 分别为与 SMAEEI 相关性最高和次高的 2 个降水月值(气温月值); a_1, a_2, b_1, b_2 和 e 为待定系数。

② 理想生态服务价值 ESV_1 计算。由于草地为研究区的优势地类, 假设研究区未受人类扰动前的地类为草地, 将 1986 年受人类活动影响的工矿用地、城镇建设用地和耕地转换为草地, 未受人类干扰的其余土地覆被类型均与 1986 年一致, 构建未受人类扰动的理想土地覆被分类结果。以各年的温度、降水条件为不同的气候变化情景, 运用式(21)模拟自然因素作用下 1986—2020 年的 SMAEEI'。针对自然因素影响下的理想生态服务价值 ESV_1 测算, 采用未受人类扰动的理想土地覆被分类结果和各年 SMAEEI' 构建该情

景下的生态环境质量状况调整系数 $R(S_i, j, t_h)_I$, 再将 VC_{jf} 和 $R(S_i, j, t_h)_I$ 代入式(15)获取的各年 ESV_I 。

3.2.2 分离矿区人类扰动的生态累积效应

运用残差分析法^[48]分离自然因素和人类活动对露天矿区生态环境的累积影响。假设在不考虑其他非决定性因素情况下, 人类活动导致的累积效应(即生态服务价值累积变化量 COESVC)等于综合因素下生态累积效应实际值(即实际生态服务价值累积量 AESVC)与自然因素下生态累积效应理想值(即理想生态服务价值累积量 IESVC)的残差。具体地, 分别将各年的 ESV_A 和 ESV_I 代入式(18)获取 AESVC 和 IESVC, 再使用式(19)计算差值获取整个研究期人为干扰下的 COESVC, 以揭示累积效应的程度和方向。

需要说明的是, “基于像元生态服务价值时间序列模型”^[15]以研究初期生态系统状态为基期, 探究初期到末期的生态累积相对变化, COESVC 代表生态累积相对变化量。本文构建的半干旱草原露天矿区生态累积效应定量评估模型则以无人为干扰的自然生态系统状态为基期, COESVC 代表某研究时点综合影响相对于自然影响下的绝对生态累积量。

4 应用结果分析

4.1 生态环境质量时空变化特征

为探究研究区生态环境质量的总体态势, 统计 1986—2020 年 SMAEEI 各等级面积占比(图 5(a)), 并线性拟合 SMAEEI 的均值和标准差(图 5(b))。研究区生态环境质量以中等级为主, 平均占比 53.33%, 良、较差等级次之(21.69% 和 21.09%), 优、差等级最低(3.85% 和 0.04%)。年际变化上, 差等级面积基本稳定; 较差等级面积波动较大, 1997 年前保持稳定, 1998—2004 年逐步上升至最高点, 2005—2020 年波动下降; 中等级 1986—1997 年面积波动上升, 1998—2020 年的变化与较差等级相反, 1998—2004 年呈下降趋势, 2005—2020 年波动上升; 良、优等级面积变化趋势相似, 1986—2006 年波动下降至最低点, 2007—2020 年波动小幅上升。SMAEEI 均值、标准差的斜率均为负(-0.005 8 和 -0.000 4), 分别表明 35 a 间研究区的生态环境质量呈极显著下降趋势($p < 0.01$), 其空间差异显著减弱($0.01 < p < 0.05$)。

进一步分析生态环境质量时空变化特征, 使用一元线性回归趋势分析法^[49]模拟研究期间像元 SMAEEI 变化趋势, 并根据最小二乘法拟合的 SMAEEI 斜率(slope)以及经 F 检验获取的显著性结果划分 SMAEEI 变化趋势: 极显著退化($slope < 0$ 、 $p \leq 0.01$)、显著退化($slope < 0$ 、 $0.01 < p \leq 0.05$)、变化不显著($p >$

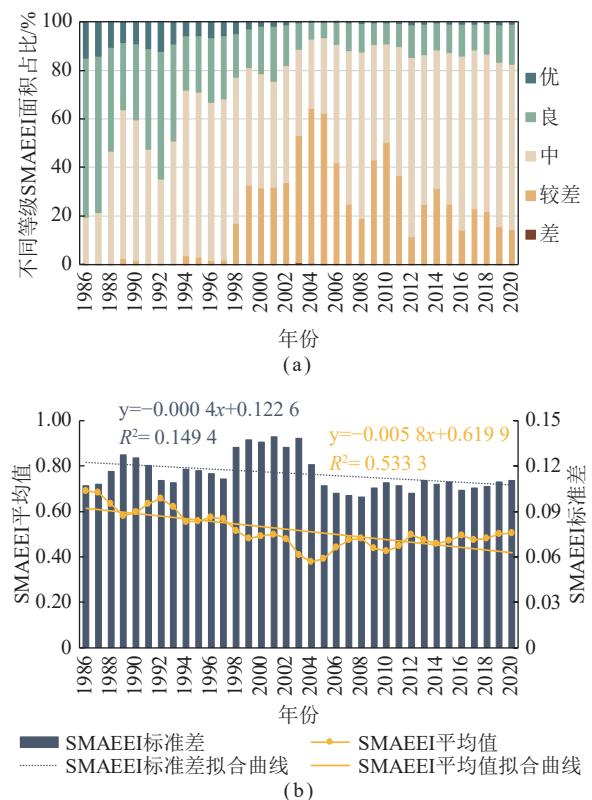


图 5 1986—2020 年研究区 SMAEEI 不同等级面积占比

(a) 及 SMAEEI 均值和标准差的变化趋势 (b)

Fig.5 Proportion of the SMAEEI at different levels (a) and trends in the average and standard deviation of SMAEEI (b) in the study area from 1986 to 2020

0.05)、显著改善($slope > 0$ 、 $0.01 < p \leq 0.05$)和极显著改善($slope > 0$ 、 $p \leq 0.01$)。1986—2020 年 SMAEEI 均值的较差等级主要集中在研究区西侧, 包括锡林河湿地两侧的草地、工矿用地和城镇建设用地; 良等级分布零散, 主要对应湿地和耕地; 优等级集中在锡林河湿地(图 6(a))。露天矿区的建设以及城市新增用地的扩张对土地产生直接压占, 造成植被破坏、地表温度上升, 区域生态环境质量出现极显著、显著退化(图 6(b))。此外, 受到牲畜数量急剧增加和过度放牧的主要影响^[50-51], 锡林河湿地及北侧的草地也出现生态环境质量极显著和显著退化。生态环境质量显著、极显著改善区主要分布在耕地区、城镇内部及周边的林、草地区以及西一矿南北排土场复垦区。

4.2 生态累积效应提取及其时空分异特征

4.2.1 生态累积效应的提取

SMAEEI 与 1986—1990 年月均气温、月均降水的相关性分析结果表明, 其与 8 月降水、3 月气温相关系数最高(0.76 和 -0.78), 与 7 月降水、12 月气温次高(0.76 和 -0.77), 均通过 $p < 0.01$ 显著性检验。鉴于此, 以 SMAEEI 为因变量, 以 7、8 月降水和 3、12 月

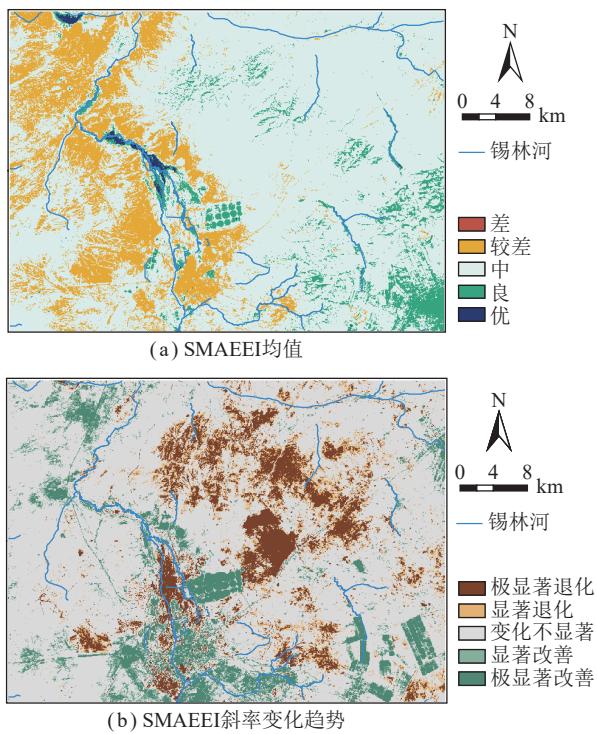


图 6 1986—2020 年 SMAEEI 均值及 SMAEEI 斜率变化趋势空间格局

Fig.6 Spatial patterns of the average SMAEEI and the slope of SMAEEI from 1986 to 2020

气温为自变量,构建基于气候条件的 SMAEEI' 回归模型:SMAEEI' = -0.0001P₇+0.0002P₈-0.0058T₃-0.0007×T₁₂-0.0037, $R^2=0.61$, F 为 951 089.15, 均方误差为 0.01, 方程通过 $p < 0.01$ 显著性检验。1986—1990 年非人为扰动区域实际 SMAEEI 与模拟 SMAEEI' 的各年相关系数分别为 0.57、0.76、0.74、0.74 和 0.60, 平均相关系数为 0.68, 均通过 $p < 0.01$ 显著性检验, 表明 SMAEEI 与 SMAEEI' 在空间分布上具有较高相关性, SMAEEI' 回归模型能较好还原自然因素影响下的生态环境质量。

基于各年气象数据,采用上述模型预测自然因素作用下的逐年 SMAEEI', 进一步通过测算不同情景的 ESV_A 和 ESV_I, 以及分离矿区人类扰动生态累积效应, 获取 1986—2020 年研究区 AESVC、IESVC 和 COESVC。

4.2.2 生态累积效应时空分异特征

(1) 露天矿区的生态累积效应。为揭示研究区生态累积效应的方向、程度和空间异质性,采用自然断裂点法将 COESVC 划分为高度负向、中度负向、低度负向、无明显、低度正向、中度正向和高度正向 7 个累积等级,统计 COESVC 总体、平均情况(表 4)以及 COESVC 各等级占比(图 7),并绘制 COESVC 各等级空间分布情况(图 8)。1986—2020 年研究区 COESVC 共减少 1 186 157.03 万元,出现负向生态累积效应,

表明生态系统服务及功能较基期自然生态系统呈下降趋势。负向、正向 COESVC 分别占研究区总面积的 65.42%、34.55%。负向累积区中,低度负向累积区占比最大(55.07%),主要集中于耕地、湿地两侧草地、露天矿扩帮区及排土场,斑块呈连片分布状态;其次依次为高度、中度负向累积区(5.24% 和 5.11%),前者零散分布于湿地退化区、草地退化区、城镇扩张区、西一矿初始采区,后者连片集中于旧城镇区和露天矿采场。正向累积区中低度、中度和高度等级占比分别为 32.28%、1.46% 和 0.81%,前者主要对应草地和部分耕地,后 2 者集中在湿地。

表 4 1986—2020 年不同研究对象 COESVC 及偏离度统计

Table 4 Statistics of the COESVC and deviation for different research objects

研究对象	COESVC/万元	像元平均 COESVC/(元·个 ⁻¹)	像元数/个	平均偏离度
研究区	-1 186 157.03	-4 827.05	2 457 314	—
露天矿场	-106 708.15	-13 620.64	78 343	1.82
城镇区	-215 549.96	-21 800.47	98 874	3.52
耕地区	-66 549.27	-7 414.46	89 756	0.54
牧业区	-805 038.90	-4 037.76	1 993 776	-0.16

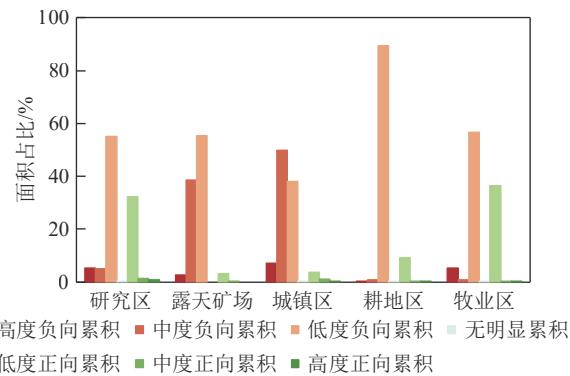


图 7 1986—2020 年不同研究对象 COESVC 各等级占比

Fig.7 Proportion of the COESVC at all levels for different research objects from 1986 to 2020

(2) 主要人类活动的生态累积效应。根据各年土地覆被分类叠加结果提取露天矿场、城镇区和耕地区的范围(图 8),以 2020 年剔除破碎斑块后的草地作为牧业区,引入偏离度^[52]和年均变化率^[53]2 个分析量,探究主要人类活动直接影响区生态累积效应的差异。

1986—2020 年主要人类活动区均出现负向生态累积效应,但差异明显。累积总量上,区域整体 COESVC 为耕地区 > 露天矿场 > 城镇区 > 牧业区(表 4);单位面积累积程度上,像元平均 COESVC 为牧业区 > 耕地区 > 露天矿场 > 城镇区。露天矿场负向累积区占比最大(96.72%),其次依次为城镇区、耕地区和牧业

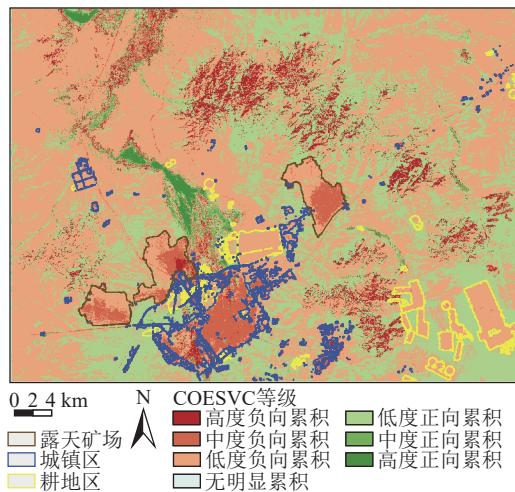


图 8 1986—2020 年 COESVC 各等级的空间分布

Fig.8 Spatial distribution of different COESVC levels from 1986 to 2020

区(95.20%、90.60% 和 62.96%)(图 7)。偏离度测算以研究区像元平均 COESVC(-4 827.05 元/个)为参考(表 4), 牧业区的负偏离度(-0.16)表明其生态系统服务及功能的稳定性优于研究区, 而其余区域均劣于研究区, 尤其是城镇区。图 9 展示了各人类活动区不同累积时长 COESVC 曲线及其斜率的变化情况, 可知相同累积时长下负向累积量为牧业区 > 城镇区 > 露天矿场 > 耕地区。根据 COESVC 曲线进一步测算 35 a 间各人类活动区年均累积变化率, 从大到小依次为露天矿场、牧业区、城镇区、耕地区(1 810.41%、685.63%、204.34%、102.99%), 说明单位时间内露天开采带来的负向累积变化最明显。

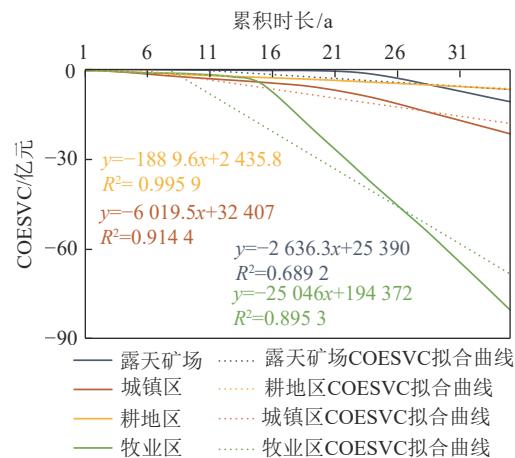


图 9 主要人类活动区不同累积时长的 COESVC 曲线

Fig.9 COESVC curves of different cumulative durations in major anthropic zones

综上, 放牧活动虽在草原区广泛分布, 造成植被破坏和土壤侵蚀, 但其不集中在特定地点且存在强度差异, 因此, 其引起的负向生态累积效应影响范围最

广、总量最大, 但局部影响程度最小。露天开采、城镇建设造成的单位面积负向生态累积效应最明显但影响范围较小, 前者在单位时间内对生态系统服务及功能的负面累积变化最剧烈, 后者负向累积效应的局部影响程度和偏离度最大。其成因在于上述活动通常集中在局部区域, 高强度、高频率的重复扰动导致地表覆盖变化剧烈、土地破坏以及大气污染等生态环境问题严重累积。农业耕种负向生态累积效应变化率较小, 这可能与耕作引起的生态环境逆向变化不如其他活动剧烈有关。

5 讨 论

5.1 SMAEEI 的综合代表性及适用性

采用 Pearson 相关系数分析 SMAEEI 与各指标的平均相关度(表 5), 数值越高说明指数综合代表性越强^[17]。综合指标 SMAEEI 与其余 7 个指标的各年平均相关度均超过 0.71, 2 年平均为 0.74, 分别比单指标平均相关度最高的 FVC 两年均值(0.70)、7 个单指标 2 年平均相关度均值(0.59)高 0.04、0.15。这表明 SMAEEI 与各指标间存在更高的平均相关度, 比其余 7 个单指标更能综合代表各指标的信息。

选取广泛应用于城市环境评估的 RSEI^[17]和综合生态评估指数(Comprehensive Ecological Evaluation Index, CEEI)^[42], 以及针对干旱区生态环境构建的干旱遥感生态指数(Arid Remote Sensing Ecological Index, ARSEI)^[35], 对比上述指数与 SMAEEI 在研究区的测度结果, SMAEEI 在半干旱草原露天矿区生态环境评估的适用性优势如下:

(1) SMAEEI 与地面真实情况更匹配, 局部纹理信息丰富。图 10 展示了 2019 年各指数在整体与局部样区 S1~S3 的差异。整体上, CEEI、SMAEEI 与地表真实影像更相近, RSEI 高估露天矿场和城镇区的生态环境质量, ARSEI 难以体现同种地类的空间异质性。S1 为人工水塘, CEEI 严重低估水域的生态环境质量, SMAEEI 更贴合实际情况, 有效区分水体与周边裸地、城镇建设用地的生态环境质量, 并体现水塘由浅入深的纹理渐变细节。S2 为东二露天矿, RSEI 对露天矿场和周边草地的评估结果有失公允, ARSEI、CEEI、SMAEEI 与客观认知相符, 且 SMAEEI 相较于 ARSEI、CEEI 能更好体现采场和排土场的台阶状纹理信息。S3 为湿地及盐渍化区, RSEI、ARSEI 难以有效捕捉盐渍化信息, CEEI、SMAEEI 体现湿地、耕地和盐渍化区的生态环境质量差异, 且 SMAEEI 的湿地纹理信息更丰富, 考虑湿地对周边生态环境随距离增加的衰减

表 5 2010、2015 年各指标和 SMAEEI 的相关系数矩阵

Table 5 Correlation coefficient matrix between indexes and SMAEEI in 2010 and 2015

年份	项目	BCI	ECDI	FVC	VHI	MSI	SPWI	LST	SMAEEI
2010	BCI	1.00	0.66**	-0.82**	-0.75**	0.77**	-0.59**	0.37**	-0.86**
	ECDI	0.66**	1.00	-0.68**	-0.54**	0.46**	-0.90**	0.65**	-0.82**
	FVC	-0.82**	-0.68**	1.00	0.87**	-0.83**	0.60**	-0.40**	0.94**
	VHI	-0.75**	-0.54**	0.87**	1.00	-0.74**	0.43**	-0.27**	0.81**
	MSI	0.77**	0.46**	-0.83**	-0.74**	1.00	-0.25**	0.03	-0.69**
	SPWI	-0.59**	-0.90**	0.60**	0.43**	-0.25**	1.00	-0.84**	0.81**
	LST	0.37**	0.65**	-0.40**	-0.27**	0.03	-0.84**	1.00	-0.66**
平均相关度		0.66	0.65	0.70	0.60	0.51	0.60	0.43	0.76
2015	BCI	1.00	0.46**	-0.85**	-0.85**	0.91**	-0.35**	0.42**	-0.86**
	ECDI	0.46**	1.00	-0.54**	-0.45**	0.54**	-0.50**	0.51**	-0.57**
	FVC	-0.85**	-0.54**	1.00	0.89**	-0.90**	0.47**	-0.50**	0.94**
	VHI	-0.85**	-0.45**	0.89**	1.00	-0.90**	0.40**	-0.37**	0.90**
	MSI	0.91**	0.54**	-0.90**	-0.90**	1.00	-0.44**	0.54**	-0.88**
	SPWI	-0.35**	-0.50**	0.47**	0.40**	-0.44**	1.00	-0.49**	0.50**
	LST	0.42**	0.51**	-0.50**	-0.37**	0.54**	-0.49**	1.00	-0.63**
平均相关度		0.64	0.50	0.69	0.64	0.70	0.44	0.47	0.71
2年平均相关度		0.65	0.57	0.70	0.62	0.61	0.52	0.45	0.74

注: **为在0.01水平(双侧)上显著相关。

渐变影响,符合地理学第一定律的认知。

(2) SMAEEI 与生态环境质量高低顺序的客观认知更一致。表 6 统计了 2019 年不同土地覆被类型的各指数均值。RSEI 低估草地的生态环境质量,并高估裸地、城镇建设用地、工矿建设用地等不透水面对生态环境的贡献。ARSEI 高估草地的生态环境质量,未能客观反映草地在气候调节、水源涵养等生态服务功能与其余植被类型(如林地、湿地)的差异。CEEI 可区别植被与非植被类型的生态环境质量,但值域两极分化明显,且低估水体的生态环境质量。SMAEEI 值域分布较均衡,各地类生态环境质量由好到差依次为:林地/湿地 > 耕地 > 水体/草地 > 城镇 > 裸地 > 工矿,与前人实调研究^[23,54]和客观认知较一致。

此外, SMAEEI 虽能够较为综合地反映半干旱草原露天矿区大气、水、土、植被等方面生态环境特征,但仍有改进空间,例如是否需要引入更多土壤和大气等方面的指标、如何与其他生态因素进行综合考量在确保指标代表性的同时不增加冗余度,以便能更全面准确地反映矿区生态环境的实际情况。对于东部高潜水位矿区、西部荒漠矿区等非半干旱草原矿区,SMAEEI 的适用性仍需进一步探究。可针对区域的生态环境特点增加或替换适宜的特征指标,或重新选

取权重确定方法等对 SMAEEI 加以改进,以确保不同指标的贡献在非半干旱草原区得到合理反映。

5.2 绝对生态累积量与生态累积相对变化量的应用探讨

为探讨绝对生态累积量与生态累积相对变化量的差异及适用范围,分别绘制其 COESVC 空间分布图及样点 COESVC 积分曲线(图 11)。宏观上,绝对生态累积量与生态累积相对变化量的空间分布情况较为一致,但西一矿、旧城区和部分耕地的生态累积效应等级差异明显。微观上,针对 1986 年前已开采像元 P1,绝对生态累积量以无人类扰动的自然生态系统状态为基期,考虑各项过去人类活动引起的累积影响,与矿区生态累积效应概念吻合,评估结果更合理;生态累积相对变化量以研究初期为基期,忽略已存在的采矿活动影响,低估其负向生态累积效应。对于 1986 年后开采的像元 P2,绝对生态累积量与生态累积相对变化量相似,后者基期值 IESVC 为由常数函数构成的静态值,没有考虑时间序列动态性,而前者 IESVC 曲线更贴合自然生态系统在仅受年际气候影响下的波动状态。生态累积相对变化量适用于研究初期无人类行为且年际气候变化不明显的场景,其结果不能分离出人类活动对区域生态的扰动效应。绝

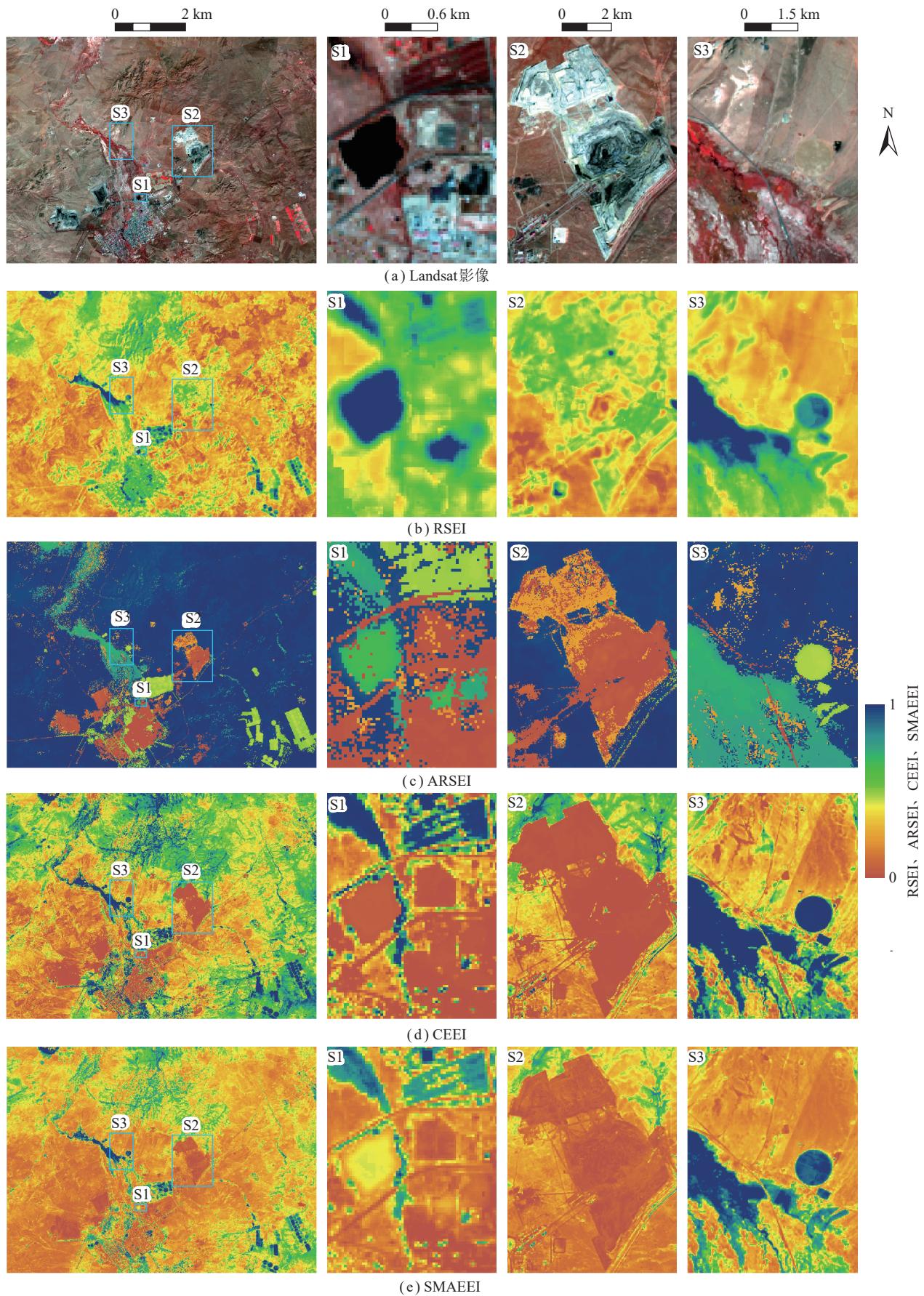


图 10 2019 年各指数整体与局部细节对比

Fig.10 Comparison of different indexes within the entire and local areas in 2019

表 6 2019 年不同土地覆被类型的各指数均值
Table 6 Average of different indexes for all land-cover types in 2019

土地覆被类型	RSEI	ARSEI	CEEI	SMAEEI
裸地	0.38	0.29	0.04	0.26
城镇建设用地	0.43	0.09	0.06	0.28
耕地	0.54	0.49	0.90	0.69
林地	0.52	0.50	0.94	0.73
草地	0.25	0.97	0.35	0.37
工矿建设用地	0.29	0.10	0.02	0.25
水体	0.80	0.70	0.05	0.37
湿地	0.54	0.76	0.95	0.72

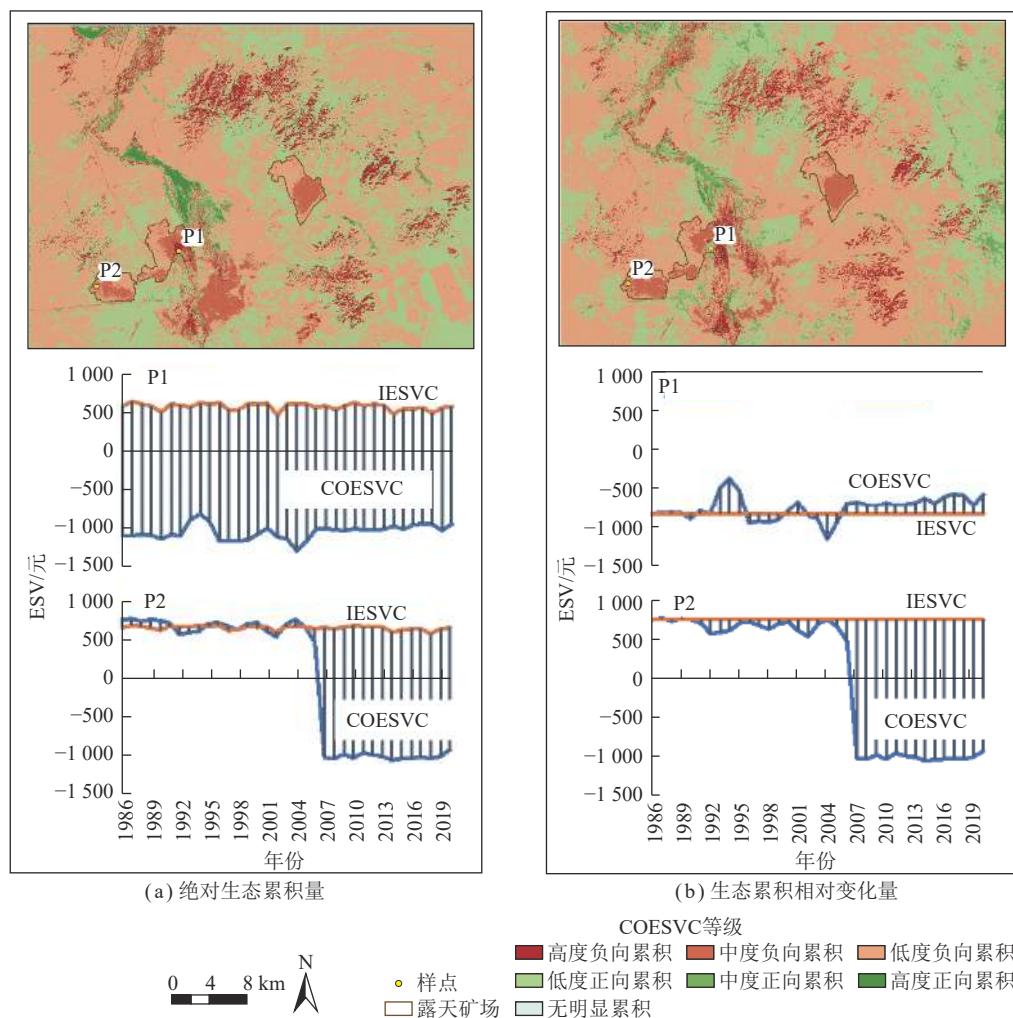


图 11 基于样点的绝对生态累积量、生态累积相对变化量对比

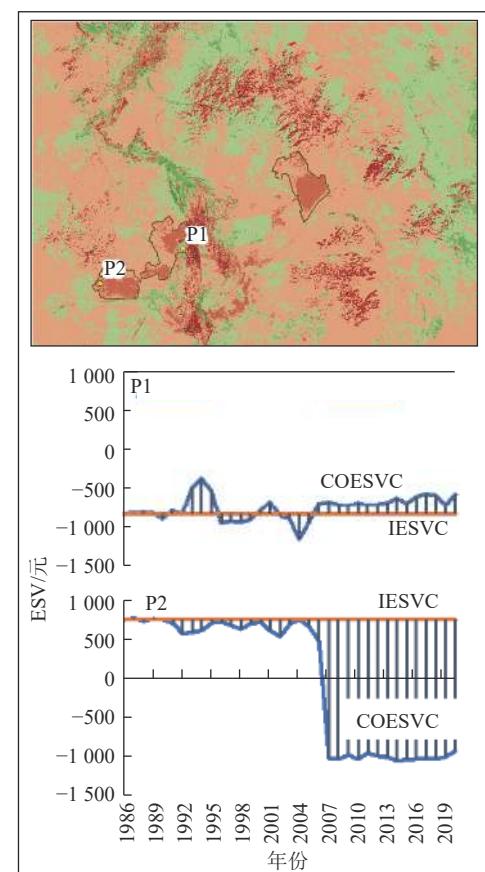
Fig.11 Comparison between absolute ecological cumulant and ecological cumulative relative variation based on sample points

6 结 论

(1) SMAEEI 在半干旱草原露天矿区有适用潜力, 能定量、客观呈现其生态环境质量时空变化。35 a 间研究区生态环境质量呈极显著下降趋势, 且其空间差

对生态累积量适用于合理评估各项过去、现在人类活动对生态系统造成的累积影响, 并能剔除区域年际气候显著变化的干扰。

此外, 本文绝对生态累积量评估模型尚存改善之处: ① 模型仅体现累积影响受体(即生态环境要素)的“响应”情况, 未考虑人类行为影响源的“暴露”过程, 如何量化人类行为和生态环境要素的交互作用是其改进焦点; ② 未考虑气温、降水与区域生态环境的复杂耦合, 仅使用线性回归方程建模, 后续可采用支持向量机、随机森林等机器学习方法进行非线性建模, 提升气候因素模型拟合精度, 减少分离人为扰动时的偏差。



异显著减弱。露天矿场、城镇扩张区、锡林河湿地及北侧草地生态环境质量出现极显著和显著的退化趋势。

(2) 半干旱草原露天矿区生态累积效应定量评估模型能剔除气候因素对生态系统的耦合影响, 分离并

量化人类活动对矿区生态系统的累积效应。35 a 间研究区 COESVC 共减少 1 186 157.03 万元, 出现负向生态累积效应, 生态系统服务及功能下降。负向、正向 COESVC 面积占比分别为 65.42%、34.55%, 高度、中度负向累积区集中在湿地和草地退化区、城镇区、露天矿场。

(3)35 a 间露天开采、城镇建设造成的单位面积负向生态累积效应最明显, 单位时间内露天开采带来的负向累积变化最剧烈, 城镇建设负向累积效应的局部影响程度和偏离度最大, 两者的生态系统服务及功能均不稳定。相较于露天开采、城镇建设和农业耕种, 放牧活动引起的负向生态累积效应影响范围最广、总量最大, 但局部影响程度最小, 生态系统服务及功能更稳定。这些差异源于活动性质、影响范围和强度。为减缓研究区主要人类活动引起的负向生态累积效应, 放牧区应科学划分并合理安排轮牧、休牧等, 避免过渡放牧, 矿山和城镇的规划管理应强调环境评估、环境保护修复和生态再造及可持续发展, 并倡导绿色农耕及实行农业活动精细管理等。同时, 本研究将矿区人类活动引起的生态环境实物量变动(如土地覆被变化、生态环境质量变化等)转化为价值量描述(如 ESV), 通过货币化形式表征生态环境损害, 尝试为测算矿区绿色 GDP 中的环境损害成本提供可行思路。

参考文献(References):

- [1] 李全生, 李琳. 东部草原区露天煤矿减损开采与生态系统修复技术及应用[J]. 煤炭科学技术, 2023, 51(1): 484–492.
LI Quansheng, LI Lin. Technology and application of damage reduction mining and ecosystem restoration of open-pit coal mines in eastern grassland area[J]. Coal Science and Technology, 2023, 51(1): 484–492.
- [2] 冯琰玮, 鄂江红, 马晨阳. 内蒙古生态承载力评价及生态安全格局优化[J]. 地理研究, 2021, 40(4): 1096–1110.
FENG Yanwei, ZHEN Jianghong, MA Chenyang. Evaluation of ecological carrying capacity and optimization of ecological security pattern in Inner Mongolia[J]. Geographical Research, 2021, 40(4): 1096–1110.
- [3] 董霁红, 吉莉, 房阿曼. 典型干旱半干旱草原矿区生态累积效应[J]. 煤炭学报, 2021, 46(6): 1945–1956.
DONG Jihong, JI Li, FANG Aman. Ecological cumulative effect of mining area in typical arid and semi-arid grassland[J]. Journal of China Coal Society, 2021, 46(6): 1945–1956.
- [4] 李全生, 许亚玲, 李军, 等. 采矿对植被变化的影响提取与生态累积效应量化分析[J]. 煤炭学报, 2022, 47(6): 2420–2434.
LI Quansheng, XU Yaling, LI Jun, et al. Extraction of the impact of mining on vegetation changes and quantitative analysis of ecological cumulative effects[J]. Journal of China Coal Society, 2022, 47(6): 2420–2434.
- [5] 徐友宁, 张江华, 柯海玲, 等. 矿业活动区农田土壤重金属累积风险的评判方法——以小秦岭金矿区为例[J]. 地质通报, 2014, 33(8): 1097–1105.
XU Youning, ZHANG Jianghua, KE Hailing, et al. An assessment method for heavy metal cumulative risk on farmland soil in the mining area: A case study of the Xiaoqinling gold mining area[J]. Geological Bulletin of China, 2014, 33(8): 1097–1105.
- [6] 吉莉, 董霁红, 房阿曼, 等. 宝日希勒大型露天矿敏感区划定及重金属累积效应[J]. 生态学杂志, 2021, 40(10): 3325–3338.
JI Li, DONG Jihong, FANG Aman, et al. Delimitation of ecologically sensitive areas and accumulation effect of heavy metals in Baorixile large-sized open-pit mine[J]. Chinese Journal of Ecology, 2021, 40(10): 3325–3338.
- [7] 王双明, 杜华栋, 王生全. 神木北部采煤塌陷区土壤与植被损害过程及机理分析[J]. 煤炭学报, 2017, 42(1): 17–26.
WANG Shuangming, DU Huadong, WANG Shengquan. Analysis of damage process and mechanism for plant community and soil properties at Northern Shenmu subsidence mining area[J]. Journal of China Coal Society, 2017, 42(1): 17–26.
- [8] LI Q S, GUO J T, WANG F, et al. Monitoring the characteristics of ecological cumulative effect due to mining disturbance utilizing remote sensing[J]. Remote Sensing, 2021, 13(24): 5034.
- [9] 连达军, 汪云甲. 基于场论的矿区生态环境采动累积效应研究[J]. 中国矿业, 2011, 20(5): 49–53, 62.
LIAN Dajun, WANG Yunjia. Study on cumulative effective of mining-induced eco-environment with ecological field theory[J]. China Mining Magazine, 2011, 20(5): 49–53, 62.
- [10] 连达军, 汪云甲. 开采沉陷对矿区土地资源的采动效应研究[J]. 矿业研究与开发, 2011, 31(5): 103–108.
LIAN Dajun, WANG Yunjia. Study on the mining effect of mining subsidence on land resource in mining area[J]. Mining Research and Development, 2011, 31(5): 103–108.
- [11] 王行风, 汪云甲, 李永峰. 基于 SD-CA-GIS 的环境累积效应时空分析模型及应用[J]. 环境科学学报, 2013, 33(7): 2078–2086.
WANG Xingfeng, WANG Yunjia, LI Yongfeng. Analysis and assessment model of environmental cumulative effects based on the integration of SD, CA and GIS methods and its application[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2013, 33(7): 2078–2086.
- [12] 赵国玉, 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.
- [13] 王文铭, 闫庆武, 仲晓雅, 等. 基于 RS-GIS 的干旱半干旱煤矿区生态累积效应研究——以鄂尔多斯市为例[J]. 煤炭科学技术, 2022, 50(10): 235–241.
WANG Wenming, YAN Qingwu, ZHONG Xiaoya, et al. Study on ecological cumulative effect of coal mining area in arid and semi-arid region based on RS-GIS: A case study of Ordos City[J]. Coal Science and Technology, 2022, 50(10): 235–241.

- [14] WANG Z Y, LECHNER A M, BAUMGARTL T. Mapping cumulative impacts of mining on sediment retention ecosystem service in an Australian mining region[J]. International Journal of Sustainable Development & World Ecology, 2018, 25(1): 69–80.
- [15] LI J, LIANG J X, WU Y, et al. Quantitative evaluation of ecological cumulative effect in mining area using a pixel-based time series model of ecosystem service value[J]. *Ecological Indicators*, 2021, 120: 106873.
- [16] YANG W F, MU Y, ZHANG W K, et al. Assessment of ecological cumulative effect due to mining disturbance using google earth engine[J]. *Remote Sensing*, 2022, 14(17): 4381.
- [17] 徐涵秋. 区域生态环境变化的遥感评价指数[J]. 中国环境科学, 2013, 33(5): 889–897.
XU Hanqiu. A remote sensing index for assessment of regional ecological changes[J]. China Environmental Science, 2013, 33(5): 889–897.
- [18] 蒋明明, 刘佳, 侯伟, 等. 一种改进的遥感生态指数构建及湿地监测应用[J]. 测绘科学, 2022, 47(7): 85–92.
JIANG Mingming, LIU Jia, HOU Wei, et al. An improved remote sensing-based ecological index and its application in wetland environment monitoring[J]. *Science of Surveying and Mapping*, 2022, 47(7): 85–92.
- [19] 张伟, 杜培军, 郭山川, 等. 改进型遥感生态指数及干旱区生态环境评价[J]. *遥感学报*, 2023, 27(2): 299–317.
ZHANG Wei, DU Peijun, GUO Shanchuan, et al. Enhanced remote sensing ecological index and ecological environment evaluation in arid area[J]. *National Remote Sensing Bulletin*, 2023, 27(2): 299–317.
- [20] KARIMI FIROZJAEI M, FATHOLOLOUMI S, KIAVARZ M, et al. Land Surface Ecological Status Composition Index (LSESCI): A novel remote sensing-based technique for modeling land surface ecological status[J]. *Ecological Indicators*, 2021, 123: 107375.
- [21] 宋美杰, 罗艳云, 段利民. 基于改进遥感生态指数模型的锡林郭勒草原生态环境评价[J]. 干旱区研究, 2019, 36(6): 1521–1527.
SONG Meijie, LUO Yanyun, DUAN Limin. Evaluation of ecological environment in the Xilin gol steppe based on modified remote sensing ecological index model[J]. *Arid Zone Research*, 2019, 36(6): 1521–1527.
- [22] ZHENG Z H, WU Z F, CHEN Y B, et al. Instability of remote sensing based ecological index (RSEI) and its improvement for time series analysis[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 814: 152595.
- [23] 孙灏, 胡佳琪, 蒋金豹, 等. 顾及“岩土差异”和植物多样性的矿区生态环境遥感监测模型[J]. 煤炭学报, 2023, 48(S1): 219–232.
SUN Hao, HU Jiaqi, JIANG Jinbao, et al. Remote sensing monitoring model of ecological environment in mining area considering “geotechnical difference” and plant diversity[J]. *Journal of China Coal Society*, 2023, 48(S1): 219–232.
- [24] ZHU Z, WANG S X, WOODCOCK C E. Improvement and expansion of the Fmask algorithm: cloud, cloud shadow, and snow detection for Landsats 4–7, 8, and Sentinel 2 images[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2015, 159: 269–277.
- [25] 徐新良, 刘纪远, 庄大方. 国家尺度土地利用/覆被变化遥感监测方法[J]. 安徽农业科学, 2012, 40(4): 2365–2369.
XU Xinliang, LIU Jiyuan, ZHUANG Dafang. Remote sensing monitoring methods of land use/cover change in national scale[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2012, 40(4): 2365–2369.
- [26] ZHU Z, WOODCOCK C E. Continuous change detection and classification of land cover using all available Landsat data[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2014, 144: 152–171.
- [27] OLOFSSON P, FOODY G M, HEROLD M, et al. Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2014, 148: 42–57.
- [28] COCHRAN W G. Sampling techniques[M]. 3d ed. New York: Wiley, 1977.
- [29] 张建民, 付晓, 李全生, 等. 大型煤电基地开发生态累积效应及定量分析方法研究[J]. 生态学报, 2022, 42(8): 3066–3081.
ZHANG Jianmin, FU Xiao, LI Quansheng, et al. Ecological cumulative effect and quantitative analysis method of developing large-scale coal and electricity bases[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2022, 42(8): 3066–3081.
- [30] SPALING H, SMIT B. A conceptual model of cumulative environmental effects of agricultural land drainage[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 1995, 53(2): 99–108.
- [31] 张周爱, 杜芳, 黄赳, 等. 露天矿区的生态网络格局评价——以胜利露天矿区为例[J]. 煤炭学报, 2019, 44(12): 3839–3848.
ZHANG Zhouai, DU Fang, HUANG Jiu, et al. Evaluation of ecological network in surface coal mine: A case study of Shengli open pit mining area[J]. *Journal of China Coal Society*, 2019, 44(12): 3839–3848.
- [32] 马梅, 张圣微, 魏宝成. 锡林郭勒草原近30年草地退化的变化特征及其驱动因素分析[J]. 中国草地学报, 2017, 39(4): 86–93.
MA Mei, ZHANG Shengwei, WEI Baocheng. Temporal and spatial pattern of grassland degradation and its determinants for recent 30 years in Xilingol[J]. *Chinese Journal of Grassland*, 2017, 39(4): 86–93.
- [33] 李海东, 沈渭寿, 卞正富. 西部矿产资源开发的生态环境损害与监管[J]. 生态与农村环境学报, 2016, 32(3): 345–350.
LI Haidong, SHEN Weishou, BIAN Zhengfu. Damages to eco-environment caused by mineral resources exploitation in West China and supervisory countermeasures[J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2016, 32(3): 345–350.
- [34] DENG C B, WU C S. BCI: A biophysical composition index for remote sensing of urban environments[J]. *Remote Sensing of Environment*, 2012, 127: 247–259.
- [35] 王杰, 马佳丽, 解斐斐, 等. 干旱地区遥感生态指数的改进——以乌兰布和沙漠为例[J]. 应用生态学报, 2020, 31(11): 3795–3804.
WANG Jie, MA Jiali, XIE Feifei, et al. Improvement of remote sensing ecological index in arid regions: Taking Ulan Buh Desert as an example[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2020, 31(11): 3795–3804.
- [36] WU Z H, YAN Q W, ZHANG S T, et al. Remote sensing monitoring of soil salinization based on SI-brightness feature space and drivers analysis: A case study of surface mining areas in semi-arid steppe[J]. *IEEE Access*, 2021, 9: 110137–110148.
- [37] 石三娥, 魏伟, 杨东, 等. 基于 RSEDI 的石羊河流域绿洲区生态环境

- 境质量时空演变[J]. 生态学杂志, 2018, 37(4): 1152–1163.
- SHI Sane, WEI Wei, YANG Dong, et al. Spatial and temporal evolution of eco-environmental quality in the oasis of Shiyang River Basin based on RSEDI[J]. Chinese Journal of Ecology, 2018, 37(4): 1152–1163.
- [38] JIAO Z J, SUN G Y, ZHANG A Z, et al. Water benefit-based ecological index for urban ecological environment quality assessments[J]. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, 2021, 14: 7557–7569.
- [39] 夏楠. 准东矿区生态环境遥感监测及生态质量评价模型研究[D]. 乌鲁木齐: 新疆大学, 2018.
- XIA Nan. Study on remote sensing monitoring of eco-environment and assessment model of ecological quality in Zhundong mining region[D]. Urumqi: Xinjiang University, 2018.
- [40] 李晶, 闫星光, 闫萧潇, 等. 基于GEE云平台的黄河流域植被覆盖度时空变化特征[J]. 煤炭学报, 2021, 46(5): 1439–1450.
- LI Jing, YAN Xingguang, YAN Xiaoxiao, et al. Temporal and spatial variation characteristic of vegetation coverage in the Yellow River Basin based on GEE cloud platform[J]. Journal of China Coal Society, 2021, 46(5): 1439–1450.
- [41] 胡秀娟, 徐涵秋, 郭燕滨, 等. 水土流失区生态修复后植被健康的遥感判别[J]. 应用生态学报, 2017, 28(1): 250–256.
- HU Xiujuan, XU Hanqiu, GUO Yanbin, et al. Remote sensing detection of vegetation health status after ecological restoration in soil and water loss region[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2017, 28(1): 250–256.
- [42] YANG C, ZHANG C C, LI Q Q, et al. Rapid urbanization and policy variation greatly drive ecological quality evolution in Guangdong-Hong Kong-Macau Greater Bay Area of China: A remote sensing perspective[J]. Ecological Indicators, 2020, 115: 106373.
- [43] 张娟. 绿洲开发对干旱区生态环境的影响评价——以瓜州—敦煌盆地为例[D]. 兰州: 兰州大学, 2016.
- ZHANG Juan. The impact of the oasis development on ecological environment[D]. Lanzhou: Lanzhou University, 2016.
- [44] 谢高地,甄霖,鲁春霞,等. 一个基于专家知识的生态系统服务价值化方法[J]. 自然资源学报, 2008, 23(5): 911–919.
- XIE Gaodi, ZHEN Lin, LU Chunxia, et al. Expert knowledge based valuation method of ecosystem services in China[J]. Journal of Natural Resources, 2008, 23(5): 911–919.
- [45] 卢元清,白中科,胡兴定,等. 基于修正模型的矿—农—城复合区生态服务价值研究:以山西省平朔为例[J]. 中国矿业, 2015, 24(11): 56–64.
- LU Yuanqing, BAI Zhongke, HU Xingding, et al. Ecosystem services value study of mine-agriculture-urban composite area based on fixed model: A case study of Pingshuo Mine area[J]. China Mining Magazine, 2015, 24(11): 56–64.
- [46] 谢高地,肖玉,甄霖,等. 我国粮食生产的生态服务价值研究[J]. 中国生态农业学报, 2005, 13(3): 10–13.
- XIE Gaodi, XIAO Yu, ZHEN Lin, et al. Study on ecosystem services value of food production in China[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2005, 13(3): 10–13.
- [47] 李辉霞,刘国华,傅伯杰. 基于NDVI的三江源地区植被生长对气候变化和人类活动的响应研究[J]. 生态学报, 2011, 31(19): 5495–5504.
- LI Huixia, LIU Guohua, FU Bojie. Response of vegetation to climate change and human activity based on NDVI in the Three-River Headwaters Region[J]. Acta Ecologica Sinica, 2011, 31(19): 5495–5504.
- [48] EVANS J, GEERKEN R. Discrimination between climate and human-induced dryland degradation[J]. Journal of Arid Environments, 2004, 57(4): 535–554.
- [49] 闫萧潇,李晶,杨震. 2000—2016年陈巴尔虎旗植被覆盖度时空变化遥感动态监测[J]. 中国农业大学学报, 2018, 23(6): 121–129.
- YAN Xiaoxiao, LI Jing, YANG Zhen. Dynamic remote sensing monitoring on the temporal-spatial changes of vegetation coverage in Chen Barag Banner from 2000 to 2016[J]. Journal of China Agricultural University, 2018, 23(6): 121–129.
- [50] 姜畔,毕晓丽,黄建辉,等. 内蒙古锡林河流域植被退化的格局及驱动力分析[J]. 植物生态学报, 2010, 34(10): 1132–1141.
- JIANG Ye, BI Xiaoli, HUANG Jianhui, et al. Patterns and drivers of vegetation degradation in Xilin River Basin, Inner Mongolia, China[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2010, 34(10): 1132–1141.
- [51] 李建玮,王立新,王炜,等. 内蒙古高原典型草原区河漫滩湿地植物群落退化表征[J]. 植物生态学报, 2012, 36(1): 10–18.
- LI Jianwei, WANG Lixin, WANG Wei, et al. Characterization of degradation of wetland plant communities on floodplain in typical steppe region of Inner Mongolia Plateau, China[J]. Chinese Journal of Plant Ecology, 2012, 36(1): 10–18.
- [52] 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.
- [53] 李正,王军,白中科,等. 喀斯特地区土地利用变化研究——以贵州省为例[J]. 地域研究与开发, 2011, 30(2): 143–148.
- LI Zheng, WANG Jun, BAI Zhongke, et al. Researches on Karst area land use change: taking Guizhou Province for example[J]. Areal Research and Development, 2011, 30(2): 143–148.
- [54] 刘英,许萍萍,毕银丽,等. 新疆戈壁煤矿露天开采对生态环境扰动定量分析[J]. 煤炭学报, 2023, 48(2): 959–974.
- LIU Ying, XU Pingping, BI Yinli, et al. Quantitative analysis of coal mining disturbance on environment in Xinjiang Gobi Open-pit mining area[J]. Journal of China Coal Society, 2023, 48(2): 959–974.