doi: 10.12097/gbc.2023.08.040

刘社虎, 时亚民, 高光普, 朱伟, 谢涛, 许海龙, 王朝辉, 吕渡. 2025. 基于水土流失模型的榆林市近 30 年煤炭开发过程中土壤水力侵蚀状况及其对生态环境的影响[J]. 地质通报, 44(6): 1048−1061.

Liu Shehu, Shi Yamin, Gao guangpu, Zhu Wei, Xie Tao, Xu Hailong, Wang Zhaohui, Lyu Du. 2025. Soil Water erosion status and its impact on the ecological environment in Yulin during coal exploitation over the recent 30 years based on the RUSLE model[J]. Geological Bulletin of China, 44(6): 1048−1061(in Chinese with English abstract).

# 基于水土流失模型的榆林市近 30 年煤炭开发过程中土壤水力侵蚀状况及其对生态环境的影响

刘社虎[1,2], 时亚民[3], 高光普[1,2], 朱伟[1,2], 谢涛[1,2], 许海龙[3], 王朝辉[4], 吕渡[1,2]

（1. 自然资源陕西省卫星应用技术中心, 陕西 西安 710119; 2. 生态文明与美丽中国评估研究中心, 陕西 西安 710119; 3. 陕西煤业化工集团陕北矿业公司, 陕西 榆林 719000; 4. 西北农林科技大学资源环境学院, 陕西 咸阳 712199）

**摘要:【研究目的】**榆林市是中国重要的煤业化工基地, 也是黄河中上游水土流失最严重的地区之一, 研究榆林市煤炭开发过程中土壤水力侵蚀及其对生态环境的影响, 对于推动区域高质量发展有重要作用。**【研究方法】**采用多源数据和修正通用土壤流失方程（RUSLE）, 估算 1990—2020 年榆林市土壤水力侵蚀量, 分析其时空变化特征及对生态环境的潜在影响。**【研究结果】**结果表明, 榆林市土壤水力侵蚀模数逐渐减弱, 侵蚀强度均向下级转移, 煤炭开发区土壤水蚀模数较低, 且下降速率更快, 煤炭开发带动区域经济发展, 促进退耕还林政策实施和水土保持措施落地, 使得植被覆盖因子 *C* 和水土保持措施因子 *P* 显著下降, 植被覆盖度提升, 生态环境整体趋优。**【结论】**研究揭示, 该区域煤炭开发对水土保持的负面影响较小, 通过合理的生态保护措施可实现资源开发与生态环境的良性互动, 对该市生态环境保护与可持续发展具有重要的现实意义。

**关键词:** 水土流失; 榆林市; 煤炭开发; RUSLE 模型; 时空变化; 生态环境

**创新点:** 结合多源数据与 RUSLE 模型量化分析榆林市 1990—2020 年土壤水力侵蚀的时空变化, 结合煤炭开发周期与退耕还林政策实施期, 系统解析土壤水力侵蚀的时空演变特征, 突破单一政策或产业视角的研究局限。

**中图分类号:** TD164$^{+}$.1; X171.4 **文献标志码:** A **文章编号:** 1671−2552(2025)06−1048−14

# Soil Water erosion status and its impact on the ecological environment in Yulin during coal exploitation over the recent 30 years based on the RUSLE model

LIU Shehu[1,2], SHI Yamin[3], GAO guangpu[1,2], ZHU Wei[1,2], XIE Tao[1,2], XU Hailong[3], WANG Zhaohui[4], LYU Du[1,2]

(1. *Shaanxi Satellite Application Center for Natural Resources, Xi'an* 710119*, Shaanxi, China*; 2. *Center for Ecological Civilization and Wild China Evaluation and Research, Xi'an* 710119*, Shaanxi, China*; 3. *Shaanxi Coal and Chemical Industry Shanbei Mining Company, Yulin* 719000*, Shaanxi, China*; 4. *Northwest A & F University, Xianyang* 712199*, Shaanxi, China*)

**Abstract: [Objectives]** Yulin City, an important coal industry and chemical base in China, is also one of the regions with the most severe soil erosion in the middle and upper reaches of the Yellow River. Studying soil water erosion and its impacts on the ecological environment during coal development in Yulin City is crucial for promoting high−quality regional development. **[Methods]** This study

**收稿日期:** 2023−08−28; **修订日期:** 2024−01−07

**资助项目:** 陕西煤业化工集团陕北矿业公司科研项目《榆林煤炭开发对水土保持的影响研究》、陕西省 2021 年重点研发计划项目《基于遥感大数据的秦岭地区高精度植被类型遥感制图关键技术研究》(编号: 2021SF2-01)

**作者简介:** 刘社虎(1965− ), 男, 高级工程师, 从事煤田地质勘查及遥感应用研究工作。E−mail: liushehu029@163.com

uses multi−source data and the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE) to estimate the amount of soil water erosion in Yulin City from 1990 to 2020, and analyzes its spatio−temporal variation characteristics and potential impacts on the ecological environment. **[Results]** The results show that the soil water erosion modulus in Yulin City has gradually decreased, with the erosion intensity shifting to lower grades. The soil water erosion modulus in coal development areas is lower and has a faster decline rate. Coal development has promoted the implementation of the "returning farmland to forest" policy and soil and water conservation measures by driving regional economic development, leading to significant reductions in the vegetation coverage factor (C) and soil and water conservation measure factor (P), an increase in vegetation coverage, and an overall improvement in the ecological environment. **[Conclusions]** The study reveals that coal development in this region has minimal negative impacts on soil and water conservation. Through reasonable ecological protection measures, a benign interaction between resource development and the ecological environment can be achieved, which is of important practical significance for ecological environmental protection and sustainable development in the city.

**Key words:** soil water erosion; Yulin City; coal development; RUSLE model; spatiotemporal variation; ecological environment

**Highlights:** This study integrates multi-source data and the RUSLE model to quantitatively analyze the spatiotemporal variations in soil water erosion in Yulin City from 1990 to 2020. By combining the coal development cycle with the implementation period of the "grain for green" policy, it systematically interprets the spatiotemporal evolution characteristics of soil water erosion, breaking through the research limitations of a single-policy or single-industry perspective.

**About the first author:** LIU Shehu, born in 1965, male, senior engineer, engaged in coalfield geological exploration and remote sensing application research. E−mail: liushehu029@163.com

**Fund support:** Supported by Scientific Research Project of Shaanbei Mining Company, Shaanxi Coal Chemical Group"Study on the Impact of Yulin Coal Development on Soil and Water Conservation" and Shaanxi Province 2021 Key R&D Program Project "Key Technology Research on High-Precision Remote Sensing Mapping of Vegetation Types in the Qinling Region Based on Remote Sensing Big Data" (No. 2021SF2-01)

水土流失是黄河流域重要的生态环境问题，是榆林生态环境退化面临的核心挑战之一，长期制约区域经济社会可持续发展(刘国彬等, 2017)。抓好黄河上中游的水土流失治理，确保黄河流域生态保护和高质量是重要的国家战略。榆林市地处黄土高原与毛乌素沙地过渡带，每年因水土流失输入黄河的泥沙高达上亿吨(胡振琪等, 2022)，水土流失不仅导致土壤退化、肥力流失，还通过泥沙入河加剧水体污染、威胁黄河中下游生态安全。同时，榆林市也是中国重要的能源化工基地，煤炭预测储量 $2800\times10^8$ t，探明资源储量 $1490\times10^8$ t，占全省的 86.2%，1990—2020 年，榆林市煤炭开发及其相关产业发展迅猛，煤炭开采量从 90 年代的 $400\times10^4$ t 增长至 2020 年的 $5.17\times10^8$ t，采矿业产值占 GDP 的比重从 10% 增加到 50%，成为支撑区域经济的核心产业。然而，该区生态环境高度脆弱，年均输入黄河泥沙超 $1\times10^8$ t，占黄河中游输沙量的 15%，生态环境与煤炭开发的矛盾长期制约区域可持续发展，随着 1999 年退耕还林政策的大力实施，该区水土流失综合治理成效显著，生态环境持续优化改善(王泽宇等, 2021)，但煤炭开发与生态环境的相互作用机制尚不明确，量化榆林地区的水土流失量，探究煤炭开发过程中土壤水力侵蚀及其对生态环境的影响，对榆林市高质量发展具有重要的现实意义。

土壤水力侵蚀模数是量化水土流失情况的主要手段，计算方法主要有 2 种，一是传统的实地测量、现场采样，优点是数据精确，但野外工作繁重，研究周期长，研究区域容易受限，资源消耗严重，时效性差(魏健美等, 2021)。二是模型拟合，常用的模型包括通用土壤流失式方程 USLE(Wischmeier, 1971)、修正的通用土壤流失式方程 RUSLE(张恩伟等, 2020)、中国土壤流失式方程 CSLE(邹亚东等, 2021)、水土流失预测模型 WEPP(Flanagan et al.,1995)、非点源流域环境响应模型 ANSWER (Beasley D B et al.,1980)、LISEM(De Roo A P J, 1996)等。其中，RUSLE 模型被广泛应用于全球土壤侵蚀研究(张翀等, 2011; 李天宏等, 2012; 陶鸿斌等, 2018; 陈峰等, 2021)。该模型涉及多种因子的计算，其中包括降水量、坡长、坡度、植被覆盖、土壤质地、水土保持措施等，修正后模型的计算结果在黄土高原地区相对更准确(张翀等, 2011)。

近年来，国内学者针对榆林地区的土壤水蚀量

估算有较多研究，其中不乏基于 RUSLE 模型开展的相关工作（李柏延等，2015；徐云环等，2020；王泽宇等，2021），然而多数研究都集中在退耕还林前后，对于土壤水蚀的时空变化与该区煤炭开发实际结合研究较少。探讨煤炭开发与土壤水蚀的关系及其与退耕还林政策间耦合关系的研究还不足。基于此，本次研究采用 RUSLE 模型计算分析榆林地区土壤水蚀各因子的时空分布特征，量化分析该区 1990—2020 年长时间序列的土壤水蚀及其变化特征，分别探讨煤炭开发区内外的水蚀动态变化，并结合退耕还林政策，深入分析探讨煤炭开发对土壤侵蚀及生态环境的双重影响，为土壤水蚀防治、区域内水土保持和榆林市煤炭开发提供决策依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概述

榆林市（北纬 36°57′~39°35′、东经 107°15′~111°14′）位于陕西省最北部，地处黄河中游，境内有大小 53 条河流汇入黄河，内陆水系主要有八里河和注入红碱淖的河流，湖泊有 264 余个海子分布于沙区。全市面积约 $4.29\times10^4$ km$^2$，人口 375 万，行政管辖 11 个市县，是陕西省日照时间最长、气温最低的地区，年均降水量 316.4~513.3 mm，受季风活动影响，降水不均不稳。全市土壤侵蚀强烈，有风沙土、黄绵土、新积土、红粘土、紫色土、石质土等多种类型土壤，植被地带从草原化森林草原向干草原、荒漠草原过渡，是典型的农牧交错带向农牧工矿交错带过渡地区，生态环境脆弱，野生生物种相对贫乏，土地垦殖率高，但农业生产落后，牲畜超载。榆林市资源优势突出，全市已发现八大类 48 种矿产，特别是煤炭、石油、天然气、岩盐开发潜力巨大（徐云环等，2020）。其中主要的煤炭开发区有 5 个，包括神府开发区、清水锦界开发区、金鸡滩麻黄梁开发区、榆横北开发区和榆横南开发区（图 1），集中在榆阳区、横山区、府谷县、神木市。

### 1.2 研究数据

本次研究利用数据来源如下（表 1）：降雨数据采用国家地球系统科学数据中心公布的《中国 1 km 分辨率逐月降水量数据集》，使用榆林市内及周边站点数据进行验证；土壤数据采用联合国粮农组织发布的世界土壤数据库（HWSD）；遥感影像、DEM 数据来源于自然资源陕西省卫星应用技术中心，用于计算坡长坡度因子，比对土地利用数据；NDVI 数据采用国家地球系统科学数据中心发布的 NOAA CDR AVHRR NDVI 数据集；土地利用数据采用国家基础地理信息中心发布的 GlobeLand30 数据集；其他统计数据来源于榆林市人民政府、榆林市自然资源局、榆林市统计局官网。

### 1.3 研究方法

本次研究选取 1990 年、2000 年、2010 年和 2020 年 4 个时间节点来研究榆林地区的土壤水蚀情况，时间上包含榆林矿业的发展、壮大、改革、转型时期，并包含 1999 年后的退耕还林政策实施期，结

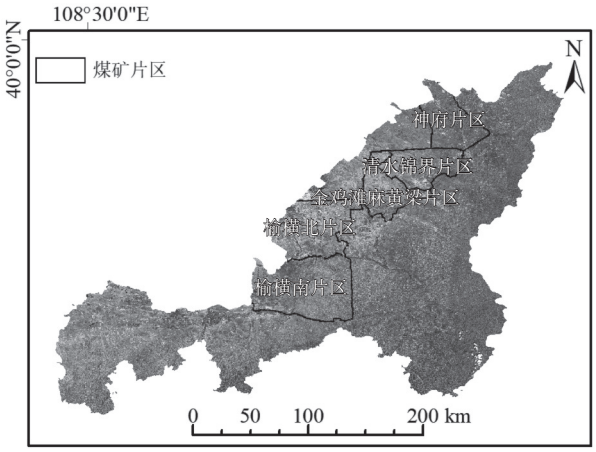


图 1 榆林地区主要煤炭开发区

Fig. 1 Main coal development zone of Yulin City

**表 1 水土流失模型（RUSLE）各因子主要数据来源**

**Table 1 Main data sources of RUSLE factors**

| 土壤水蚀因子 | 数据集 | 发布单位 | 分辨率 |
|---|---|---|---|
| 降雨侵蚀力因子*R* | 中国1km分辨率逐月降水量数据集 | 国家地球系统科学数据中心 | 1 km |
| 土壤可蚀性因子*K* | 世界土壤数据库(HWSD) | 联合国粮食及农业组织 | 1 km |
| 坡长坡度因子*LS* | 陕西30 m数字高程模型(DEM) | 自然资源陕西省卫星应用技术中心 | 30 m |
| 植被覆盖管理因子*C* | NOAA CDR AVHRR NDVI 数据集 | 国家地球系统科学数据中心 | 5 km |
| 水土保持措施因子*P* | GlobeLand30数据集 | 国家基础地理信息中心 | 30 m |

合政策实施, 从较长时间跨度上探讨榆林地区煤炭开发与土壤水蚀的关系。采用修正的通用土壤流失方程估算土壤水力侵蚀模数, 公式如下:

$$A = R * K * L * S * C * P \tag{1}$$

式中: $A$ 表示土壤水蚀模数〔t/(hm$^2$·a)〕; $R$ 表示降雨侵蚀因子〔(MJ·mm)/(hm$^2$·h·a)〕; $K$ 表示土壤可蚀性因子〔(t·hm$^2$·h)/(hm$^2$·MJ·mm)〕; $L$ 为坡长因子, $S$ 为坡度因子, 无量纲; $C$ 为植被覆盖管理因子, 无量纲; $P$ 为水土保持措施因子, 根据土地利用类型计算, 无量纲。

(1)降雨侵蚀力因子 $R$

采用《生产建设项目土壤流失量测算导则》(SL773—2018)提出的降雨侵蚀力计算方法, 数据利用 Peng et al.(2019)等收集整理的月度降水量数据, 与府谷、神木、佳县、子长等站点降水量数据计算对比, 两者数值基本一致, 将计算得到的降雨侵蚀力结果与陕北黄土高原降雨侵蚀力基准值进行对比, 数值较接近。计算公式如下:

$$R = 0.067 * P_d^{1.627} \tag{2}$$

式中: $R$ 为降雨侵蚀力因子, 单位为 (MJ·mm)/(hm$^2$·h·a); $P_d$ 为年降雨量, 单位为 mm。

(2)土壤可蚀性因子 $K$

采用 EPIC 模型估算土壤可蚀性因子 $K$(Williams et al.,1983)。国内学者对 EPIC 模型在黄土高原进行了验证(张科利等, 2001), 发现在榆林地区 EPIC 模型能反映土壤性质对侵蚀的影响作用。此公式根据土壤的沙粒含量、粉砂含量、粘粒含量、有机碳含量计算土壤可蚀性因子, 数据采用联合国粮农组织发布的世界土壤数据库(Nachtergaele et al., 2012)。计算公式如下:

$$K = (-0.01383 + 0.51575 K_{EPIC}) * 0.1317 \tag{3}$$

$$K_{EPIC} = (0.2 + 0.3\exp(-0.0256 SAN(1 - \mathrm{SIL}/100))) * \left(\frac{SIL}{CAL + SIL}\right)^{0.3} * \left(1 - \frac{0.25C}{C + \exp(3.72 - 2.59C)}\right) * \left(1 - \frac{0.75 SN_1}{SN_1 + \exp(22.9 SN_1 - 5.51)}\right) \tag{4}$$

式中: $SAN$ 为砂粒含量 (%); $SIL$ 为粉砂含量 (%); $CAL$ 为粘粒含量 (%); $C$ 为有机碳含量 (%); $SN_1$ 表示 $1\text{-}SAN/100$。

(3)地形因子 $LS$

坡长因子($L$)和坡度因子 ($S$)(Liu, 1994)使用 ArcGIS10.8 软件中的填洼、计算流向、水流路径等工具进行计算, 估算每个位置的水平投影坡长(李智广等, 2012), 利用国内学者总结黄土高原天水、绥德和安塞 3 个水保站的长期天然降雨径流泥沙的观测资料, 修正 RUSLE 模型中的地形因子(Liu et al., 2000), 后续验证了该修正算法计算的 $L$、$S$ 值的适用性(汪邦稳等, 2007), 并与符素华等(2015)的 Launch LS 地形因子计算软件比对准确性。坡长和坡度因子的计算公式如下所示:

$$L = \left(\frac{\lambda}{22.13}\right)^n, n = \begin{cases} 0.2, & \theta < 0.57 \\ 0.3, & 0.57 \leqslant \theta < 1.72 \\ 0.4, & 1.72 \leqslant \theta < 2.86 \\ 0.5, & \theta \geqslant 2.86 \end{cases} \tag{5}$$

$$\lambda = l * \cos\alpha \tag{6}$$

式中: $L$ 表示坡长因子, 无量纲; $\lambda$ 为水平投影坡长; $n$ 为可变的坡度指数; $\theta$ 表示坡度值。坡度因子采用公式(7)计算坡度因子 $S$:

$$S = \begin{cases} 10.80 * \sin\theta + 0.03, & \theta \leqslant 5 \\ 16.80 * \sin\theta - 0.50, & 5 < \theta \leqslant 10 \\ 21.91 * \sin\theta - 0.96, & \theta > 10 \end{cases} \tag{7}$$

式中: $S$ 表示坡度因子, 无量纲; $\theta$ 表示坡度值。最终的地形因子 $LS$ 通过 $L$ 与 $S$ 相乘得到。

(4)覆盖与管理因子 $C$

本文应用 $C$ 值模型(蔡崇法等, 2000)。该模型构建了植被盖度 FVC(Fractional Vegetation Coverage)与 $C$ 值的线性关系, NDVI 数据来自 NOAA CDR AVHRR NDVI 数据集, 通过最大值合成得到年最大归一化植被指数数据, 通过公式(8)计算 $FVC$ 值, 最后通过公式(9)计算 $C$ 值, 具体如下:

$$FVC = \frac{NDVI - NDVI_{\min}}{NDVI_{\max} - NDVI_{\min}} \tag{8}$$

$$C = \begin{cases} 1 & FVC \leqslant 0.095 \\ 0.6508 - 0.3436 \lg FVC & 0.095 < FVC < 0.783 \\ 0 & FVC \geqslant 0.783 \end{cases} \tag{9}$$

(5)水土保持措施因子 $P$

水土保持措施因子 $P$ 指在同等条件下, 坡耕地在人为增加水土保持措施后, 通过侵蚀量与无水保措施时侵蚀量的比值, 反映土壤水蚀的弱化效果。本文参照中国农田水土保持措施 $P$ 值表(王万忠等, 1996), 结合前人研究(覃杰香等, 2011; 曹巍等, 2018; 陈浩等, 2019; 郭思琪等, 2019; 周璐红等,

2022)，利用 GLC30 数据进行赋值，该数据的总体精度为 80.30%，中国范围内的总体精度达 82.39%(Chen et al., 2015; Yang et al., 2017)，在研究区布设 1500 个检验样本，验证精度与 Chen et al.(2015)的研究结果基本一致。其中林地、草地、裸地和未开发土地赋 *P* 值为 1；水域、建设用地赋值为 0；旱地水田依坡度进行分级赋值。具体的赋值情况见表 2。

所有因子计算完成后均重采样为 30 m 的栅格数据，进行 RUSLE 模型土壤水蚀模数计算。

(6)土壤水蚀强度分级

根据水利部颁布实施的《土壤侵蚀分类分级标准》(中华人民共和国水利部, 2007)，以土壤水蚀模数为基础，将西北黄土高原地区土壤水蚀强度划分为 6 个等级，分别为微度侵蚀、轻度侵蚀、中度侵蚀、强度侵蚀、极强度侵蚀和剧烈侵蚀(表 3)。

## 2 分析结果

### 2.1 土壤水力侵蚀主要因子

研究区降雨侵蚀力在空间上呈现东南高、西北低的态势(图 2)，煤炭开发区降雨侵蚀力水平相对较低。降雨侵蚀力最大和最小值分别出现在 1990 年和 2000 年，分别为 1521.50 (MJ·mm)/(hm$^2$·h·a) 和 1165.16 (MJ·mm)/(hm$^2$·h·a)(表 4)，降雨侵蚀力随时间先减少后增加。

榆林地区地形地貌主要包含风沙草滩区、黄土丘陵沟壑区、梁状低山丘陵区三大类，属于容易发生水土流失的地区(王大浩等, 2022)。由土壤可蚀性因子可知(图 3-a)，*K* 值范围为 0~0.0889 (t·hm$^2$·h)/(hm$^2$·MJ·mm)，平均值为 0.064 (t·hm$^2$·h)/(hm$^2$·MJ·mm)(表 4)，*K* 值总体较大，主要是由于榆林地区土壤环境中粘粒土和有机质土含量较低且沙粒含量较高。

榆林北部是毛乌素沙漠南缘的风沙草滩区，约占榆林市面积的 37%，*LS* 因子值较低。东南部是黄土高原沟壑区和梁状低山丘陵区，约占榆林市面积的 63%，*LS* 因子值较高，地形上容易发生土壤水蚀。总体来看，*LS* 值呈现出西北低、东南高的空间分布格局(图 3-b)，最大值为 81.11(表 4)。

研究时段内，榆林地区植被覆盖因子值总体呈下降趋势，*C* 因子 1990 年、2000 年、2010 年和 2020 年的值分别为 0.232、0.223、0.225、0.1480(表 4)。2020 年比 1990 年 *C* 因子的值减少了 36%，反映其地表覆被逐渐增加，抗土壤水蚀能力提高。空间上，南部地区植被覆盖优于北部(图 4)。

水土保持措施因子根据土地利用类型赋值，由于 1990 年 30 m 分辨率的土地利用类型数据缺失，采用 2000 年的土地利用类型数据进行替代，对比 1990 年 Landsat 5 遥感影像，对于 *P* 值有较大影响的耕地、水面、建设用地变化较小。榆林地区 *P* 因子 2000 年、2010 年和 2020 年的值分别为 0.738、0.735 和 0.709(表 4)，随时间逐渐减小。2020 年比 2000 年 *P* 因子的值减少了 4%，反映榆林城镇面积逐渐增加，农地尤其是坡耕地的面积逐渐减小。研究区由于农业规模相对较小，除水域和建设用地和耕地外，多数地区 *P* 因子为 1；高 *P* 值区域主要分布在北部(图 5)。

### 2.2 土壤水力侵蚀空间分布和时间变化

根据 RULSE 模型中 6 个因子的计算结果，利用公式(1)计算获得 1990 年、2000 年、2010 年和 2020 年研究区土壤水蚀模数的空间分布(图 6)。在研究时间节点上，研究区平均水蚀模数分别为 128.10 t/(hm$^2$·a)、100.84 t/(hm$^2$·a)、111.67 t/(hm$^2$·a) 和 85.57 t/(hm$^2$·a)，土壤水蚀量分别为 6.42×10$^8$ t/a、5.50×10$^8$ t/a、5.55×10$^8$ t/a 和 4.29×10$^8$ t/a，土壤水蚀模数随时间逐渐减少(表 5、表 6)，土壤水蚀量同步降低，但整体的数量级未发生改变，土壤水蚀仍是榆林地区水土保持的核心矛盾。从土壤水蚀空间分布(图 6)可以看出，整个研究区土壤水蚀呈现面状和带状连续分布，土壤水蚀发生的区域与降雨侵蚀力的区域在空间中高度重合，表明降雨量与实际的土壤水蚀具有较强的相关性。

**表 2 榆林地区农田水保措施因子 *P* 值**

**Table 2 P factor value of farmland in Yulin City**

| 坡度/° | ≤5 | 5~10 | 10~15 | 15~20 | 20~25 | >25 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *P* | 0.11 | 0.22 | 0.31 | 0.58 | 0.74 | 0.80 |

**表 3 土壤水蚀强度分级**

**Table 3 Classification of soil erosion intensity**

| 分级 | 级别 | 侵蚀模数/(t·hm$^{-2}$·a$^{-1}$) |
|---|---|---|
| 1 | 微度侵蚀 | <10 |
| 2 | 轻度侵蚀 | 10~25 |
| 3 | 中度侵蚀 | 25~50 |
| 4 | 强度侵蚀 | 50~80 |
| 5 | 极强度侵蚀 | 80~150 |
| 6 | 剧烈侵蚀 | >150 |

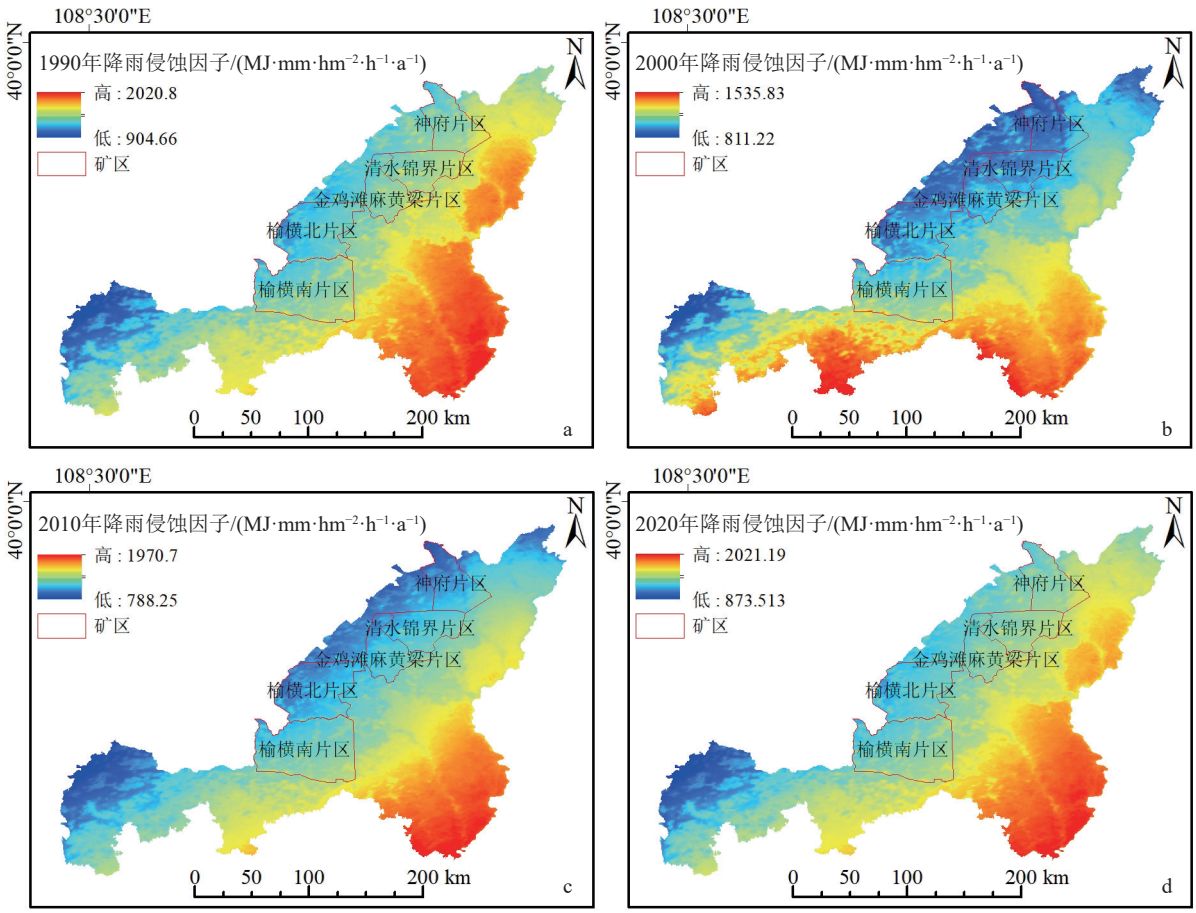


图 2　降雨侵蚀力因子

Fig. 2　Rainfall Erosivity Factor

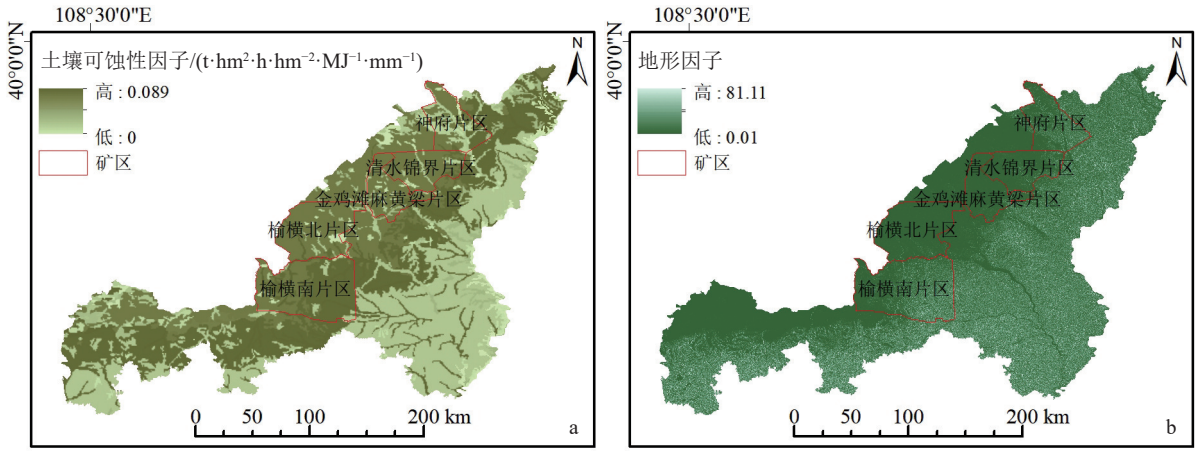


图 3　土壤可蚀性因子(a)和地形因子(b)

Fig. 3　Soil erodibility factors (a) and topographic factors (b)

根据土壤水蚀强度分类标准划分对应土壤水蚀等级(图 7),榆林地区土壤水蚀强度呈“人”字形分布,整体上随时间逐渐减弱,1990 年、2000 年、2010 年和 2020 年研究区微度及轻度侵蚀面积均随时间逐渐增加;中度侵蚀面积随时间变化不大;强度、极强度、剧烈侵蚀面积整体随时间逐渐降低,特别是剧烈侵蚀,2020 年比 1990 年降低了 32%。强度、极强度和剧烈侵蚀区域均沿带状分布,主要集中

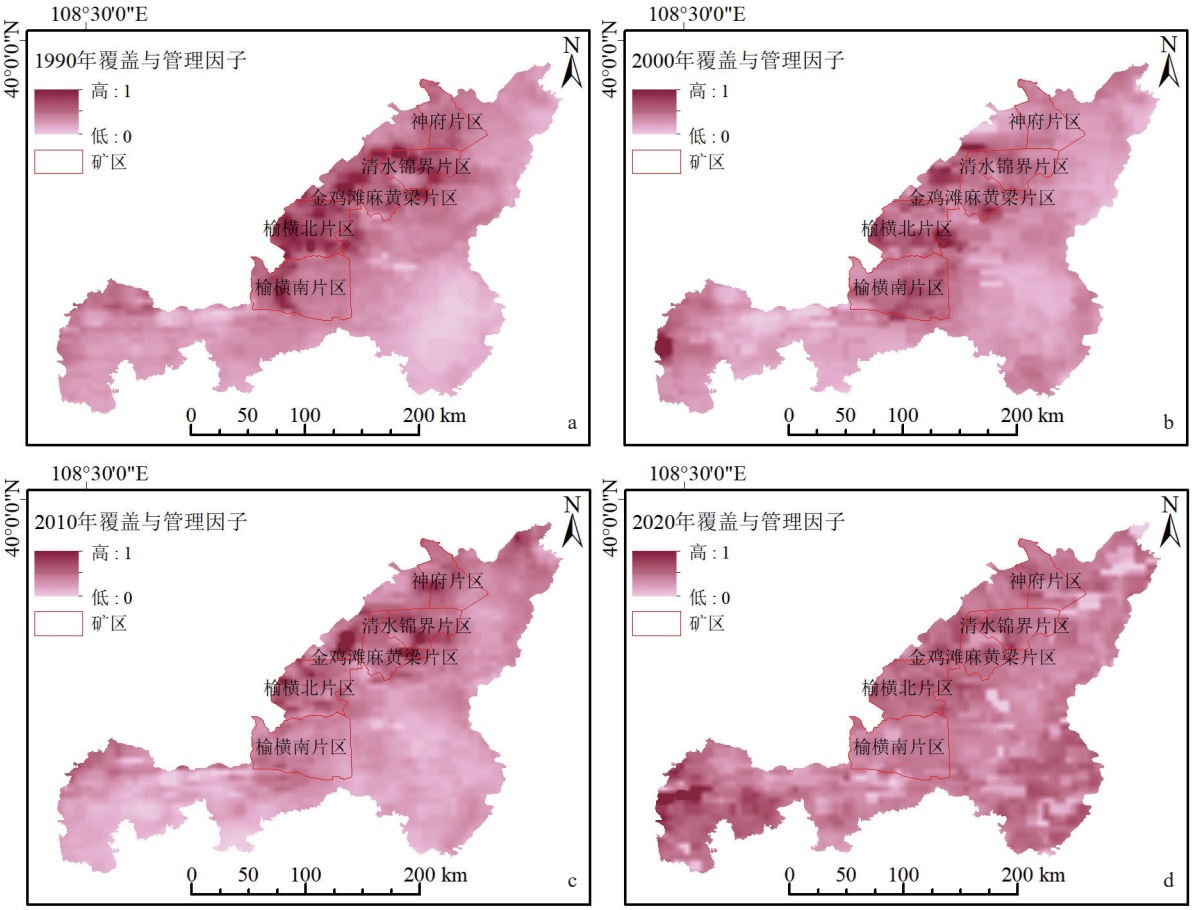


图 4 覆盖与管理因子

Fig. 4 Coverage and management factors

在榆林中南部的黄土沟壑区，局部地域土壤水蚀危险性较大。

### 2.3 煤炭开发区土壤水力侵蚀情况

1990—2020 年，神府开发区、清水锦界开发区、金鸡滩麻黄梁开发区、榆横北开发区和榆横南开发区的土壤水蚀模数均随时间逐渐减少，2020 年与 1990 年相比，各个煤炭开发区分别减少了 51%、61%、52%、57%、48%(表 5、表 6)，煤炭开发区内的土壤水蚀模数降幅大于开发区外的 29%，也大于榆林地区整体土壤水蚀模数的 33%。不同区域的侵蚀模数随时间的变化规律显示，榆横北开发区在研究时段内的土壤水蚀模数是所有煤炭开发区中最小的。榆横南开发区由于地处黄土沟壑丘陵区，地形破碎，水土流失严重，年平均侵蚀模数为 137.72 t/(hm$^2$·a)，高于其他煤炭开发区和榆林市整体土壤水蚀模数，其逐年下降的趋势也表明该区水土流失情况在逐步改善。

煤炭开发区位于榆林北部和中部的部分地区，该地区的降水相对较少，地势平缓，计算得到 $R$，$LS$ 因子值相对较低。叠加榆林市土壤水蚀模数、降雨侵蚀力、地形因子进行分析，三者空间分布关联性强，这与前人的研究结果一致(李柏延等，2015；朱启明等，2023)。由此导致地表径流较弱，潜在土壤水蚀力相对较弱。同时，随着退耕还林、“三北”防护林建设等黄土高原生态建设的实施，榆林市的植被覆盖逐渐恢复，$C$ 因子呈下降趋势。植被恢复对于土壤水蚀具有积极的影响，能够减缓雨水的冲刷和土壤的流失。此外，随着耕地保护政策的推行，为进一步完成耕地保护目标，煤炭开发区内建设了大量高标准农田，将部分荒地、沙地开垦为耕地，同时坡度较小，依据农田水土保持措施 $P$ 值表赋值后，煤炭开发区整体 $P$ 值减小，同时经济发展带动城镇化建设，城区规模扩大，建设用地增加，进一步减少了 $P$ 值，这些因素都导致了土壤水蚀模数的降低。

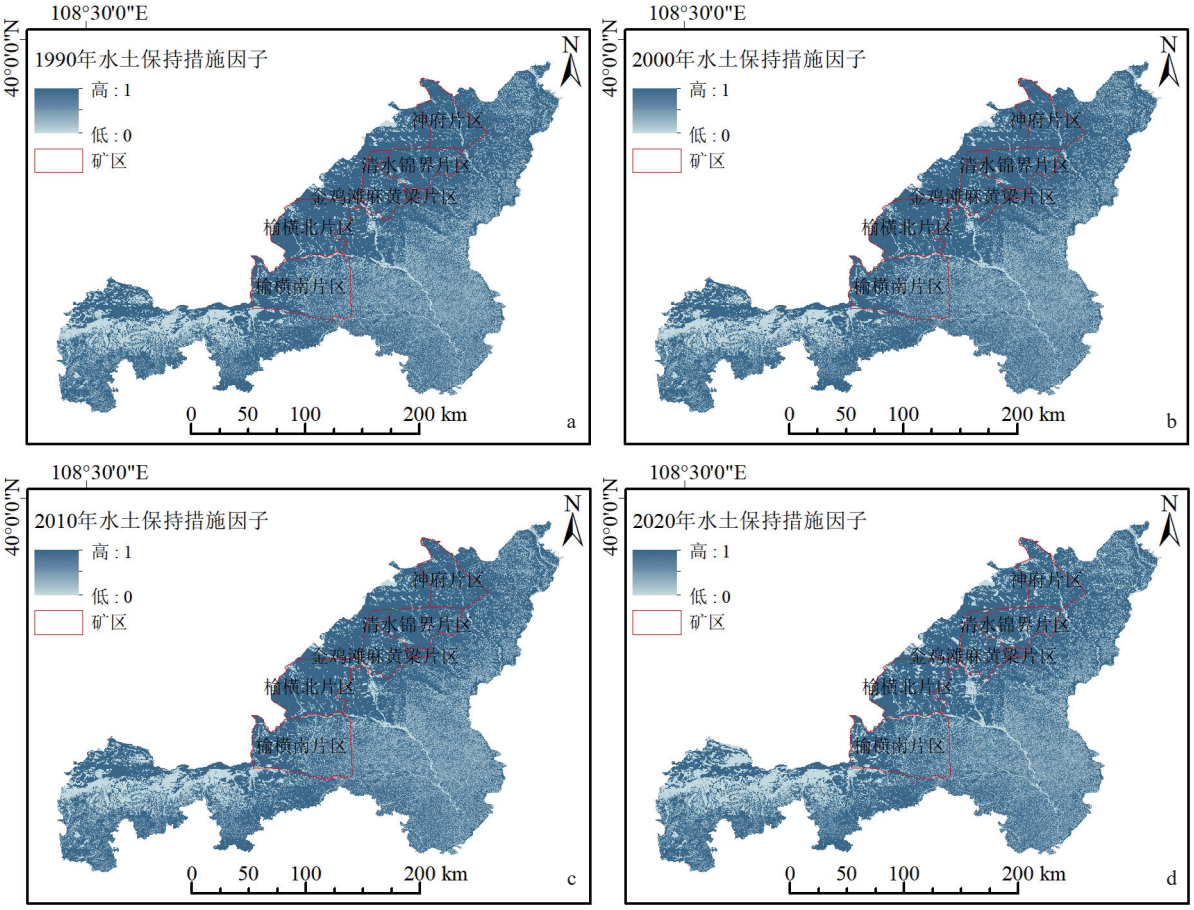


图 5　水土保持措施因子

Fig. 5　Factor of soil and water conservation measures

**表 4　榆林地区土壤水蚀各因子特征值**

**Table 4　Characteristic values of soil erosion factors in Yulin**

| 因子 | 单位 | 特征值 | 1990年 | 2000年 | 2010年 | 2020年 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| *R* | (MJ.mm)/(hm$^2$.h.a) | 最大值 | 2020.80 | 1535.83 | 1970.7 | 2021.19 |
| | | 最小值 | 904.66 | 811.22 | 788.25 | 873.51 |
| | | 平均值 | 1521.50 | 1165.16 | 1336.40 | 1491.90 |
| *K* | (t.hm$^2$)/(h.hm$^2$.MJ.mm) | 最大值 | - | - | - | 0.089 |
| | | 最小值 | - | - | - | 0 |
| | | 平均值 | - | - | - | 0.064 |
| *LS* | 无量纲 | 最大值 | - | - | - | 81.11 |
| | | 最小值 | - | - | - | 0.01 |
| | | 平均值 | - | - | - | 8.27 |
| *C* | 无量纲 | 最大值 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | | 最小值 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | 平均值 | 0.232 | 0.223 | 0.225 | 0.148 |
| *P* | 无量纲 | 最大值 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| | | 最小值 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | | 平均值 | 0.738 | 0.738 | 0.735 | 0.709 |

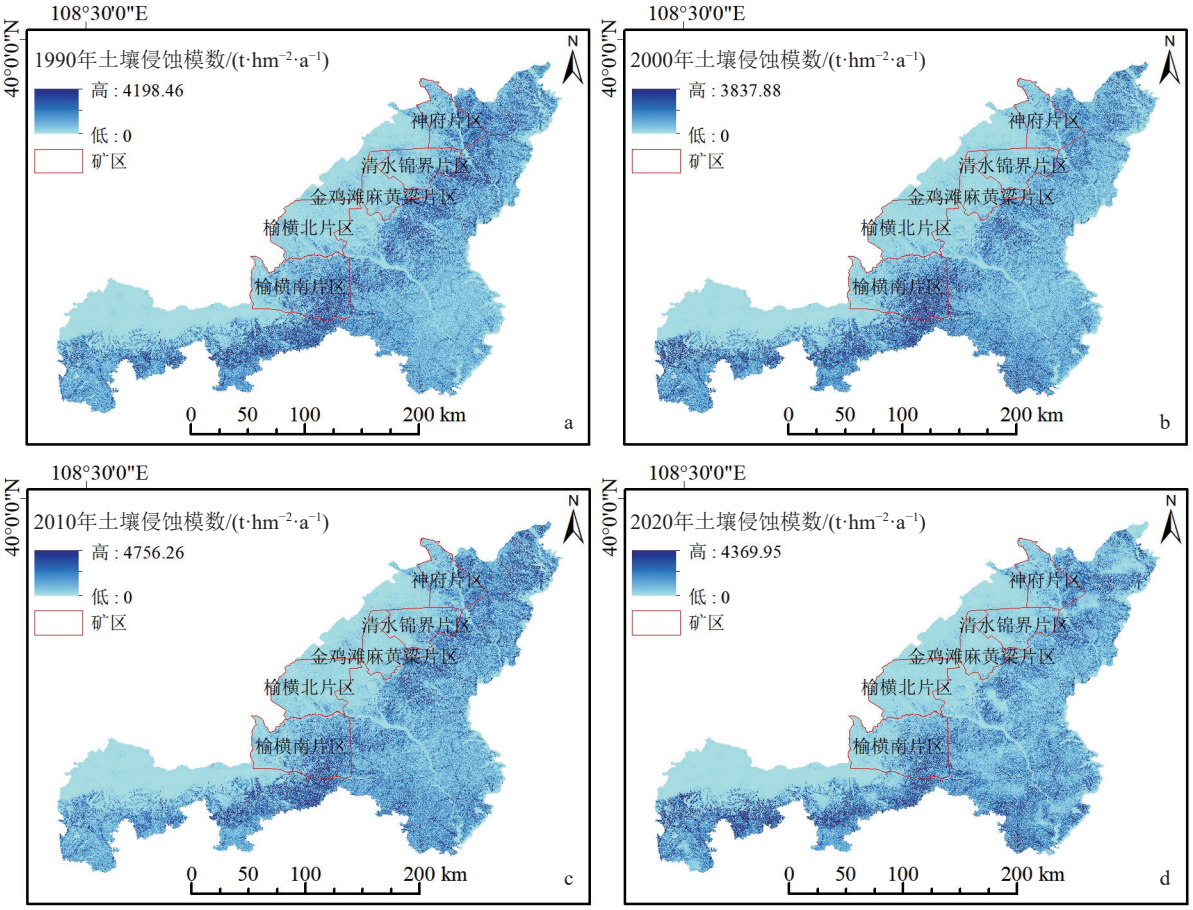


图 6 土壤水蚀模数

Fig. 6 Soil erosion modulus

**表 5 榆林地区土壤水蚀情况**

**Table 5 Soil erosion in Yulin City**

| 项目 | 区域 | 1990年 | 2000年 | 2010年 | 2020年 | 年均 |
|---|---|---|---|---|---|---|
| 土壤水蚀模数/($t\cdot hm^{-2}\cdot a^{-1}$) | 神府开发区 | 131.58 | 71.04 | 101.11 | 63.97 | 91.93 |
| | 清水锦界开发区 | 80.72 | 41.31 | 64.86 | 31.65 | 54.64 |
| | 金鸡滩麻黄梁开发区 | 43.88 | 27.42 | 37.55 | 21.17 | 32.50 |
| | 榆横北开发区 | 32.33 | 20.17 | 22.33 | 13.79 | 22.15 |
| | 榆横南开发区 | 171.20 | 159.91 | 131.55 | 88.23 | 137.72 |
| | 开发区外 | 135.48 | 107.27 | 119.86 | 96.03 | 114.66 |
| | 榆林市 | 128.10 | 100.84 | 110.67 | 85.57 | 106.29 |
| 土壤水蚀量/($t\cdot a^{-1}$) | 神府开发区 | $2.36\times10^{7}$ | $1.27\times10^{7}$ | $1.81\times10^{7}$ | $1.15\times10^{7}$ | $1.65\times10^{7}$ |
| | 清水锦界开发区 | $1.36\times10^{7}$ | $6.95\times10^{6}$ | $1.09\times10^{7}$ | $5.33\times10^{6}$ | $9.19\times10^{6}$ |
| | 金鸡滩麻黄梁开发区 | $6.54\times10^{6}$ | $4.09\times10^{6}$ | $5.60\times10^{6}$ | $3.15\times10^{6}$ | $4.84\times10^{6}$ |
| | 榆横北开发区 | $8.67\times10^{6}$ | $5.41\times10^{6}$ | $5.99\times10^{6}$ | $3.70\times10^{6}$ | $5.94\times10^{6}$ |
| | 榆横南开发区 | $6.57\times10^{7}$ | $6.13\times10^{7}$ | $5.05\times10^{7}$ | $3.38\times10^{7}$ | $5.28\times10^{7}$ |
| | 开发区外 | $5.24\times10^{8}$ | $4.15\times10^{8}$ | $4.64\times10^{8}$ | $3.71\times10^{8}$ | $4.44\times10^{8}$ |
| | 榆林市 | $6.42\times10^{8}$ | $5.05\times10^{8}$ | $5.55\times10^{8}$ | $4.29\times10^{8}$ | $5.33\times10^{8}$ |

**表 6　榆林地区各级土壤水蚀面积**

**Table 6　Soil erosion area at all levels in Yulin City**　　$km^2$

| 分级 | 区域 | 1990年 | 2000年 | 2010年 | 2020年 |
|---|---|---|---|---|---|
| 微度侵蚀 | 煤炭开发区内 | 3260.97 | 3356.66 | 3349.74 | 3759.35 |
| | 煤炭开发区外 | 8330.69 | 8789.18 | 8568.22 | 9551.08 |
| | 总计 | 11591.66 | 12145.84 | 11917.97 | 13310.43 |
| 轻度侵蚀 | 煤炭开发区内 | 347.15 | 1025.68 | 586.70 | 1844.77 |
| | 煤炭开发区外 | 2515.30 | 3339.03 | 2813.05 | 3798.28 |
| | 总计 | 2862.45 | 4364.71 | 3399.75 | 5643.05 |
| 中度侵蚀 | 煤炭开发区内 | 1540.28 | 2196.92 | 2191.26 | 1768.46 |
| | 煤炭开发区外 | 3813.38 | 4132.11 | 3945.23 | 4055.92 |
| | 总计 | 5353.66 | 6329.03 | 6136.49 | 5824.38 |
| 强度侵蚀 | 煤炭开发区内 | 1488.35 | 920.75 | 1106.04 | 726.51 |
| | 煤炭开发区外 | 3179.97 | 3225.99 | 3117.06 | 3197.85 |
| | 总计 | 4668.31 | 4146.74 | 4223.10 | 3924.36 |
| 极强度侵蚀 | 煤炭开发区内 | 1231.28 | 890.63 | 1038.74 | 763.99 |
| | 煤炭开发区外 | 4928.61 | 5206.30 | 5138.93 | 5056.67 |
| | 总计 | 6159.89 | 6096.93 | 6177.67 | 5820.66 |
| 剧烈侵蚀 | 煤炭开发区内 | 1929.36 | 1406.74 | 1524.90 | 934.30 |
| | 煤炭开发区外 | 10354.86 | 8430.21 | 9540.32 | 7463.02 |
| | 总计 | 12284.22 | 9836.95 | 11065.22 | 8397.32 |

研究时段内,煤炭开发区内外不同侵蚀等级的侵蚀模数整体表现为微、轻和中度侵蚀的面积增加,开发区内微、轻和中度侵蚀的面积分别增加了15%、430%、15%,开发区外微、轻和中度侵蚀的面积分别增加了 15%、51% 和 6%,增幅小于开发区内。开发区内强、极强和剧烈侵蚀的面积表现为大幅减小的趋势,侵蚀等级整体向低等级转移,特别是剧烈侵蚀等级,面积减少了 51%。开发区外的强侵蚀、极强侵蚀面积变化不大,剧烈侵蚀面积减小了28%。总的来说,榆林市煤炭开发区内土壤水蚀模数整体低于开发区外,也低于榆林市土壤水蚀模数,土壤水蚀等级整体向下一级转移,强、极强、剧烈侵蚀面积降幅大于开发区外,说明区内水土流失问题得到了极大改善,煤炭开发对水土保持的负面影响较小。

### 2.4　生态环境变化

近 30 a 来,榆林市煤炭开发与生态环境建设并存,生态环境呈现出显著优化趋势。随着水土流失状况逐年改善,土壤侵蚀模数下降,土壤保持能力增强,直接降低了泥沙入河量,减缓了对黄河中下游水体的污染风险;$C$、$P$ 均有不同程度降低,植被覆盖度显著提升,原本因裸露和扰动而失稳的土壤逐步恢复为能够支持植物群落建立的基质,生态系统对外界干扰的适应性增强,在煤炭开发区内,通过系统性的水土保持措施和生态恢复工程实施,地表侵蚀强度明显降低,区域生态格局呈现出由破碎走向完整的趋势,标志着生态环境整体质量的持续改善,整体生态系统稳定性增强。

## 3　讨　论

本文基于 RUSLE 模型对榆林地区 1990 年、2000 年、2010 年和 2020 年煤炭开发过程中榆林地区和其煤炭开发区内外的土壤水蚀情况进行了研究,基于模型中各个因子与土壤水蚀模数的时空动态变化特征,探讨了煤炭开发对水土保持的影响。

榆林地区土壤水蚀模数总体呈降低趋势。1990—2000 年侵蚀模数大幅降低,原因可能主要有两方面:①2000 年的降雨侵蚀力相对最小;②1999 年退耕还林政策实施之后,植被开始逐步恢复,水土保持措施大力推进,$C$ 因子值减小,土壤水蚀模数降低,水土流

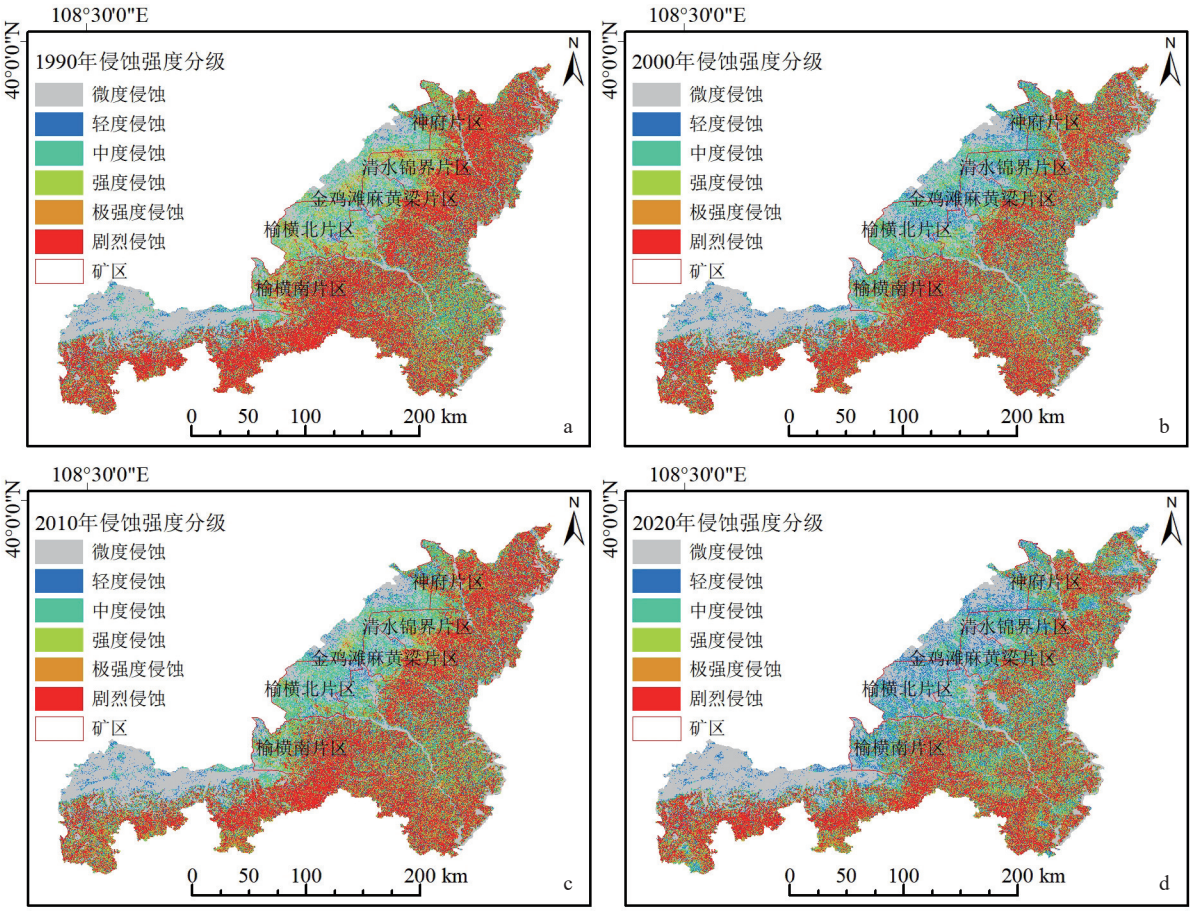


图 7 土壤水蚀按强度分级

Fig. 7 Soil erosion is classified by intensity

失问题得到了初步遏制。

2000—2010 年侵蚀模数变化较小，土壤水蚀模数和年侵蚀总量在 10 a 间增加了 9%。从 RUSLE 模型各个因子的变化分析，2010 年降雨侵蚀力因子 $R$ 比 2000 年增长了 13%。同时，人类经济社会活动对土壤水蚀的影响持续增强。2000 年以来，榆林市城镇化建设速度加快，建设用地增加，水土保持措施中的淤地坝和鱼鳞坑修建、陡坡耕地的退耕，反映到模型中即 $P$ 值减小。同期榆林煤炭产业迅速发展，开山寻矿等能源开发方式对地表造成扰动，使得植被覆盖度降低，反映在模型中 2010 年 $C$ 值增加。多种因子共同作用下，使得 10 a 间的侵蚀模数处于相对稳定的区间，这与前人研究结果一致（李柏延等，2015）。但剧烈侵蚀面积还是有一定程度的增加（11%），说明随着退耕还林工程、煤炭开发等人类活动的并行开展，榆林市水土保持情况得到了一定程度上的改善，但在局部地区仍存在剧烈扰动、侵蚀严重的问题。

2010—2020 年，模型中的 $C$ 因子降低，尽管降雨侵蚀力因子增加了 10%，侵蚀模数却在 2020 年达到最低，比 2010 年降低了 30%，煤炭产业在该时间段仍旧保持较快增长，说明煤炭开发对该区土壤水蚀模数的负面影响不明；$P$ 因子值从 1990 年的 0.738 降至 2020 年的 0.709（降幅 4%），该指标的变化揭示土地利用格局从农业主导型向“生态涵养-经济发展”多元并存模式转变。煤炭产业驱动的非农就业增长导致农业人口占比下降，减少了人为垦殖压力，为自然植被恢复创造了条件，上述因子的协同演变表明，榆林市通过煤炭开发的经济投入与生态保护工程的人工干预，实现了土地利用优化与自然生态修复的良性互动，显著增强了区域生态系统稳定性。

传统的煤炭产业等开发建设项目，在生产过程中会直接对土壤造成扰动，降低地表覆被，增加侵蚀的可能（刘英等，2022）。而榆林各个煤炭开发区内

土壤水蚀模数平均下降速率为 54%，开发区外为 29%(表 5)，区内的侵蚀模数比区外下降得更快。这可能是因为开发区主要分布在榆林市的西北部，该区域的降雨侵蚀力较小，降雨量的空间分布差异引起了土壤水蚀模数的变化。除降雨侵蚀力的直接影响外，煤炭开发引起的次生效应也可能是煤炭区土壤水蚀下降速率较快的原因。研究显示，30 a 来，矿区有大量农牧业人口摆脱了对土地的依赖，煤炭开发改变了该区的产业结构(杨嵘等, 2013)。这极大地推进了退耕还林(草)政策的落实，有利于植被的恢复，导致 RUSLE 模型中 $C$ 因子值降低。同时，煤炭开发促进了区域经济发展，加快了水土保持措施落地，使 $P$ 因子值同步降低，土壤水蚀速率逐渐下降，开发区的水土流失情况得到较大改善。

## 4　结　论

本文以遥感技术为主要手段，选取 1990 年、2000 年、2010 年和 2020 年 4 个时间节点，利用大范围、长时间序列的 NDVI 和土地利用、DEM、降雨量、土壤等多源数据，系统研究了 1990—2020 年榆林地区主要煤炭开发区及总体土壤水蚀情况，探讨了煤炭开发背景下榆林地区水土保持时空变化规律和影响因素，得到如下结论。

(1)榆林地区土壤水蚀模数随时间逐渐降低，全区的侵蚀模数从 1990 年的 128.10 t/(hm$^2$·a) 下降到 2020 年的 85.57 t/(hm$^2$·a)。土壤水蚀等级有向更低一级转移的趋势。

(2)榆林地区土壤水蚀发生的区域与降雨侵蚀力的区域在空间上高度重合，表明降雨量与土壤水蚀具有较强的相关性。

(3)1990—2020 年，榆林地区 5 个煤炭开发区土壤水蚀模数均随时间逐渐减少，分别减少了 51%、61%、52%、57%、48%，降幅大于开发区外的 29%。煤炭开发对水土保持的负面影响效果较弱。

(4)煤炭开发通过经济反哺生态，推动植被覆盖提升和水土保持措施落地，促进生态环境改善。

## References


Beasley D B, Huggins L F, Monke E J. 1980. Answers: A model for watershed planning[J]. Transactions of the ASAE–American Society of Agricultural Engineers, 23(4): 938−944.

Cai C F, Ding S W, Shi Z H, et al. 2000. Study of applying USLE and geographical information system IDRISI to predict soil erosion in small watershed[J]. Journal of Soil Water Conservation, 14(2): 19−24(in Chinese with English abstract).

Cao W, Liu L L, Wu D. 2018. Soil erosion changes and driving factors in the Three−River Headwaters region[J]. Acta Prataculturae Sinica, 27(6): 10−22(in Chinese with English abstract).

Chen F, Li H B. 2021. Spatial−temporal variations of soil erosion in Southern Yunnan Mountainous Area using GIS and RUSLE: A case study in Yuanyang County, Yunnan Province, China[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 32(2): 629−637(in Chinese with English abstract).

Chen H. 2019. Spatial and temporal changes of soil erosion and its drivingfactors before and after the "Grain for Green" project in the Loess Plateau[D]. Doctoral Dissertation of Northwest A&F University of China(in Chinese with English abstract).

Chen J, Liao A P, Tong X H, et al. 2015. Global land covermapping at 30m resolution: A POK−based operational approach[J]. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 103: 7−27.

De Roo A P J. 1996. The lisem project: An introduction[J]. Hydrological Prochydrological Processes, (10): 1021−1025.

Flanagan D C, Ascough J C, Nicks A D. 1995. Overview of the WEPP erosion prediction mode[J]. USCD–Water Erosion Prediction Project.

Fu S H, Liu B Y, Zhou Y G. 2015. Calculation tool of topographic factors[J]. Science of Soil and Water Conservation, 13(5): 105−110 (in Chinese with English abstract).

Guo S Q, Han L, Zhao Y H, et al. 2019. Temporal and spatial changes of soil erosion and landscape pattern in the Qinling area[J]. Chinese Journal of Ecology, 38(7): 2167(in Chinese with English abstract).

Hu Z Q, Li Y, Chen Y. 2020. The mechanism and key technology of the Yellow River sediment in ecological rehabilitation[J]. Journal of China University of Mining & Technology, 51(1): 1−15(in Chinese with English abstract).

Li B Y, Ren Z Y, Yi L. 2015. Dynamic change trend of soil erosion in Yulin City from 2001 to 2010[J]. Arid Zone Research, 32(5): 918−925(in Chinese with English abstract).

Li G Z, Fu S H, Liu B Y. 2012. Sampling program of water erosion inventory in the first national water resource survey[J]. Science of Soil and Water Conservation, 10(1): 77−81(in Chinese with English abstract).

Li T H, Zheng L N. 2012. Soil erosion changes in the Yanhe watershed from 2001 to 2010 based on RUSLE mode[J]. Journal of Natural Resources, 27(7): 1164−1175(in Chinese with English abstract).

Liu B Y, Nearing M A, Risse L M. 1994. Slope gradient effects on soil loss for steep slopes[J]. Transactions of the ASAE, 37(6): 1835−1840.

Liu B Y, Nearing M A, Shi P J, et al. 2000. Slope length effects on soil loss for steep slopes[J]. Soil Science Society of America Journal, 64: 1759−1763.

Liu G B, Shang Z P, Yao W Y, et al. 2017. Ecological effects of ecological projects on the Loess Plateau[J]. Bulletin of the Chinese Academy of Sciences, 32: 11−19(in Chinese with English abstract).

Liu Y, Wei J L, Yue H, et al. 2020. Analysis on temporal and spatial

characteristics and driving factors of soil erosion in Shendong mining area[J]. Science of Surveying and Mapping, 47(1): 142−153(in Chinese with English abstract).

Nachtergaele F O, Velthuizen, Verelst L, et al. 2012. Harmonized World Soil Database (version 1.2)[DS]. International Soil Reference and Information Centre.

Peng S, Ding Y, Liu W, et al. 2019. 1 km monthly temperature and precipitation dataset for China from 1901 to 2017[J]. Earth System Science Data, 11(4): 1931−1946.

Qin J X, Wang Z L. 2011. Research on predicting soil erosion in Conghua City based on GIS and RUSLE[J]. Pearl River, 32(2): 37−41(in Chinese with English abstract).

Tao H B, Wang W F. 2018. Analysis of nitrogen and phosphorus losses in soil erosion process based on GIS——Taking Dingxi City Anding District as an example[J]. Journal of Green Science and Technology, (24): 15−17(in Chinese with English abstract).

Wang B W, Yang Q K, Liu Z H, et al. 2007. Extraction of topographic factor values of the modified universal soil loss equation based on DEM and GIS[J]. Science of Soil and Water Conservation in China, 5(2): 18−23(in Chinese with English abstract).

Wang D H, Fang Y H, Li J L, et al. 2022. Analysis of precipitation characteristics and precipitation prediction in Yulin area[J]. Yellow River, 44(5): 30−34(in Chinese with English abstract).

Wang W Z, Jiao J Y. 1996. Qutantitative evaluation on factors influencing soil erosion in China[J]. Bulletin of Soil and Water Conservation, (5): 1−20(in Chinese with English abstract).

Wang Z Y, Chen X Y, Ma C S, et al. 2021. Changes in soil erosion and ecological service value before and after the conversion of farmland to forest in Yulin City, Northern Shaanxi[J]. Journal of Northwest Forestry University, 36(3): 59−67(in Chinese with English abstract).

Wei J M, Li C B, Wu L, et al. 2021. Study on soil erosion in Northwestern Sichuan and Southern Gansu (NSSG) based on USLE[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 35(2): 31−37,46(in Chinese with English abstract).

Williams J R, Renard K G, Dyke P T. 1983. EPIC: A new method for assessing erosion's effect on soil productivity[J]. Journal of Soil & Water Conservation, 38(5): 381−383.

Wischmeier W H. 1971. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 26: 189−193.

Xu Y H, Li J Y, Ren C, et al. 2020. Dynamic evolution and prediction of soil erosion in Yulin City, Shaanxi Province[J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 48(13): 63−69,77(in Chinese with English abstract).

Yang R, Li Y C. 2013. The study on the standards of ecoligical compensation for coal resources development in the north of Shaanxi—Taking Yulin as an example[J]. Journal of Xi'an Shiyou University (Social Science Edition), 22(2): 1−6(in Chinese with English abstract).

Yang Y K, Xiao P F, Feng X Z, et al. 2017. Accuracy assessment of seven global land cover datasets over China[J]. ISPRS Journal of Photogrammetry and Rmote Sensing, 125: 156−173.

Zhang E W, Peng S Y, Feng H M. 2020. Sensitivity assessment of soil erosion and its spatial pattern evolution in Dianchi Lake Basin based on GIS and RUSLE[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 34(2): 115−122 (in Chinese with English abstract).

Zhang K L, Cai Y M, Liu B Y, et al. 2001. Study on soil erodibility and its application in the Loess Plateau area[J]. Acta Ecologica Sinica, 21(10): 1687−1695(in Chinese with English abstract).

Zhang Z, Ren Z Y. 2011. Temporal and spatial differences and its trends in vegetation cover change over the Loess Plateau[J]. Resources Science, Resourves Science, 33(11): 2143–2149(in Chinese with English abstract).

Zhou L H, Wang P T, Cao R C. 2022. Analysis of driving factors of soil erosion and evaluation of ecological security in Yan'an City from 2000 to 2022[J]. Journal of Ecology and Rural Environment, 38(4): 512−520(in Chinese with English abstract).

Zhu Q M, Wang N, Liu J E, et al. 2023. Changes in soil water erosion and driving factors in the ecologically fragile area of northern Shaanxi − A case study of Yulin City[J]. Research of Soil and Water Conservation, 30(5): 41−51,60(in Chinese with English abstract).

Zou Y D, He L, Zhang X P, et al. 2021. Characteristics of land use structure change in Beiluo River Basin during 1970–2019 based on Google Erath engine[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 41(6): 209−219(in Chinese with English abstract).

## 附中文参考文献

蔡崇法, 丁树文, 史志华, 等. 2000. 应用 USLE 模型与地理信息系统 IDRISI 预测小流域土壤侵蚀量的研究[J]. 水土保持学报, (2): 19−24.

曹巍, 刘璐璐, 吴丹. 2018. 三江源区土壤侵蚀变化及驱动因素分析[J]. 草业学报, 27(6): 10−22.

陈峰, 李红波. 2021. 基于 GIS 和 RUSLE 的滇南山区土壤侵蚀时空演变-以云南省元阳县为例[J]. 应用生态学报, 32(2): 629−637.

陈浩. 2019. 黄土高原退耕还林前后流域土壤侵蚀时空变化及驱动因素研究[D]. 西北农林科技大学博士学位论文.

符素华, 刘宝元, 周贵云, 等. 2015. 坡长坡度因子计算工具[J]. 中国水土保持科学, 13(5): 105−110.

郭思琪, 韩磊, 赵永华, 等. 2019. 秦岭地区土壤侵蚀时空变化及景观格局[J]. 生态学杂志, 38(7): 2167.

胡振琪, 李勇, 陈洋. 2022. 黄河泥沙在生态修复中的作用机理与关键技术[J]. 中国矿业大学学报, 51(1): 1−15.

李柏延, 任志远, 易浪. 2015. 2001—2010 年榆林市土壤侵蚀动态变化趋势[J]. 干旱区研究, 32(5): 918−925.

李天宏, 郑丽娜. 2012. 基于 RUSLE 模型的延河流域 2001—2010 年土壤侵蚀动态变化[J]. 自然资源学报, 27(7): 1164−1175.

李智广, 符素华, 刘宝元. 2012. 我国水力侵蚀抽样调查方法[J]. 中国水土保持科学, 10(1): 77−81.

刘国彬, 上官周平, 姚文艺, 等. 2017. 黄土高原生态工程的生态成效[J]. 中国科学院院刊, 32: 11−19.

刘英, 魏嘉莉, 岳辉, 等. 2022. 神东矿区土壤侵蚀时空特征及驱动力分

析[J]. 测绘科学, 47(1): 142−153.
覃杰香, 王兆礼. 2011. 基于 GIS 和 RUSLE 的从化市土壤侵蚀量预测研究[J]. 人民珠江, 32(2): 37−41.
陶鸿斌, 汪文飞. 2018. 基于 GIS 分析土壤侵蚀过程中氮磷流失分布-以定西市安定区为例[J]. 绿色科技, (24): 15−17,19.
汪邦稳, 杨勤科, 刘志红, 等. 2007. 基于 DEM 和 GIS 的修正通用土壤流失方程地形因子值的提取[J]. 中国水土保持科学, 5(2): 18−23.
王大浩, 方亚宏, 李金龙, 等. 2022. 榆林地区降水特征分析及降水量预测[J]. 人民黄河, 44(5): 30−34.
王万忠, 焦菊英. 1996. 中国的土壤侵蚀因子定量评价研究[J]. 水土保持通报, (5): 1−20.
王泽宇, 陈旭阳, 马彩诗, 等. 2021. 陕北榆林市退耕还林前后土壤侵蚀及生态服务价值变化[J]. 西北林学院学报, 36(3): 59−67.
魏健美, 李常斌, 武磊, 等. 2021. 基于 USLE 的甘南川西北土壤侵蚀研究[J]. 水土保持学报, 35(2): 31−37,46.
徐云环, 李景宜, 任冲, 等. 2020. 陕西省榆林市土壤侵蚀动态演变及预测[J]. 安徽农业科学, 48(13): 63−69,77.
杨嵘, 李颖超. 2013. 陕北煤炭资源开发生态补偿标准研究——以榆林市为例[J]. 西安石油大学学报 (社会科学版), 22(2): 1−6.
张翀, 任志远. 2011. 黄土高原地区植被覆盖变化的时空差异及未来趋势[J]. 资源科学, 33(11): 2143−2149.
张恩伟, 彭双云, 冯华梅. 2020. 基于 GIS 和 RUSLE 的滇池流域土壤侵蚀敏感性评价及其空间格局演变[J]. 水土保持学报, 34(2): 115−122.
周璐红, 王盼婷, 曹瑞超. 2022. 2000—2020 年延安市土壤侵蚀驱动因素分析及生态安全评价[J]. 生态与农村环境学报, 38(4): 512−520.
邹亚东, 何亮, 张晓萍, 等. 2021. 基于 GEE 数据平台的北洛河流域 1970—2019 年土地利用结构变化特征[J]. 水土保持通报, 41(6): 209−219.
张科利, 蔡永明, 刘宝元, 等. 2001. 黄土高原地区土壤可蚀性及其应用研究[J]. 生态学报, 21(10): 1687−1695.
中华人民共和国水利部. 2007. 土壤侵蚀分类分级标准 SL190—2007[S]. 中华人民共和国水利部.
朱启明, 王宁, 刘俊娥, 等. 2023. 陕北生态脆弱区土壤水蚀变化及驱动因子——以榆林市为例[J]. 水土保持研究, 30(5): 41−51,60.