

典型红壤不同利用方式土壤侵蚀长期演变特征^①

刘璇^{1,2}, 田芷源^{1,2*}, 梁音^{1,2}, 刘晓利^{1,2}, 武逸杭^{1,3}, 赵艳^{1,3}

(1 中国科学院南京土壤研究所, 南京 211135; 2 中国科学院红壤生态实验站, 江西鹰潭 335211; 3 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 基于红壤站近 40 年长期定位观测数据, 对比分析了自然恢复林地和裸地径流小区产流产沙特征及土壤可蚀性演变规律。结果显示: ①裸地与林地土壤随时间延续呈现砂粒含量增加、黏粒含量降低的趋势; 而两者有机质含量均呈显著上升趋势, 其中林地土壤有机质增速更高。②两种利用方式径流量变化差异显著, 裸地径流受降雨量影响呈波动趋势; 林地径流量则随时间延续持续下降, 在 1993—1996 年乔灌木结构形成后, 径流量减少至原来的约 58%。③产沙量变化与径流量变化趋势相关, 且裸地产沙量峰值早于径流量峰值, 1994—1995 年土壤抗蚀性发生了转变; 林地产沙量逐年递减, 1996 年后趋近于零。④裸地土壤可蚀性因子 K 值先升后降, 是因为随时间延续有机质缓慢积累提升了土壤抗蚀性能; 林地 K 值先降后升, 是试验后期因黏粒不断流失导致抗蚀性减弱的结果。综上可见, 长期植被恢复可显著抑制土壤产流产沙, 而裸地随时间延续可蚀性虽有一定改善, 但仍面临较高的侵蚀风险。

关键词: 红壤; 土壤可蚀性因子; 长期定位观测; 产流产沙; 用地类型

中图分类号: S157.1 **文献标志码:** A

Long-term Evolution Characteristics of Soil Erosion Under Different Land Use Patterns in Typical Red Soil Regions

LIU Xuan^{1,2}, TIAN Zhiyuan^{1,2*}, LIANG Yin^{1,2}, LIU Xiaoli^{1,2}, WU Yihang^{1,3}, ZHAO Yan^{1,3}

(1 *Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 211135, China*; 2 *Ecological Experimental Station of Red Soil, Chinese Academy of Sciences, Yingtan, Jiangxi 335211, China*; 3 *University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China*)

Abstract: In this study, the characteristics of erosion runoff and sediment was analyzed, as well as the evolution of soil erodibility, in naturally restored woodland and bare land plots using 40 years of monitoring data from the Ecological Experimental Station of Red Soil, located in Jinxian County, Jiangxi Province, South China. The results showed: 1) Both woodland and bare land soils exhibited an increase in sand content and a decrease in clay content over time, while organic matter content significantly increased, with woodland showing higher accumulation rates. 2) Runoff patterns differed significantly—bare land exhibited rainfall-dependent fluctuations, whereas woodland runoff declined steadily, decreasing to approximately 58% of its original level following shrub-grass establishment between 1993 and 1996. 3) Sediment yield correlated with runoff trends. Bare land's sediment peak preceded the runoff maximum, indicating a transition in erosion resistance during 1994–1995, while woodland sediment approached zero after 1996. 4) The K factor for bare land initially increased, then declined with organic matter accumulation, whereas the K -factor for woodland showed the opposite trend due to progressive clay loss. In conclusion, long-term vegetation restoration effectively controls runoff and sediment yields, while bare land remains erosion-prone despite slight improvements.

Key words: Red soils; Soil erodibility (K -factor); Long-term *in-situ* monitoring; Runoff and sediment yield; Landuse type

土壤侵蚀在我国呈现多发态势, 表层土壤及碳氮养分的流失不仅削弱地力, 还直接压低作物产能^[1]。

南方红壤区以低山丘陵为主, 受季风暴雨和干湿交替驱动, 成为侵蚀高风险带^[2]。红壤富含铁铝氧化物且

①基金项目: 国家自然科学基金项目(42207403)资助。

* 通信作者(tianzhiyuan@issas.ac.cn)

作者简介: 刘璇(1993—), 女, 山东滨州人, 硕士, 主要研究方向为土壤侵蚀退化和植被碳储量。E-mail: liuxuan@issas.ac.cn

土壤酸化^[3],但有机质匮乏,极易在暴雨诱发下经历片蚀-沟蚀-崩岗递进式退化^[4-5]。长期剥蚀后,土壤表层黏粒流失、砂粒富集,叠加土壤酸化及贫瘠化,区域生态弹性显著下降^[6]。

红壤区现有网纹层裸露的裸地、1987 年人工恢复的樟树和胡枝子林地、树龄五六十年的马尾松林地等不同土地利用方式^[7]。在亚热带红壤区,裸地往往因高强度降雨极易产生地表径流,且地形破碎为径流提供了较大的冲刷势能和泥沙携带能力,导致区域水土流失呈持续恶化态势。通过人工恢复植被的措施,可增强土壤抗蚀性,使侵蚀量显著减少^[8]。长期监测证实,排除人为干扰,借助丰沛雨热的自然封育,红壤可在 3~5 年内重建高密度植被及厚枯落物层,显著提升水分入渗率并削弱径流剪切力,从而降低坡面泥沙输出量^[9]。径流小区与流域卡口站观测显示,网纹层裸露的红壤裸地侵蚀剧烈,其径流深度和泥沙浓度可达林地的数十倍。究其原因因为无植被屏障时,雨滴直接击溅土壤,结合径流剪切力,导致表土剥离^[10]。而自然恢复林地和天然林地凭借冠层、枯落物层及根系三重防护^[11],使侵蚀量降低至裸地的 1%^[12]。

典型红壤不同利用方式的土壤侵蚀程度可用土壤可蚀性因子(K 值)来表征。 K 值表示土壤颗粒抵抗水滴分散与水流搬运的能力, K 值越低,土壤抗蚀能力越强,其是评估区域土壤侵蚀风险的关键指标^[13]。1971 年,Wischmeier 等^[14]提出,可利用土壤质地、有机质含量、结构等级和渗透能力这 4 项基本属性,对土壤可蚀性 K 值进行定量估算。近年来,随着数字土壤制图技术的发展,基于土壤质地、有机质含量估算 K 值的方法得到了优化,其可更好地适用于红壤 K 值的估算^[15]。

由此,本研究基于中国科学院鹰潭红壤生态实验站林地和裸地近 40 年的长期监测数据,对比分析了两种利用方式下的产流产沙量及土壤基本性质变化,探讨了红壤在长期侵蚀过程中土壤抗蚀性能的变化特征,以为科学评价红壤地区土壤侵蚀程度及抗蚀性提供依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

中国科学院鹰潭红壤生态实验站(以下简称:红壤站)位于江西省鹰潭市余江区(28°15'20"N, 116°55'30"E),地处江西省东北山区向鄱阳湖平原过渡地带,以低丘和岗地为主,是研究南方红壤的典型区域。该地为亚热带湿润季风气候区,四季分明,年

均气温 17.6℃,年均降水量 1 785 mm,但季节分布不均,50% 降雨集中于每年的 3—6 月,年均日照时数 1 852.4 h,年均蒸发量 1 378 mm,具有明显的干湿季节变化^[16]。试区成土母质为第四纪红黏土,土壤类型为红壤,富含铁铝氧化物,黏土矿物以高岭石为主。区域内地势变化平缓,坡度在 3°~15°。由于红壤区人口密度大、丘陵坡地利用率高、雨量丰富且雨热同期,加之土壤自然风化程度高、黏粒含量高、肥力水平低,土壤具有易板结、易侵蚀等特点^[17]。

1.2 试验设计与过程

本研究收集了 1987—2024 年近 40 年间红壤站林地及裸地利用状态下的径流泥沙特征、土壤理化性质以及土壤可蚀性数据。其中,1987—1999 年、2015—2016 年的降雨、径流泥沙、土壤理化性质来自 1987 年建设的自然恢复林地和裸地对照(CK)2 个集水区。林地恢复区面积为 562.5 m²,坡度为 10°~30°,建设之初为寸草不生的裸地,采用植被快速恢复技术进行治理,至 2015 年恢复时间已有 30 年,林地覆盖度由零演变为乔灌木完全覆盖,乔木主要以香樟(*Cinnamomum camphora* (L.) J. Presl.)、杨梅(*Myrica rubra* (Lour.) Siebold & Zucc.)、喜树(*Camptotheca acuminata* Decne.) 等为主,灌木主要以山胡椒(*Lindera glauca* (Siebold & Zucc.) Blume)、梾子(*Gardenia jasminoides* Ellis)、胡枝子(*Lespedeza bicolor* Turcz.) 为主。裸地对照小区面积为 146.3 m²,沟道两侧的坡度为 20°~30°,土壤侵蚀一直十分强烈,网纹层出露,至 2015 年仍鲜有植被恢复。上述集水区自 1987 年开始径流泥沙人工监测,并于 2015 年改为无动力水土流失自动观测装置(中国科学院东北地理与农业生态研究所研发,型号 XYZ-III)进行水沙过程监测。试区降雨过程资料来自红壤站气象观测数据,记录降雨次降雨间隔为 6 h^[18]。

1997—2005 年裸地的土壤理化性质来自红壤站内的 5 个径流小区,每个小区的水平投影长 8 m、宽 1.5 m,合 12 m²,坡度约为 5°,小区编号为 9、10、11、18、21。试验地原为稀疏的马尾松林地,植被覆盖度为 15% 以下,林间为稀疏荒地。各小区用水泥板与外界分隔,均无任何林草覆盖,在每年 3 月底翻耕 1 次。各小区在每次自然降雨前都将土层表面耙平,以破坏前一次降雨形成的表面结壳^[19]。

2012—2015 年林地的降雨、径流泥沙、土壤理化性质来自红壤站站区西侧建立的 3 个花生+柑橘套作处理径流小区,花生为横坡垄作,小区长 20 m、宽 10 m,面积为 200 m²,坡度约为 5°。每个小区在

径流池内安装自制翻斗仪, 翻斗事件的脉冲信号由计数器 (HOBO Pendant Event 计数器, Campbell Scientific, Logan, UT, USA) 记录, 实时监测径流事件全过程, 并在降雨过后采集水样计算各小区泥沙含量等信息。降雨量数据观测来源于试验小区附近放置的标准雨量筒^[16]。

2024 年裸地的降雨、径流泥沙、土壤理化性质来自红壤站站区西侧的 10 个径流小区, 小区长 20 m、宽 5 m, 面积为 100 m², 坡度约为 5°。各小区径流泥沙数据获取同上述花生+柑橘套作处理径流小区。首先获得场次降雨土壤流失量, 并按年尺度累加得到年土壤流失量^[20]。

1989—2015 年林地的径流泥沙数据来自 1 个 562.5 m² 的自然恢复小区以及 2 个 200 m² 的花生+柑橘套作处理的径流小区, 小区均位于红壤站, 气候和土壤条件一致。且自然恢复小区和花生+柑橘套作小区在 2015 年均具有径流泥沙数据, 数据基本一致。但自然恢复小区和花生+柑橘套作小区是植物措施、坡度、面积不同的样地, 样地不匹配, 仅能代表长期变化趋势。1989—2024 年裸地的径流泥沙数据来自 1 个 146.3 m² 的自然坡地以及 10 个 100 m² 的标准径流小区, 小区均位于红壤站, 气候和土壤条件一致。但自然坡地小区和标准径流小区是坡度、面积、监测时间不同的样地, 样地不匹配, 仅能代表长期变化的趋势。本研究基于每 3 年的平均径流和泥沙监测值, 拟合曲线, 反映近 40 年来的径流泥沙变化的大概趋势, 构建土壤侵蚀演变的时间序列。

1.3 土壤可蚀性 K 值

利用各小区土壤的机械组成和有机质含量的实测值, 使用通用土壤流失方程中的诺模图(Nomo)计算土壤可蚀性 K 值^[21]。

$$K = \left(2.1 \times 10^{-4} M^{1.14} (12 - O) + 3.25(S - 2) + 2.5(P - 3) / (100 \times 7.593) \right) \quad (1)$$

$$M = N_1(100 - N_2) \quad (2)$$

式中: K 为土壤可蚀性, t·hm²·h/(MJ·mm·hm²); O 为土壤有机质质量分数, %; S 为土壤结构系数(计算土壤粒径几何平均直径后查表所得, 量纲为 1); P 为土壤渗透性等级(根据质地分类查表所得, 量纲为 1); M 为质地指数, 由 N_1 和 N_2 计算所得, %; N_1 为粒径在 0.002 ~ 0.1 mm 的土壤颗粒质量分数, %; N_2 为粒径 < 0.002 mm 的土壤颗粒质量分数, %。

当土壤有机质 > 12% 时, 采用 EPIC 模型计算 K 值^[15]:

$$K = \left(0.2 + 0.3e^{\left(0.0256S_a \left(1 - \frac{S_i}{100} \right) \right)} \right) \cdot \left(\frac{S_i}{C_1 + S_i} \right)^{0.3} \left(1 - \frac{0.25C}{C + e^{(3.72 - 2.95C)}} \right) \cdot \left(1 - \frac{0.7S_{nl}}{S_{nl} + e^{(22.9S_{nl} - 5.51)}} \right) / 7.593 \quad (3)$$

$$S_{nl} = 1 - S_a / 100 \quad (4)$$

式中: S_a 为粒径 0.05 ~ 2 mm 的土壤砂粒质量分数, %; S_i 为粒径 0.002 ~ 0.05 mm 的土壤粉粒质量分数, %; C_1 为粒径 < 0.002 mm 的土壤黏粒质量分数, %; C 为土壤有机碳质量分数, %, 通过有机质乘以转换系数 58% 所得; S_{nl} 为土壤碳酸钙质量分数, %。

1987 年、1999 年、2000 年、2015 年林地和裸地的土壤机械组成和有机质含量均来自 1 个小区, 采样数量为 3 个; 2013 年林地的土壤机械组成和有机质含量来自 2 个小区, 每个小区采样数量为 3 个; 2024 年裸地的土壤机械组成和有机质含量来自 1 个小区, 采样数量为 3 个。

1.4 数据处理与分析

试验数据采用 Excel 2016 和 Origin 9.0 进行处理和分析, 作图采用 Excel 2016。

2 结果与讨论

2.1 近 40 年不同利用方式土壤机械组成和有机质变化特征

红壤站长期监测数据(表 1)表明, 在监测初期(1987 年)裸地和林地间土壤理化性质差异不显著。随时间推移, 裸地和林地土壤均呈现砂粒含量增加、黏粒含量降低的趋势, 粉粒的含量变化不大; 裸地和林地的土壤有机质含量均呈现明显上升的趋势。尽管裸地没有种植植被, 但存在少量苔藓及草本植物生成的土壤结皮, 随着时间推移使得土壤有机质缓慢增加。裸地与林地的土壤有机质增加趋势具有显著差异(图 1), 1987 年裸地和林地土壤有机质含量基本一致, 随着时间推移, 林地植被更替, 有机质含量明显上升。各个时期林地土壤有机质含量均高于裸地, 且林地土壤有机质含量的增加速度明显高于裸地。2015 年林地土壤有机质含量为 27.07 g/kg, 相较 1987 年, 28 年间林地土壤有机质含量提高了近 10 倍; 2024 年裸地土壤有机质含量为 19.43 g/kg, 37 年间裸地土壤有机质含量提高了近 5.5 倍, 两种利用方式土壤有机质状况均得到了极大的改善。

2.2 近 40 年不同利用方式土壤产流特征

坡地红壤径流量变化, 本研究使用 3 年平均观测值进行考量。近 40 年来, 林地径流量均小于裸地,

表 1 土壤机械组成和有机质
Table 1 Soil mechanical composition and organic matter

指标	裸地					林地				
	1987 年	2000 年	2008 年	2015 年	2024 年	1987 年	1999 年	2008 年	2013 年	2015 年
2 ~ 0.1 mm 砂粒(%)	6.07	10.44	—	6.07	27.91	5.26	16.08	—	26.23	13.80
0.1 ~ 0.002 mm 粉粒(%)	37.92	43.56	—	37.92	34.32	40.08	32.67	—	33.39	34.00
<0.002 mm 黏粒(%)	56.01	46.00	—	56.01	37.77	54.66	51.25	—	40.39	52.20
有机质(g/kg)	3.00	6.20	3.84	5.31	19.43	2.50	13.50	12.44	19.43	27.07

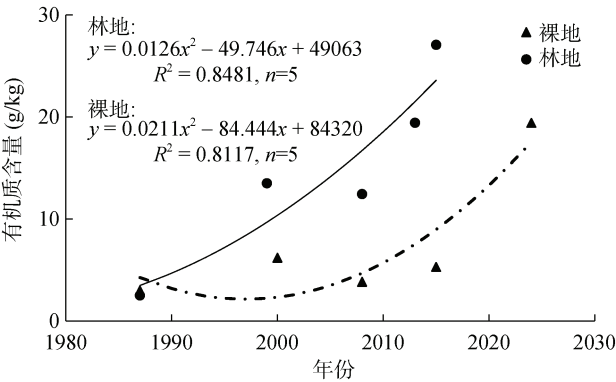


图 1 林地和裸地土壤有机质含量变化
Fig. 1 Changes in soil organic matter content in forest and bare lands

且随时间的变化趋势不同(图 2), 其中裸地径流量呈现波动变化的趋势, 林地径流量呈现直线下降的趋势, 这与王钰双等^[22]观测到的裸地月均径流量呈现波动特征一致。裸地径流量在 1993 年左右到达极值后, 随着土壤有机质含量增加, 土壤性质得以改善, 径流量逐渐减少。总体上, 裸地径流量受降水量的影响较大, 与降水量变化趋势相似, 均呈先升高后降低再升高的趋势(图 3) 2024 年降水量在观测期间最高, 达到了 2 543.3 mm, 该年裸地径流量也较大。林地径流量受降水量的影响较小, 由于植被截留及入渗增强, 径流量保持持续减少的趋势。林地由于植被恢复年限增加, 植被覆盖率提高, 形成了乔灌木结构, 有

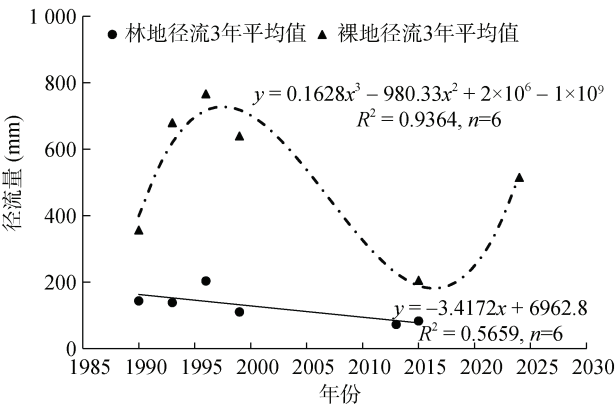


图 2 林地和裸地 3 年平均径流量变化特征
Fig. 2 Averaged annual runoff over three years in forest and bare lands

效减少了径流量^[16]。林地径流量在观测期间逐渐降低, 在 1989—2015 年, 林地的 3 年平均径流量减少至原来的约 58%。

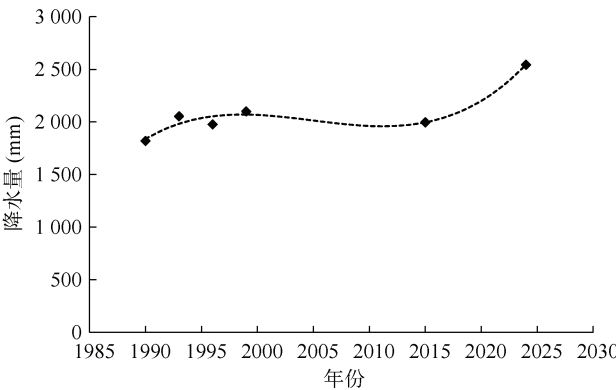


图 3 研究区 3 年平均降水量变化特征
Fig. 3 Averaged annual rainfall over three years in study area

2.3 近 40 年不同利用方式土壤产沙特征

红壤坡地产沙量变化, 本研究使用 3 年平均观测值进行考量(图 4)。近 40 年来, 裸地产沙量的变化与其径流量变化相似, 均呈现先升高后降低再升高的趋势; 林地产沙量逐年降低, 并在 1996 年林地乔灌木结构形成后几乎趋于 0。这一趋势与孙雪娇等^[23]的研究结果基本吻合, 其对天山北坡山地的研究发现, 2009—2015 年裸地产沙量先升后降, 之后随侵蚀基准面降低呈波动式上升, 而林地产沙量逐年递减。值得注意的是, 本研究中裸地产沙量的峰值早于其径流量峰值, 产沙量最大值出现在 1992—1994 年间, 径流量最大值出现在 1995—1997 年间, 表明在 1994—1995 年间裸地土壤抗蚀性发生转变。温永福等^[24]与牟丽敏等^[25]在裸地径流小区试验中同样发现“产沙量先达峰、径流峰滞后”的现象, 且当径流量继续增大时, 产沙量反而趋于稳定或略有下降。由于产沙量与径流量变化不同步, 径流含沙量能更好地反映裸地的侵蚀量。从裸地径流含沙量来看, 其呈现逐年直线下降的趋势, 在 1987—2024 年裸地径流含沙量每 3 年的平均值降低至原来的约 42%(图 5)。这解释了裸

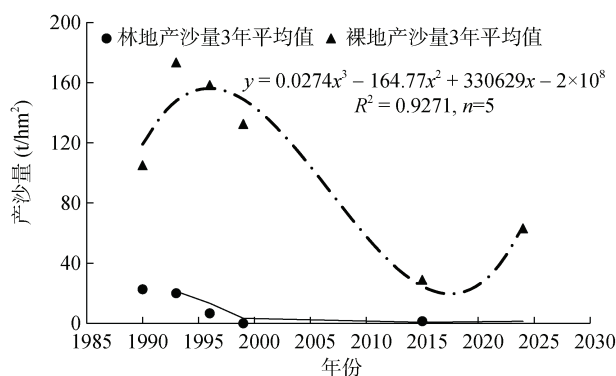


图 4 林地和裸地 3 年平均产沙量变化特征

Fig. 4 Averaged annual sediment yield over three years in forest and bare lands

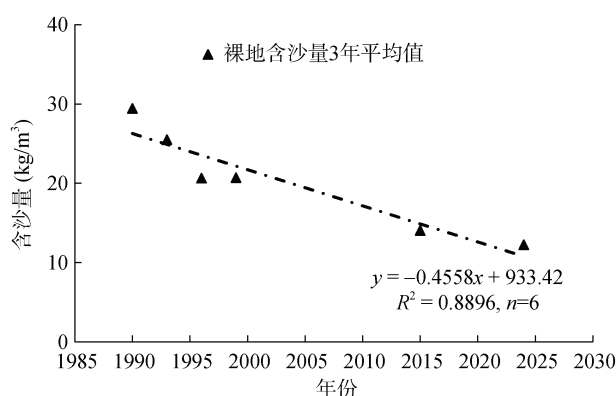


图 5 裸地 3 年平均径流含沙量特征

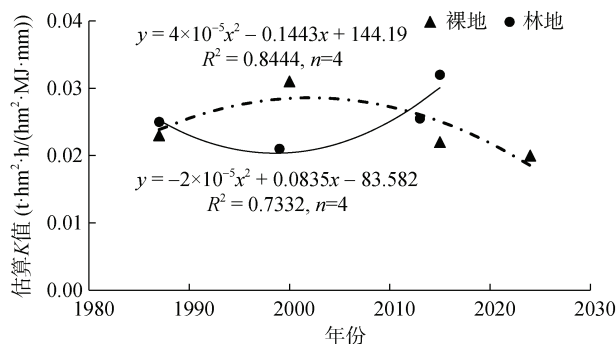
Fig. 5 Averaged sediment concentration in runoff over three years in bare land

地产沙量变化与裸地径流量变化不完全一致的现象。

2.4 近 40 年不同利用方式土壤年均 K 值波动特征

图 6 展示了红壤近 40 年间土壤可蚀性 K 值的变化趋势。裸地和林地在监测初期(1987 年) K 值接近,但它们随时间的变化趋势不同。裸地的 K 值呈现先上升后下降的趋势;林地的 K 值相反,呈现先下降后上升的趋势。裸地土壤随着侵蚀的产生,抗蚀性减弱, K 值先上升,导致产流产沙量增加;随后在 2015—2024 年裸地 K 值降低,这是由于裸地在 2010—2018 年土壤有机质含量增加的速度明显增加,土壤抗侵蚀能力有所提升。林地土壤随着植被的恢复,抗蚀性增加, K 值在前期发生下降;然而林地的径流量较小,在逐年侵蚀的过程中仅带走了土壤细粒物质,使得土壤中砂粒含量升高,土壤抗侵蚀能力降低。查小春和唐克丽^[26]及朱冰冰等^[27]发现,林地被开垦后,随着侵蚀时间延长,细颗粒不断流失,10 年间黏粒占比下降 2.74%,粗粉粒占比上升 3.18%,土壤质地整体趋于粗骨化。本研究中,林地是自然坡面集水区,虽然在出口处监测到无泥沙或者较少泥沙,但坡面内

部仍然存在侵蚀过程。坡面径流会逐步带走土壤中的黏粒物质,泥沙颗粒碰撞会使其在输移时产生絮凝^[28],导致 K 值升高。在这一过程中,黏粒被径流优先搬运是驱动林地土壤可蚀性 K 值升高、侵蚀强度增加的关键机制。总之,近 40 年来红壤裸地的土壤抗侵蚀能力增强,但林地土壤存在侵蚀加剧的风险。

图 6 林地和裸地土壤可蚀性 K 值变化特征Fig. 6 Changes of estimated soil erodibility K values in forest and bare lands

3 结论

1)近 40 年长期监测结果表明,红壤林地和裸地的土壤机械组成均呈现砂粒增加、黏粒减少的趋势。植被恢复显著促进了土壤有机质积累,林地有机质含量较裸地提高更显著,表明植被覆盖对土壤肥力恢复具有决定性作用。

2)林地径流量呈现持续下降趋势,减少至原来的约 58%,主要归因于植被冠层截留及土壤入渗能力增强;而裸地径流量受降雨量和土壤性质共同影响,呈现波动变化特征。

3)林地产沙量在乔灌木结构形成后趋近于零,裸地产沙量呈现“先峰后谷”的动态变化,且产沙峰值较径流峰值提前,反映土壤 K 值降低、土壤抗蚀性提升是抑制侵蚀量的关键因素。

4)土壤可蚀性 K 值分析显示,裸地由于前期侵蚀严重、后期有机质逐步积累,使得 K 值先升后降;林地尽管初期 K 值下降,但后期因土壤黏粒含量降低,质地粗骨化,导致 K 值回升,因此在长期植被恢复下仍存在潜在侵蚀风险。

参考文献:

- [1] Lal R. Soil erosion impact on agronomic productivity and environment quality[J]. Critical Reviews in Plant Sciences, 1998, 17(4): 319–464.
- [2] 史学正,史德明. 综合利用我国红壤资源防治水土流失[J]. 水土保持学报, 1992, 6(1): 33–39.

- [3] 文慧颖, 吴华勇, 董岳, 等. 不同土地利用方式下南亚热带赤壤酸化特征[J]. 土壤, 2023, 55(2): 372–378.
- [4] 邓羽松, 蔡崇法. 红壤丘陵区崩岗侵蚀调查与监测防治技术进展[J]. 土壤学报, 2025, 62(2): 322–333.
- [5] 韦江杏, 邓羽松. 花岗岩红壤丘陵区崩岗侵蚀与典型切沟侵蚀的异同点探析[J]. 土壤, 2024, 56(4): 718–725.
- [6] Wu X, Zhu C, Yu J, et al. Ecological vulnerability in the red soil erosion area of Changting under continuous ecological restoration: spatiotemporal dynamic evolution and prediction[J]. Forests, 2022, 13(12): 2136.
- [7] 彭新华, 张斌, 赵其国. 红壤侵蚀裸地植被恢复及土壤有机碳对团聚体稳定性的影响[J]. 生态学报, 2003, 23(10): 2176–2183.
- [8] 何圣嘉, 谢锦升, 杨智杰, 等. 南方红壤丘陵区马尾松林下水土流失现状、成因及防治[J]. 中国水土保持科学, 2011, 9(6): 65–70.
- [9] Niu L, Hu J, Li P, Zhao G, Mu X. The effect of vegetation restoration on erosion processes and runoff on a hillslope under simulated rainfall[J]. Water, 2025, 17: 2411.
- [10] Fu B J, Zhao W W, Chen L D, et al. Assessment of soil erosion at large watershed scale using RUSLE and GIS: A case study in the Loess Plateau of China[J]. Land Degradation & Development, 2005, 16(2): 197–208.
- [11] Tu Z H, Chen S Y, Chen Z X, et al. Hydrological properties of soil and litter layers of four forest types restored in the gully erosion area of latosol in South China[J]. Forests, 2023, 14(2): 360.
- [12] Deng L, Shangguan Z P, Sweeney S. “Grain for Green” driven land use change and carbon sequestration on the Loess Plateau, China[J]. Scientific Reports, 2014, 4: 7039.
- [13] 史学正, 于东升, 邢廷炎, 等. 用田间实测法研究我国亚热带土壤的可蚀性 K 值[J]. 土壤学报, 1997, 34(4): 399–405.
- [14] Wischmeier W H, Johnson C B, Cross B V. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. Journal of Soil and Water Conservation, 1971, 26(5): 189–193.
- [15] 田芷源, 梁音, 赵院, 等. 中国水蚀区土壤可蚀性因子更新方法与应用[J]. 中国水土保持科学(中英文), 2023, 21(6): 63–70.
- [16] 王移. 红壤坡地花生不同种植措施的水沙过程和防蚀机制研究[D]. 北京: 中国科学院大学, 2016.
- [17] 顾亚兰, 梁音, 曹龙熹, 等. 红黏土侵蚀劣地集水区 30 年植被恢复中的水沙特征[J]. 中国水土保持科学, 2017, 15(3): 1–8.
- [18] 顾亚兰. 第四纪红黏土区侵蚀劣地生态恢复 30 年前后的环境效应研究[D]. 北京: 中国科学院大学, 2017.
- [19] 张黎明. 我国南方不同类型土壤可蚀性 K 值及相关因子研究[D]. 海口: 华南热带农业大学, 2005.
- [20] 武逸杭. 南方典型区土壤可蚀性 K 值的时间波动规律与机制研究[D]. 北京: 中国科学院大学, 2025.
- [21] 梁音, 刘宪春, 曹龙熹, 等. 中国水蚀区土壤可蚀性 K 值计算与宏观分布[J]. 中国水土保持, 2013(10): 35–40, 79.
- [22] 王钰双, 陈芸芝, 卢文芳, 等. 闽江流域不同土地利用情景下的径流响应研究[J]. 水土保持学报, 2020, 34(6): 30–36.
- [23] 孙雪娇, 李吉玫, 张毓涛, 等. 天山北坡山地森林林地产生流沙特征及其影响因素分析[J]. 生态环境学报, 2021, 30(9): 1821–1830.
- [24] 温永福, 高鹏, 穆兴民, 等. 野外模拟降雨条件下径流小区产流产沙试验研究[J]. 水土保持研究, 2018, 25(1): 23–29.
- [25] 牟丽敏, 周娜娜, 冯娅瑛, 等. 裸露根系分布影响坡面产流产沙特征研究[J]. 中国水土保持科学, 2025, 23(1): 80–89.
- [26] 查小春, 唐克丽. 黄土丘陵林地土壤侵蚀与土壤性质变化[J]. 地理学报, 2003, 58(3): 464–469.
- [27] 朱冰冰, 李占斌, 李鹏, 等. 土地退化/恢复中土壤可蚀性动态变化[J]. 农业工程学报, 2009, 25(2): 56–61.
- [28] 张晨阳, 杨伟, 汪零, 等. 基于 REE 示踪对红壤细沟间侵蚀团聚体周转和泥沙迁移特征的研究[J]. 土壤学报, 2024, 61(6): 1492–1505.