

王定斌, 陈晓燕, 廖丛云, 陈立搏, 张胜辉, 张秋桔, 朱平宗. 秸秆还田配施腐解剂对中低产紫色土坡耕地土壤抗蚀性能的影响[J]. 土壤学报, 2026,

WANG Dingbin, , CHEN Xiaoyan, , LIAO Congyun, CHEN Libo, , ZHANG Shenghui, , ZHANG Qiujie, , ZHU Pingzong, . Effects of Straw Incorporation Combined with Decomposition Agent on Soil Erosion Resistance in Medium-low Yield Purple Soil Sloping Farmland[J]. Acta Pedologica Sinica, 2026,

秸秆还田配施腐解剂对中低产紫色土坡耕地土壤抗蚀性能的影响*

王定斌^{1,2}, 陈晓燕^{1,2}, 廖丛云¹, 陈立搏^{1,2}, 张胜辉^{1,2}, 张秋桔^{1,2}, 朱平宗^{1,2†}

(1. 西南大学资源环境学院, 重庆 400716; 2. 水土保持生态修复重庆市重点实验室, 重庆 400716)

摘要: 秸秆还田在改善土壤结构、阻控水土流失、抑制土地退化等方面具有不可替代的作用, 但自然条件下秸秆分解效率低成为制约其广泛应用的一个重要因素。腐解剂可促进秸秆分解, 探究秸秆还田配施腐解剂对中低产坡耕地土壤抗蚀性能的影响及其机制, 对于中低产坡耕地耦合农业废弃物资源化利用的水土流失阻控措施的应用具有重要意义。基于此, 本研究通过野外原位监测试验, 在秸秆全量还田的基础上, 以不施用腐解剂为对照, 根据腐解剂活菌数量设置 1、2、3 和 4 kg·hm⁻² 共 4 个腐解剂施用量, 明确了不同腐解剂施用量下土壤抗蚀性能差异及其主控因素。结果表明: (1) 秸秆腐解剂的施用显著提升了秸秆的分解效率, 改善了土壤结构。其中, 秸秆分解量和分解效率随腐解剂施用量的增加而显著提高; 腐解剂的施用显著减少了土壤粉粒和黏粒含量, 增加了砂粒含量, 同时显著增加了土壤的饱和含水量、田间持水量和有机质含量。(2) 综合来看, 秸秆腐解剂的施用显著提高了土壤抗蚀性能, 与对照相比, 土壤抗蚀性能综合指数 (comprehensive soil resistance index, CSRI) 增加了 43.24%~360.77%。(3) 土壤抗蚀性能的增加与秸秆残余量和秸秆分解驱动的土壤理化性质的变化显著相关。偏最小二乘结构方程模型结果表明, CSRI 的增加主要受残留秸秆的直接捆绑和固结作用 (路径系数为 0.43) 以及秸秆通过分解增加土壤有机质含量的间接作用 (路径系数为 0.40) 的共同影响。秸秆还田配施腐解剂能够显著提高中低产紫色土坡耕地的土壤抗侵蚀能力, 且残留秸秆通过其直接作用提高土壤抗侵蚀能力的作用略大于秸秆通过分解增加有机质含量的间接作用。但仅当腐解剂用量大于 3 kg·hm⁻² 时, CSRI 才显著增大。相关研究结果可为中低产紫色土坡耕地的可持续利用及长江经济带绿色高质量发展提供科学指导。

关键词: 秸秆还田; 秸秆腐解剂; 土壤抗蚀性能; 中低产坡耕地

中图分类号: S157.1

文献标志码: A

Effects of Straw Incorporation Combined with Decomposition Agent on Soil Erosion Resistance in Medium-low Yield Purple Soil Sloping Farmland

WANG Dingbin^{1,2}, CHEN Xiaoyan^{1,2}, LIAO Congyun¹, CHEN Libo^{1,2}, ZHANG Shenghui^{1,2}, ZHANG Qiujie^{1,2}, ZHU Pingzong^{1,2†}

(1. College of Resources and Environment, Southwest University, Chongqing 400716, China; 2. Chongqing Key Laboratory of Soil and Water Conservation and Ecological Restoration, Chongqing 400716, China)

Abstract: 【Objective】 Straw return is vital for improving soil structure, controlling erosion, and mitigating degradation. Nevertheless, the low straw decomposition efficiency under natural conditions greatly limits its widespread application. As a critical measure to promote straw decomposition, investigating the impacts of straw returning combined with decomposition agents on soil erosion resistance of medium-low yield sloping farmland, as well as the underlying mechanisms, holds significant importance for applying soil and water loss control measures

*国家自然科学基金项目 (42307422)、重庆市自然科学基金创新发展联合基金重点项目 (CSTB2024NSCQ-LZX0075) 和重庆市水利科技项目 (CQSLK-2023016) 共同资助 Supported by the National Natural Science Foundation of China (No. 42307422), Chongqing Natural Science Foundation Innovation and Development Joint Fund Key Projects (No. CSTB2024NSCQ-LZX0075), and Chongqing Water Conservancy Science and Technology Project (No. CQSLK-2023016)

† 通讯作者 Corresponding author, E-mail: zpz2411615087@163.com

作者简介: 王定斌 (2000-), 男, 重庆北碚人, 硕士研究生, 主要从事土壤侵蚀和水土保持研究, Email: 13042364261@163.com

收稿日期: 2025-06-18; 收到修改稿日期: 2025-10-23; 网络首发日期 (www.cnki.net):

that integrate the resource utilization of agricultural waste. **【Methods】** A field *in-situ* monitoring experiment was conducted under the condition of full straw return. With no decomposition agent application as the control, four straw decomposing agents were co-applied with straw at rate of 1, 2, 3, and 4 kg·hm⁻² and designed based on the viable bacterial count of the decomposer. The differences in soil erosion resistance and their dominant influencing factors under varying decomposer application rates were clarified. **【Results】** The application of straw decomposition agent significantly promoted straw decomposition efficiency and improved soil structure. The straw decomposition amount and efficiency increased significantly with the increase in the application rate of the decomposition agent. Also, application of decomposing agent significantly reduced soil silt and clay contents, while significantly increasing soil sand content, saturated water content, field capacity, and organic matter content. Moreover, the soil erosion resistance was significantly improved with the application of straw decomposition agent. Compared to the control, the comprehensive soil resistance index (CSRI) increased by 43.24% ~ 360.77%. In addition, the results of *PLS-SEM* showed that the increase of CSRI was mainly governed by the direct binding and consolidation of residual straw (path coefficient 0.43) and the indirect effect of straw decomposition on the increase in soil organic matter content (path coefficient 0.40). **【Conclusion】** Straw return combined with straw decomposition agents significantly increased soil erosion resistance of medium-low yield purple sloping farmland. Moreover, the direct effects of residual straw in enhancing soil erosion resistance slightly outweigh its indirect effects in increasing soil organic matter content via decomposition. However, a significant increase in CSRI was only detected when the application rate exceeded 3 kg·hm⁻². This indicates that effective enhancement of erosion resistance requires a threshold application rate exceeding 3 kg·hm⁻² for decomposing agents. These findings provide scientific guidance for the sustainable utilization of medium-low-yield purple soil sloping farmland and the green and high-quality development of the Yangtze River Economic Belt.

Key words: Straw return; Straw decomposition agent; Soil erosion resistance; Medium-low yield cropland

土壤侵蚀是全球土地退化的主要驱动力之一，对全球农业生产构成严重威胁，显著影响全球粮食安全^[1]。而土壤抗蚀性能表征了土壤抵抗侵蚀的综合性能，其大小直接反映了侵蚀发生的敏感性。大量的研究表明，秸秆还田能够显著提升土壤抗蚀性能，有效阻控土壤侵蚀^[2]。但秸秆还田也会带来一系列负效应，如自然条件下秸秆分解速率相对缓慢，过量的秸秆残余会影响下一季作物播种^[3]，秸秆覆盖带来病虫害影响作物生长等^[4]，使得秸秆还田的推广应用受阻。因此，探究耦合农业废弃物资源化利用和水土流失阻控的秸秆还田技术，对于农业生态，尤其是退化农业生态系统的绿色可持续发展具有重要意义。

秸秆腐解剂可加速秸秆分解，其含有多种促进秸秆分解的微生物菌群，能够有效克服秸秆分解慢、分解不彻底造成的负面效应^[5]。近年来，秸秆腐解剂的使用愈发成熟，关于秸秆腐解剂的研究也逐年增多^[6]。大量的研究表明，秸秆腐解剂的施用能够促进秸秆分解，使秸秆分解率提高 20%~40%^[7]，并通过促进腐殖酸等物质的生成提升土壤团聚体的含量及稳定性^[8]。段正宇等^[9]对南京水稻土进行研究发现，秸秆分解能够促进土壤小孔隙向大孔隙转换，增加土壤孔隙连通性，改善土壤渗透性；Ji 等^[10]在江苏黄壤地区的试验也发现，秸秆腐解剂的施用能够显著增加土壤有机质含量。而土壤有机质含量、土壤孔隙度和团聚体稳定性均会显著影响土壤抗蚀性能^[11]，当前研究多聚焦于秸秆腐解剂对秸秆分解速率、土壤养分含量和作物产量的影响^[12]，但关于其对土壤抗蚀性能的影响及调控机制尚不明确。

坡耕地作为西南紫色土区的主要耕地类型，约占农田总面积的 60%，是中国受水土流失影响最严重的地区之一。剧烈的水土流失不仅会导致坡耕地耕层变薄，同时会破坏土壤的物理、化学和生物功能，导致土壤结构变差、肥力下降，使得 70% 以上的紫色土坡耕地成为中低产坡耕地^[13]。加之该地区地块破碎，农业机械化程度低，秸秆整株还田分解效率低，导致秸秆直接还田方式占比少，而多采用焚烧还田的方式，给区域生态环境带来了巨大压力^[14]。因此，为有效阻控紫色土区坡耕地的水土流失，提高其农业废弃物资源化利用率，本研究以紫色土坡耕地为研究对象，通过田间定位试验，系统分析秸秆分解速率、土壤理化性质和抗蚀性能随秸秆腐解剂施用量的变化，并探究秸秆腐解剂施用对土壤抗蚀性能影响的作用途径，相关研究结果对于建立耦合农业废弃物资源化利用的中低产坡耕地水土流失阻控措施体系具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于重庆市石柱土家族自治县鱼池镇（30°15'56.8"N，108°13'24.7"E）（图 1），海拔介于 800~1 563 m，气候类型为典型的亚热带季风气候，多年平均降水量 1 100 mm，年均降水日数 155 d，降水主要集中在 5—10 月，年平均气温 12℃，无霜期年均 228 d，年均日照数 1 200 h。研究区坡耕地主要土壤类型为侏罗纪紫色泥（页）岩发育的紫色土，坡度介于 2~10°，主要种植玉米和土豆。

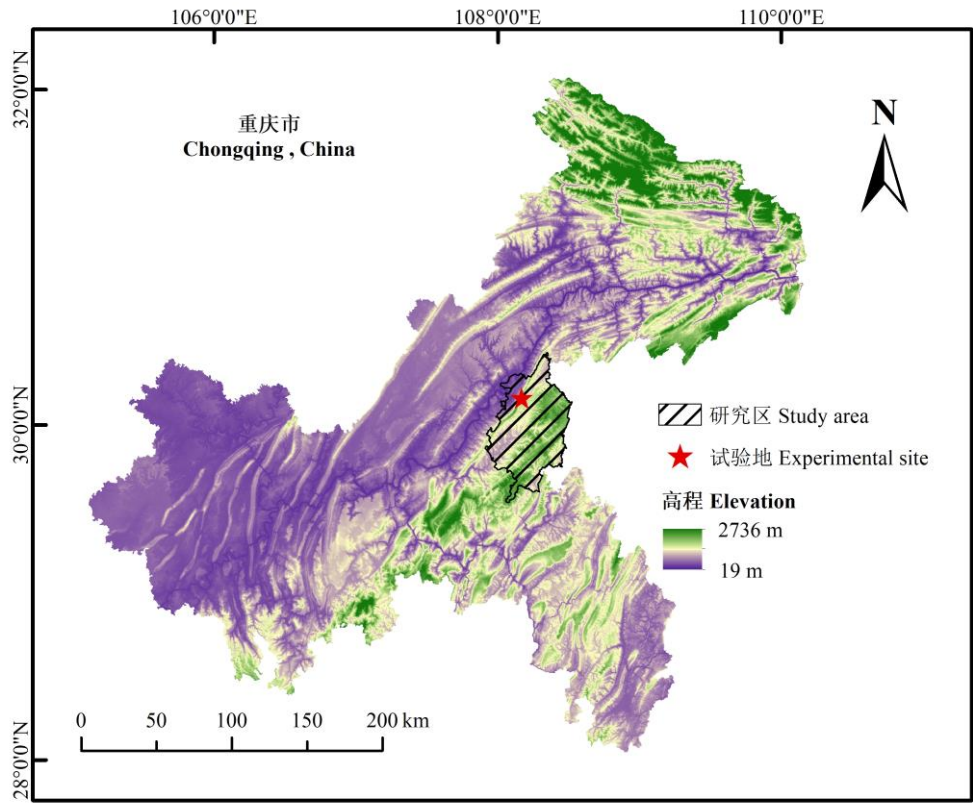


图 1 研究区位置图（按彩图发表）

Fig. 1 Location of study area

2024 年 3 月，在野外勘察的基础上，在重庆市石柱土家族自治县鱼池镇团结村选取了一块面积为 2000 m²，平均坡度为 8° 的典型中低产坡耕地（种植玉米），共修建了 10 个面积为 8 m²（长 4 m，宽 2 m）的试验小区。根据该地块上一年度玉米秸秆的产量，采用玉米秸秆全量还田方式（5 t·hm⁻²）；前人在不同研究区不同腐解剂施用量下添加的有效活菌数量介于 0.3 万亿~1.5 万亿个·hm⁻² [7,15]，基于本试验使用秸秆腐解剂的单位有效活菌数量（0.5 万亿个·kg⁻¹）及腐解剂推荐施用量（3 kg·hm⁻²），本研究以不施用秸秆腐解剂的处理为对照，设置 1、2、3 和 4 kg·hm⁻² 共 4 个腐解剂用量梯度，对应的添加的有效活菌数量分别为 0.5、1.0、1.5 和 2.0 万亿个·hm⁻²。试验于 2024 年 3 月开始，2024 年 9 月结束。

1.2 试验材料

供试秸秆腐解剂为农旭旺微生物菌剂（有效菌种为枯草芽孢杆菌、苏云金芽孢杆菌，有效活菌数≥5.0 亿个·g⁻¹，粉剂，购自河南郑州农旭旺生物科技有限公司）；供试玉米品种为康农玉 188；供试秸秆为上一季玉米秸秆，秸秆初始养分见表 1。

表 1 供试秸秆初始养分含量
Table 1 Initial nutrient content of straw

试验材料 Experimental material	全氮 Total nitrogen / (g·kg ⁻¹)	全磷 Total phosphorus / (g·kg ⁻¹)	全钾 Total potassium / (g·kg ⁻¹)	有机碳 Organic carbon / (g·kg ⁻¹)	碳氮比 Carbon-nitrogen ratio
秸秆 Straw	6.98	1.14	7.75	425.47	60.96

1.3 试验过程

每个腐解剂梯度设置 2 个试验小区，每个小区面积 8 m²。在 2024 年 5 月 7 日将玉米秸

秆（秸秆还田前先切成 3~5 cm 的小段）均匀覆盖在小区土壤表面，再将秸秆腐解剂与水按质量比 1:15 混匀后均匀喷洒在秸秆表面，然后采用人工翻耕的方式将喷洒腐解剂的玉米秸秆均匀混入小区土壤内（喷洒腐解剂后立即翻耕），翻耕深度为 20 cm。并于 5 月 9 日采用人工种植玉米，种植密度为 50 000 株·hm⁻²，行距 80 cm，株距 50 cm，并在种植时一次性施入 750 kg·hm⁻² 复合肥（N:P₂O₅:K₂O=15:15:15），在玉米种植后的第 15 天和第 35 天分别追施 150 kg·hm⁻² 和 225 kg·hm⁻² 的尿素。并在玉米收获后（2024 年 9 月）通过野外采样、室内分析相结合的方法测定每个处理小区的秸秆分解特性、土壤理化性质及抗侵蚀性能指标。

1.4 样品采集与测定

（1）秸秆分解特性的测定。本研究选用秸秆残余量（Straw Residual Amount, SRA）、秸秆分解量（Straw Decomposition Amount, SDA）和秸秆分解效率（Straw Decomposition Efficiency, SDE）这三个指标来反映秸秆分解特性。由于土壤侵蚀发生在土壤表面，因此土壤理化性质对抗蚀性能的影响主要与表层 0~5 cm 或 0~10 cm 土壤理化性质有关，而本研究将还田秸秆切成 3~5 cm 的小段，因此本研究选择采集 0~10 cm 土层的土壤样品并测定其理化性质。但由于秸秆翻耕深度为 20 cm，为保证秸秆分解特性和土壤指标测定的一致性，分别测定了 0~10 cm 和 10~20 cm 土层的秸秆分解特性，但本研究中仅使用 0~10 cm 土层的秸秆分解特性数据进行分析。采样分为秸秆掺入后（2025 年 5 月 9 日）和玉米收获后（2025 年 9 月 24 日）两个时段进行，采样使用特制取土容器（高 10 cm，底面积 100 cm²）采集 0~10 cm 和 10~20 cm 土层土壤样品，每个小区每个土层分别在距小区上部 1、2 和 3 m 的部位采集 3 个土壤样品。将采集的土壤样品带回实验室，用 1 mm 筛网冲洗土壤样品，收集两个土层的土样中残留的秸秆，在 65 °C 恒温下烘干至恒重后，分别称重并取平均值，同时将秸秆掺入时段测得秸秆质量记为 A_0 ，玉米收获时段测得秸秆质量记为 A_t ，并以此计算秸秆分解特性，计算公式如下：

$$SRA = \frac{A_t}{S \times 100}; SDA = \frac{A_0 - A_t}{S \times 100}; SDE = \frac{A_0 - A_t}{A_0} \times 100\% \quad (1)$$

式中， A_0 为秸秆掺入时段测得的秸秆质量（g）； A_t 为玉米收获后测得的秸秆质量（g）； S 为采样容器底面积（100 cm²）；100 为 g·cm⁻² 与 t·hm⁻² 单位之间的换算值；SRA 为秸秆残余量（t·hm⁻²）；SDA 为秸秆分解量（t·hm⁻²）；SDE 为秸秆分解效率（%）。

（2）土壤理化性质测定。在玉米收获后，采用环刀法测定土壤容重、饱和含水量、田间持水量和孔隙度^[16]，使用体积为 100 cm³ 的标准环刀在每个小区距小区上部 1、2 和 3 m 的部位分别采集 0~10 cm 土层原状土样。取出环刀后在相应位置采集 0~10 cm 散土样约 2 kg，混匀后带回实验室自然风干，去除石头、秸秆和根系等杂质后分别通过 2 mm 和 0.25 mm 孔径筛网用于测定土壤机械组成（Masterizer-2000 激光粒度仪）和土壤有机质含量（重铬酸钾比色法）^[17]。

（3）土壤抗蚀性能指标的测定。在前人研究的基础上，本研究选择土壤黏结力、贯入阻力、平均水滴冲击数、团聚体平均质量直径、饱和导水率、崩解速率、可蚀性 K 因子和结构稳定指数作为土壤抗蚀性能指标^[18]。其中，土壤黏结力使用 Eijkelkamp 型微黏结力仪测定，土壤贯入阻力使用 TYD-1 贯入仪测定，每个小区测定 10 次；土壤平均水滴冲击数和团聚体平均质量直径分别采用水滴冲击法和湿筛法测定^[19]；饱和导水率通过使用大环刀（直径 10 cm，高 5 cm）采集 0~10 cm 土层原状土样，带回实验室采用定水头法测定，每个小区重复 3 次；土壤崩解速率则通过使用小环刀（直径 6.18 cm，高 2 cm）采集表层土壤原状土样，采用静水崩解法测定^[20]，每个小区重复 3 次；土壤可蚀性 K 因子首先通过 EPIC 模型估算，然后使用 Zhang 等^[21]提出的经验公式进行校正；土壤结构稳定指数（SSI）则通过土壤有机质、砂粒和粉粒含量进行计算^[22]，具体计算公式如下：

$$K_{EPIC} = \left\{ 0.2 + 0.3 \exp \left[-0.0256 SAN / (1 - SIL / 100) \right] \right\} \left(\frac{SIL}{CLA + SIL} \right)^{0.3} \quad (2)$$

$$\left(1.0 - \frac{0.25C}{C + \exp(3.72 - 2.95C)} \right) \left(1.0 - \frac{0.7SN1}{SN1 + \exp(-5.51 + 22.9SN1)} \right) \quad (3)$$

$$K = -0.01383 + 0.5158 K_{EPIC} \quad (3)$$

$$SSI = \frac{SOM}{Clay + Silt} \times 1000 \quad (4)$$

式中， K_{EPIC} 为 EPIC 模型估算的 K 因子；SAN、SIL、CLA 和 C 分别为砂粒、粉粒、黏粒

含量(%) 和土壤有机碳含量($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$); $\text{SN1}=1\text{-SAN}/100$; K 是本研究中使用的调整后的 K 因子; SSI 为土壤结构指数; SOM 为土壤有机质含量($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$); Clay 为土壤黏粒含量(%); Silt 为土壤粉粒含量(%)。

(4) 土壤抗蚀性能综合指数的计算。为了全面评价秸秆腐解剂施用对土壤抗蚀性能的潜在影响, 基于上述测定的 8 个土壤抗蚀性能指标, 采用加权求和法, 计算了一个土壤抗蚀性能综合指数 (Comprehensive Soil Erosion Resistance Index, CSRI), 公式如下:

$$\text{CSRI} = \sum_{i=1}^n W_i C_i \quad (5)$$

式中, CSRI 为土壤抗蚀性能综合指数, W_i 为指标权重系数, C_i 为指标隶属度。其中各抗蚀性能指标的权重系数通过因子分析法确定, 而各抗蚀性能指标的隶属度由各指标的隶属度函数确定, 隶属度函数一般分为“S”型和反“S”型, 根据各指标对土壤抗蚀性能综合指数的正负效应选择函数并确定其隶属度。通常如果土壤抗蚀性指标与土壤综合抗蚀性能呈正相关关系, 则采用“S”型隶属函数计算隶属度, 如本研究中的土壤黏结力、平均水滴冲击数、团聚体平均质量直径、饱和导水率和结构稳定指数。相反, 如果土壤抗蚀性指标与土壤综合抗蚀性能之间呈负相关关系, 则使用反“S”型隶属函数来计算隶属度, 如本研究中的土壤贯入阻力、崩解速率和可蚀性 K 因子^[23]。

1.5 数据处理

不同秸秆腐解剂施用量下秸秆分解特性、土壤理化性质和土壤抗蚀性指标差异的显著性采用单因素方差分析 (one-way ANOVA) 中的多重比较法 (LSD) 进行分析。 CSRI 和秸秆腐解剂施用量之间的关系采用非线性回归方法分析。秸秆分解特性、土壤特性与土壤抗蚀性指标和 CSRI 之间的相关性采用 Pearson 相关分析获得。秸秆分解特性和土壤特性对 CSRI 的作用途径使用偏最小二乘路径模型 (PLS-SEM) 构建结构方程模型进行分析。差异性分析使用 IBM SPSS 软件 (21.0 版) 进行, 结构方程模型由 Rstudio 软件构建, 图的绘制通过 Origin Pro 软件 (21.0 版) 进行。

2 结果

2.1 不同秸秆腐解剂施用量下秸秆分解特性的差异

秸秆腐解剂的施用显著促进了秸秆的分解。不同处理秸秆残余量、秸秆分解量和分解效率分别介于 $0.54\sim1.05\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 、 $1.45\sim1.96\text{ t}\cdot\text{hm}^{-2}$ 和 $58.00\%\sim78.39\%$, 且秸秆残余量均随着腐解剂施用量的增大而减小, 而秸秆分解量和分解效率随腐解剂施用量的增大而增大 (图 2)。与对照相比, 秸秆分解量和分解效率分别增加了 $11.26\%\sim35.17\%$ 和 $11.24\%\sim35.16\%$ 。单因素方差分析结果表明, 与对照相比, 秸秆腐解剂施用后, 秸秆分解效率显著提高 ($P<0.05$)。但秸秆腐解剂施用量从 $1\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 增加至 $2\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 时, 各秸秆分解特性未有显著变化, 而当腐解剂施用量大于 $3\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 时, 秸秆残余量显著降低, 秸秆分解量和秸秆分解效率显著升高。

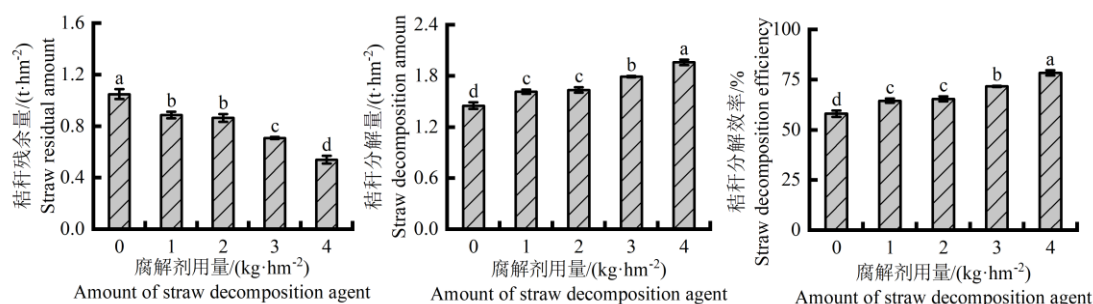


图 2 不同秸秆腐解剂施用量秸秆分解特性的差异

Fig. 2 Differences in straw decomposition characteristics under different application rates of straw decomposition agent

2.2 不同秸秆腐解剂施用量对土壤理化性质的影响

秸秆腐解剂的施用显著改善了土壤结构 (表 2)。不同秸秆腐解剂施用量下土壤容重和土壤黏粒含量分别介于 $1.21\sim1.27\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ 和 $5.09\%\sim6.06\%$, 且随秸秆腐解剂施用量的增加而呈下降趋势, 但仅土壤黏粒含量在 $4\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 施用量下与对照存在显著差异 ($P<0.05$)。不同

秸秆腐解剂施用量下总孔隙度、饱和含水量、田间持水量和有机质含量的变化范围分别介于 52.07%~54.27%、34.48%~44.39、33.00%~42.44%和 23.22~25.63 g·kg⁻¹，且随腐解剂施用量的增加而呈增大趋势，其中，总孔隙度呈不显著的增大趋势，而土壤饱和含水量、田间持水量和有机质含量则表现为显著增大趋势 ($P<0.05$)。土壤砂粒含量和水稳性团聚体含量在不同秸秆腐解剂施用量下分别介于 4.22%~7.27%和 80.06%~82.51%，其中，砂粒含量随腐解剂施用量的增加而呈先增大后减小的波动变化，并在 3 kg·hm⁻² 腐解剂用量下达到最大值；水稳性团聚体含量随腐解剂施用量的增加而呈现先减小后增大的波动变化，并在 4 kg·hm⁻² 腐解剂用量下达到最大值。土壤粉粒含量在不同秸秆腐解剂施用量下介于 86.99%~90.43%，且随腐解剂施用量的增加呈波动变化，在 3 和 4 kg·hm⁻² 腐解剂施用量下显著低于其他处理 ($P<0.05$)。综合来看，秸秆腐解剂施用量在 1 和 2 kg·hm⁻² 时，相较于秸秆直接还田 (0 kg·hm⁻² 秸秆腐解剂施用量) 各土壤理化性质没有显著差异，当腐解剂用量大于 3 kg·hm⁻² 时，土壤黏粒含量和粉粒含量出现了显著下降 ($P<0.05$)，砂粒含量、饱和含水量、田间持水量、稳性团聚体含量和有机质含量出现了显著上升 ($P<0.05$)。

表 2 不同秸秆腐解剂施用量下土壤理化性质的差异

Table 2 Differences in soil physical and chemical properties under different application rates of straw decomposition agent

土壤理化性质 Soil physicochemical properties	腐解剂施用量 Amount of straw decomposition agent / (kg·hm ⁻²)				
	0	1	2	3	4
黏粒 Clay /%	6.06±0.42a	5.77±0.47ab	5.35±0.51ab	5.74±0.08ab	5.09±0.12b
粉粒 Silt /%	89.69±0.24a	89.76±0.14a	90.43±0.89a	86.99±0.22c	88.22±1.15b
砂粒 Sand /%	4.25±0.28b	4.47±0.40b	4.22±0.44b	7.27±0.28a	6.69±1.22a
土壤容重 Bulk density / (g·cm ⁻³)	1.27±0.03a	1.26±0.07a	1.25±0.05a	1.24±0.02a	1.21±0.03a
饱和含水量 Saturated water content /%	34.48±1.69c	35.72±2.11bc	37.99±2.23bc	39.67±2.83b	44.39±2.86a
田间持水量 Field moisture capacity /%	33.00±1.16c	34.15±1.48bc	36.32±1.60bc	37.91±3.08b	42.44±3.23a
总孔隙度 Total porosity /%	52.07±1.30a	52.45±2.65a	52.75±1.93a	52.91±0.77a	54.27±1.25a
水稳性团聚体 Water-stable aggregates /%	80.33±0.72ab	80.18±2.05ab	80.06±0.56b	80.47±1.44ab	82.51±0.48a
有机质 Organic matter content / (g·kg ⁻¹)	23.22±0.28c	23.56±0.89bc	23.63±0.31bc	24.50±0.52b	25.63±0.22a

注：表中数据为平均值±标准差；水稳性团聚体为>0.25 mm 团聚体含量；同行不同小写字母表示不同腐解剂用量处理间的差异显著 ($P<0.05$)。Note: The data in the table are mean ± standard deviation; the water-stable aggregates were > 0.25 mm aggregate content; different lowercase letters indicated that there were significant differences among treatments with different dosage of decomposing agent ($P<0.05$).

2.3 不同秸秆腐解剂施用量土壤抗蚀性指标的差异

秸秆腐解剂的施用显著影响土壤抗蚀性指标 (图 3)。不同腐解剂施用量下土壤黏结力、平均水滴冲击数、团聚体平均质量直径、饱和导水率和土壤结构稳定性指数分别介于 23.33~31.00 Kpa、34.00~37.67、2.94~4.02 mm、2.21~2.54 mm·min⁻¹ 和 2.43~2.75，且均随秸秆腐解剂施用量的增加而增大。当秸秆腐解剂施用量大于 3 kg·hm⁻² 时，土壤黏结力、团聚体平均质量直径和土壤结构稳定性指数显著大于对照 ($P<0.05$)。而不同秸秆腐解剂施用量下土壤贯入阻力、崩解速率和可蚀性 K 因子分别介于 263.33~350.00 Kpa、0.63~0.94 g·min⁻¹ 和 0.0893~0.1017 t·hm²·h·(MJ·mm·hm²)⁻¹，且均随秸秆腐解剂施用量的增加而减小。当秸秆腐解剂施用量大于 3 kg·hm⁻² 时，土壤贯入阻力、崩解速率和可蚀性 K 因子显著低于对照 ($P<0.05$)。

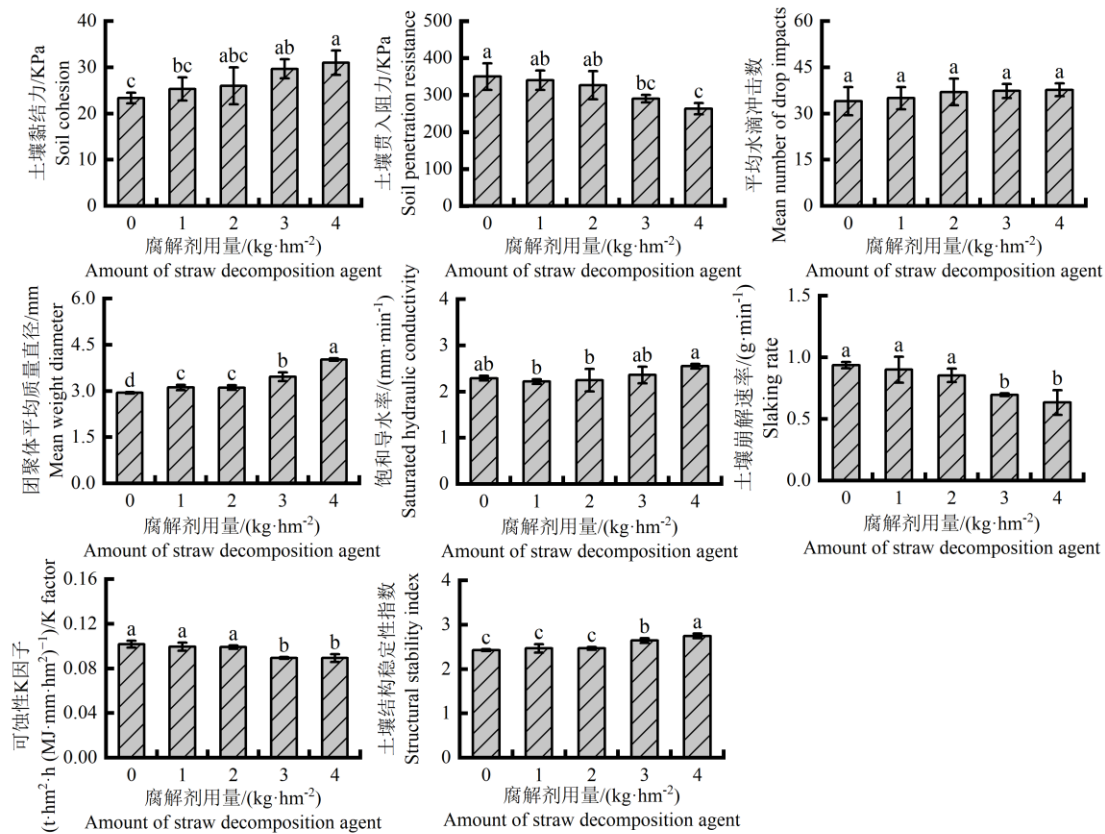


图 3 不同秸秆腐解剂施用量土壤抗蚀性能指标的差异

Fig. 3 Differences in soil anti-erodibility performance indexes under different application rates of straw decomposition agent

上述结果表明，当采用不同的抗蚀性能指标来评估土壤抗蚀性能时结果并不完全一致。如采用平均水滴数来表征土壤抗蚀性能，则腐解剂的施用不会显著影响土壤抗蚀性能；当采用团聚体平均质量直径来表征时，则表现为腐解剂的施用显著提升了土壤抗蚀性能。因此，为了准确全面地量化秸秆腐解剂施用量对土壤抗蚀性能的综合影响，利用上述 8 个抗蚀性指标计算出土壤抗蚀性能综合指数（CSRI）来综合评估秸秆腐解剂施用对土壤抗蚀性能的影响。结果表明，不同秸秆腐解剂施用量下 CSRI 的变化为 0.19~0.86，且 CSRI 随秸秆腐解剂施用量的增加呈指数函数增大（图 4）。与对照相比，1、2、3 和 4 kg·hm⁻² 腐解剂施用量下的 CSRI 分别增加了 43.24%、68.92%、244.94%和 360.77%，但仅当腐解剂施用量大于 3 kg·hm⁻² 时，CSRI 才显著大于对照（ $P<0.05$ ）。

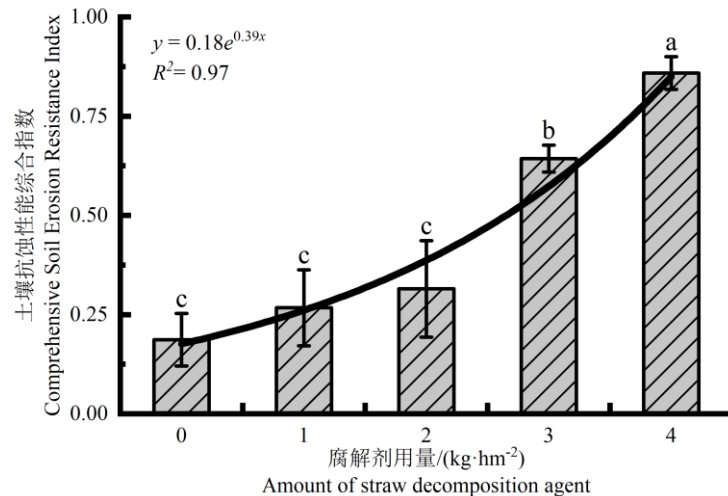
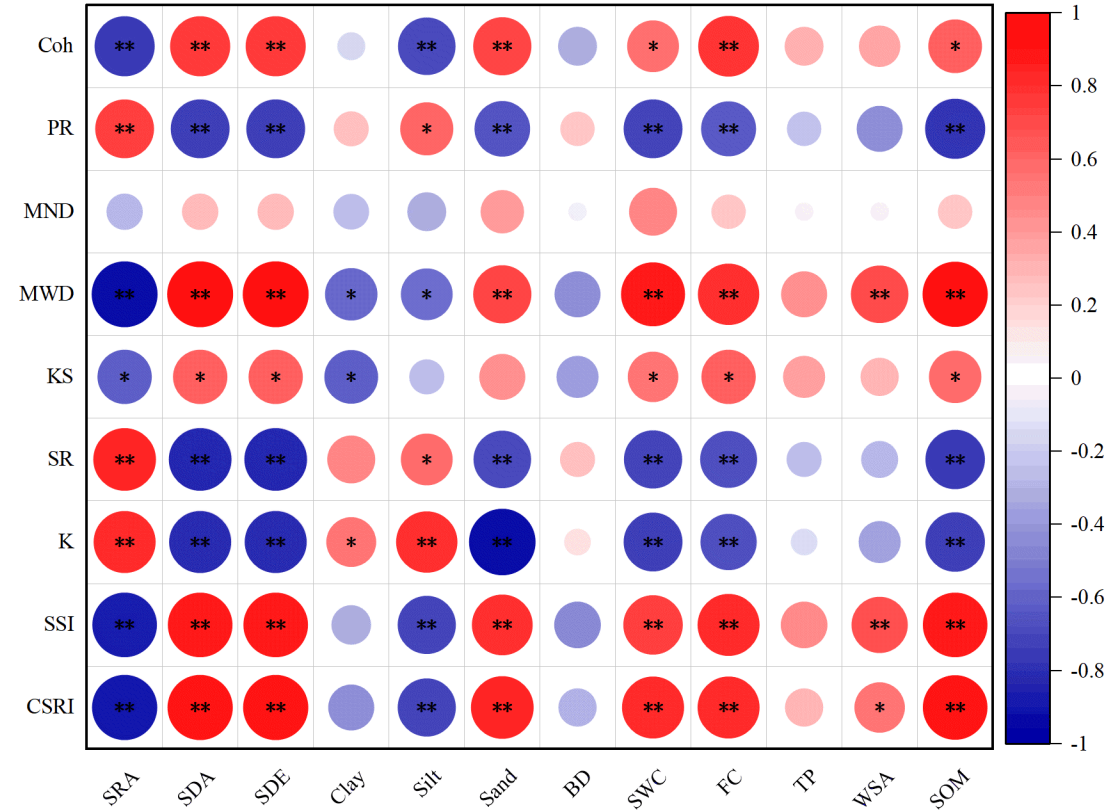


图 4 土壤抗蚀性能综合指数随秸秆腐解剂施用量的变化

Fig. 4 The change of comprehensive soil erosion resistance index with the application rates of straw decomposition agent

2.4 不同腐解剂施用量对土壤抗蚀性能综合指数差异影响

不同腐解剂施用量下土壤抗蚀性能综合指数的差异受秸秆分解特性及其驱动的土壤理化性质变化的共同影响。相关分析结果表明：土壤抗蚀性能指标与大多数秸秆分解特性和土壤理化性质均存在显著相关性，但不同抗蚀性能指标与秸秆分解特性和土壤理化性质的相关性存在一定差异（图 5）。因此，进一步分析了 CSRI 与秸秆分解特性和土壤理化性质的关系。结果表明，CSRI 与秸秆残余量和粉粒含量呈极显著负相关关系（ $P<0.01$ ），与秸秆分解量、秸秆分解效率、砂粒含量、饱和含水量、田间持水量和有机质含量呈极显著正相关关系（ $P<0.01$ ）。



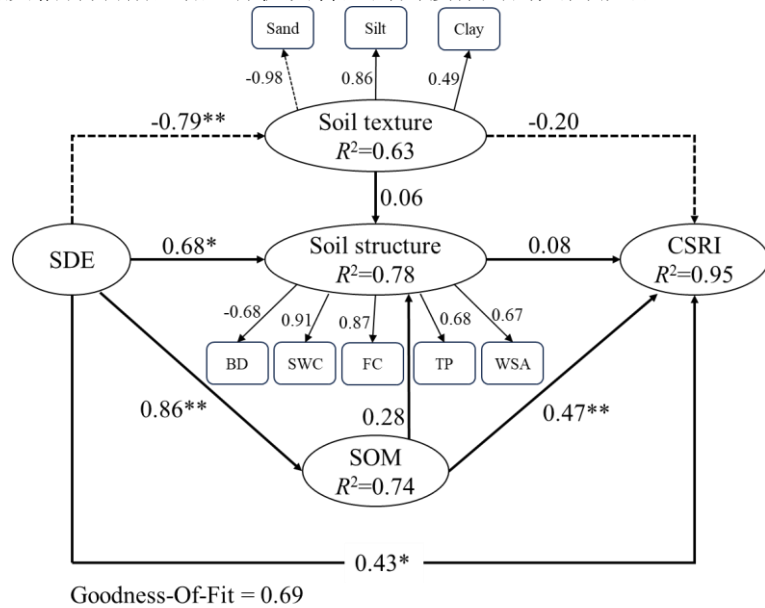
注：Coh 为土壤黏结力，PR 为土壤贯入阻力，MND 为平均水滴数，MWD 为土壤团聚体平均质量直径，Ks 为土壤饱和导水率，SR 为土壤崩解速率，K 为土壤可蚀性因子，SSI 为土壤结构稳定指数，CSRI 为土壤抗蚀性能综合指数；SRA 为秸秆残余量，SDA 为秸秆分解量，SDE 为秸秆分解效率，Clay 为土壤黏粒含量，Silt 为土壤粉粒含量，Sand 为土壤砂粒含量，BD 为土壤容重，SWC 为土壤饱和含水量，FC 为土壤田间持水量，TP 为土壤总孔隙度，WSA 为土壤水稳性团聚体含量，SOM 为土壤有机质含量；* $P<0.05$ ，** $P<0.01$ ，下同。Note: Coh is soil cohesion, PR is soil penetration resistance, MND is the average number of water droplets, MWD is the average mass diameter of soil aggregates, Ks is the soil saturated hydraulic conductivity, SR is the soil disintegration rate, K is the soil erodibility factor, SSI is the soil structure stability index, and CSRI is the soil anti-erodibility comprehensive index. SRA is the residual mass density of straw. SDA is straw decomposition amount, SDE is straw decomposition efficiency, Clay is soil clay content, Silt is soil silt content, Sand is soil sand content, BD is soil bulk density, SWC is soil saturated water content, FC is soil field capacity, TP is soil total porosity, WSA is soil water stable aggregate content, SOM is soil organic matter content. * $P<0.05$, ** $P<0.01$. The same below.

图5 土壤抗蚀性能与秸秆分解特性及土壤特性的相关性分析

Fig. 5 Correlation analysis between soil erosion resistance and straw decomposition characteristics and soil characteristics

由前文可知，不同腐解剂施用量下土壤抗蚀性能综合指数的差异与秸秆分解特性和秸秆分解引起的土壤理化性质变化显著相关。因此，本文采用偏最小二乘结构方程模型进一步明确秸秆腐解剂施用对提升土壤抗蚀性能的影响机制。结果表明，秸秆分解除了会直接增强土壤抗蚀性能外，还会通过增加有机质含量、改善土壤结构和影响土壤机械组成来间接增强土壤的抗蚀性能（图 6）。秸秆分解效率、有机质含量、土壤结构特性和土壤机械组成对 CSRI 的直接路径系数分别为 0.43、0.47、0.08 和 -0.20（图 6），表明秸秆的直接作用及其分解后通过增加土壤砂粒含量和有机质含量、改善土壤结构均会增加土壤抗蚀性能，但只有秸秆的直

接作用及其通过增加有机质含量的间接作用对 CSRI 的影响达到显著水平 ($P<0.05$)。且从总体路径系数来看, 秸秆分解提升土壤抗蚀性能的直接路径系数为 0.43, 通过增加有机质含量提升 CSRI 的间接路径系数为 0.40, 表明秸秆还田配施腐解剂提升土壤抗蚀性能受秸秆分解的直接作用及秸秆分解后增加有机质含量的间接作用的共同影响。



注: 图中 SDE 为秸秆分解效率, Clay 为土壤黏粒含量, Silt 为土壤粉粒含量, Sand 为土壤砂粒含量, BD 为土壤容重, SWC 为土壤饱和含水量, FC 为土壤田间持水量, TP 为土壤总孔隙度, WSA 为土壤水稳性团聚体含量, SOM 为土壤有机质含量, Soil texture 为土壤质地特性, Soil structure 为土壤结构特性, CSRI 为土壤抗蚀性能综合指数。Note: In the figure, SDE is straw decomposition efficiency, Clay is soil clay content, Silt is soil silt content, Sand is soil sand content, BD is soil bulk density, SWC is soil saturated water content, FC is soil field capacity, TP is soil total porosity, WSA is soil water stable aggregate content, SOM is soil organic matter content and CSRI is the soil anti-erodibility comprehensive index.

图 6 土壤抗蚀性能综合指数 (CSRI) 主要影响因素的偏最小二乘结构方程模型结果

Fig. 6 The results of partial least squares structural equation model of the main influencing factors of comprehensive soil erosion resistance index (CSRI)

3 讨论

3.1 秸秆还田配施腐解剂对秸秆分解效率和土壤理化性质的影响

秸秆还田配施腐解剂有利于加速秸秆分解, 改善土壤结构。与对照相比, 秸秆分解效率提高了 11.24%~35.16% (图 2), 这与肖金宝等^[24]的研究结果相符。但秸秆分解效率在腐解剂用量从 1 kg·hm⁻² 增加至 2 kg·hm⁻² 时, 分解效率提升不显著, 而从 2 kg·hm⁻² 增加至 3 kg·hm⁻² 和从 3 kg·hm⁻² 增加至 4 kg·hm⁻² 时分解效率均显著提升 (图 2)。这可能是由于秸秆腐解剂在土壤中的添加量存在一个阈值, 超过该阈值后能够重构土壤中的微生物群落, 营造适宜于秸秆分解相关菌群繁殖的微生物环境, 进而显著提升秸秆分解效率^[25]。陈帅等^[26]的研究结果也表明, 秸秆腐解剂用量存在一个激发阈值, 超过该值后秸秆腐解剂对秸秆的促腐效果会显著提升。

同样, 秸秆腐解剂施用量对土壤理化性质的影响也存在这样一个“阈值”。本研究中, 当腐解剂施用量为 1 kg·hm⁻² 和 2 kg·hm⁻² 时, 土壤机械组成、容重、饱和含水量、田间持水量、总孔隙度、团聚体含量和有机质含量等土壤理化性质没有显著差异 (表 2)。但当秸秆腐解剂施用量达到或超过 3 kg·hm⁻² 时, 土壤砂粒含量显著增大, 而黏粒含量显著减小 (表 2)。这可能是由于试验区土壤为未完全熟化的紫色土, 仍处于风化成土过程中, 在高腐解剂用量下微生物活动频繁, 并通过代谢产生酶和酸等, 有助于加速半风化物的风化成土, 释放砂粒^[27]。另一方面, 由于紫色土富含铁铝矿物和黏土矿物, 腐解剂的施用加速了秸秆分解, 促进了土壤中有机物质 (特别是有机酸) 的积累, 这些有机酸物质能与 Al³⁺ 和 Fe³⁺ 螯合, 从而破坏高岭石和蒙脱石的晶体结构, 致使土壤中黏土矿物减少^[28]。

并且, 试验期与雨季重叠, 试验区土壤机械组成的显著变化可能还与降雨径流的侵蚀分选有关。在 5—9 月的集中降雨下, 以砂粒为主要组成部分的大团聚体易被破坏和搬运, 孙丽丽等^[29]也发现紫色土侵蚀泥沙的水稳性团聚体粒径主要集中在大颗粒 (>3 mm) 和小颗粒

($<0.25\text{mm}$)上。而在本研究中,高腐解剂施用量下土壤有机质等胶结物质含量较高,有利于更多砂粒被包裹在大团聚体中,并增强了团聚体稳定性和土壤黏结力,在面对雨滴溅蚀和径流冲刷时有更好的抵抗性,进而减少了砂粒的流失。在这样的综合作用下,试验期内土壤的机械组成发生了显著变化。此外,高腐解剂施用量加速了秸秆的分解,显著增加了土壤有机质的积累和腐殖质的形成,促进了水稳性团聚体的形成并提升了其稳定性,进而改善了土壤结构,导致土壤饱和含水量和田间持水量显著增加^[15,30],这在 Li 等^[31]的研究中也得到了验证。

3.2 秸秆还田配施腐解剂对土壤抗蚀性能的影响

土壤抗蚀性能反映了土壤对侵蚀的敏感性,受土壤机械组成、有机质含量和水稳性团聚体含量等理化性质的影响^[19]。本研究中土壤黏结力、团聚体平均质量直径和结构稳定性指数均随秸秆腐解剂施用量的增加而增大;而土壤贯入阻力、崩解速率和可蚀性 K 因子随秸秆腐解剂施用量的增加而减小(图 3)。这主要是因为腐解剂施用提升了秸秆分解速率,促进了腐殖质等有机物质的形成,其胶结作用显著增强了土壤颗粒间的黏结强度,从而有效提升了土壤团聚体稳定性和结构稳定性^[32]。同时,大量有机质的积累有助于土壤团粒结构的形成,使土壤保持疏松透水且不易板结。

土壤饱和导水率随秸秆腐解剂施用量的增加差异不显著(图 3),这是因为土壤饱和导水率主要受土壤容重和孔隙度等与土壤孔隙特征密切相关的土壤性质的影响^[33],而在本研究中,秸秆腐解剂施用对土壤容重和总孔隙度也没有显著影响(表 2),进而导致土壤饱和导水率在各腐解剂施用量下未表现出显著差异。此外,土壤平均水滴冲击数随秸秆腐解剂施用量的增加而增大,但差异不显著,这与 Chen 等^[34]的研究结果不同。这可能是因为土壤平均水滴冲击数随土壤有机质含量和黏粒含量的增加而增加^[17,32,35],而在本研究中,土壤有机质含量随秸秆腐解剂施用量的增加而显著上升,但土壤黏粒含量却随秸秆腐解剂施用量增加而显著下降,有机质含量与黏粒含量在秸秆腐解剂施用下表现的不同变化,共同导致了平均水滴冲击数在不同秸秆腐解剂施用量下未表现出显著差异。

总体来看,本研究结果表明秸秆腐解剂的施用可以显著提升土壤抗蚀性能,且抗蚀性能综合指数随腐解剂施用量的增加呈指数函数增大的趋势(图 4),这与 Chen 等^[34]的研究结果一致,即土壤抗蚀性能综合指数随秸秆分解量的增加而增大。但仅当腐解剂施用量大于 $3\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 时,CSRI 才显著大于对照,且腐解剂施用量由 $3\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 增加到 $4\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$ 时 CSRI 提升显著,表明基于当前研究结果及本研究的腐解剂类型,为了有效提升土壤的抗蚀性能,腐解剂的施用量须大于 $3\text{ kg}\cdot\text{hm}^{-2}$,但其最适施用量有待进一步确定。

3.3 不同秸秆腐解剂施用量下土壤抗蚀性能差异的主控因素

本研究显示,秸秆还田中施用腐解剂可显著提升土壤抗蚀性能。该性能的差异与秸秆分解特性及其驱动的土壤理化性质密切相关。偏最小二乘结构方程模型结果(图 6)表明,秸秆还田配施腐解剂主要通过以下两种途径增强土壤抗蚀性:一是秸秆分解后形成的碎块化残余物及其相关菌丝对土壤颗粒的直接捆绑与固结作用^[36];二是秸秆分解过程中通过提高土壤有机质含量,促进颗粒间胶结,从而增强土壤黏结力与团聚体稳定性的间接作用。本研究结论与 Zhang 等^[15]在东北黑土区的研究结果有所不同。Zhang 等^[15]认为腐解剂主要通过促进植物根系发育和提升有机质含量来增强土壤抗蚀性能。造成这种差异的原因可能与试验作物类型有关:本研究以玉米为试验对象,其根系较深且直径较粗,对土壤的直接固结作用有限,因而土壤抗蚀性的提升主要依赖于秸秆部分分解后形成的碎块状残余物及其分泌的真菌菌丝网络的直接捆绑与固结作用。

此外,本研究结果表明秸秆分解后通过影响土壤机械组成和结构以提升 CSRI 的效果相对有限,这可能与试验周期较短有关。本试验仅持续一个玉米生长季(5 个月),且土壤容重、孔隙度等结构指标在各腐解剂施用量下未发生显著变化。秸秆还田对土壤结构的改善通常是一个长期过程,因此,长期秸秆还田配施腐解剂对土壤抗蚀性能的影响机制是否与短期机制一致,目前尚不明确,有待进一步研究。

4 结 论

中低产紫色土坡耕地地区秸秆还田配施秸秆腐解剂有利于加速秸秆分解,增加有机质含量,改善土壤结构,进而显著提升土壤抗蚀性能。与未配施秸秆腐解剂相比,秸秆腐解剂的

施用使得土壤抗蚀性能显著增加了43.24%~360.77%，且土壤抗蚀性能随秸秆腐解剂添加量的增加呈指数函数增大。但仅当腐解剂施用量大于3 kg·hm⁻²时，CSRI才显著增大，表明为了有效提升土壤的抗蚀性能，腐解剂（有效活菌数≥5.0 亿个·g⁻¹）的施用量须大于3 kg·hm⁻²。土壤抗蚀性能的增加与秸秆残余量和秸秆分解驱动的土壤理化性质的变化显著相关，且残余秸秆的直接捆绑和固结作用（路径系数为0.43）以及秸秆通过分解增加土壤有机质含量的间接作用（路径系数为0.40）共同主导了CSRI的增大。但本研究结果仅是基于1年（1个玉米生长季）原位监测数据得出的结果，存在一定的局限性。在长期秸秆还田的背景下，腐解剂的配施能否消除自然条件下秸秆分解慢带来的负面影响并提升土壤抗蚀性能有待进一步探究，其提升土壤抗蚀性能的作用机制与短期还田是否一致也有待进一步探究。

参考文献（References）

- [1] Zhang Y, Qin X, Qiu Q, et al. Soil and water conservation measures reduce erosion but result in carbon and nitrogen accumulation of red soil in Southern China[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2023, 346: 108346.
- [2] Jiang F H, Qian Y Q, Guo Z C, et al. Evaluating the regional suitability of conservation tillage and deep tillage based on crop yield in the black soil of Northeast China: A meta-analysis[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2022, 59(4): 935-952. [蒋发辉, 钱泳其, 郭自春, 等. 基于Meta分析评价东北黑土地保护性耕作与深耕的区域适宜性: 以作物产量为例[J]. *土壤学报*, 2022, 59(4): 935-952.]
- [3] Tang H, Wang D, Zhao J L, et al. Mode and experiments of a straw ditch-burying returning and maturing in cold region of Northeast China[J]. *European Journal of Agronomy*, 2023, 151: 127006.
- [4] Qiu Y, Lv W C, Wang X P, et al. Long-term effects of gravel mulching and straw mulching on soil physicochemical properties and bacterial and fungal community composition in the Loess Plateau of China[J]. *European Journal of Soil Biology*, 2020, 98: 103188.
- [5] Zhao B H, Dong W J, Chen Z L, et al. Microbial inoculation accelerates rice straw decomposition by reshaping structure and function of lignocellulose-degrading microbial consortia in paddy fields[J]. *Bioresource Technology*, 2024, 413: 131545.
- [6] Ma Y C, Liu D L, Schwenke G, et al. The global warming potential of straw-return can be reduced by application of straw-decomposing microbial inoculants and biochar in rice-wheat production systems[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 252: 835-845.
- [7] Che S H, Xu Y F, Qin X T, et al. Building microbial consortia to enhance straw degradation, phosphorus solubilization, and soil fertility for rice growth[J]. *Microbial Cell Factories*, 2024, 23(1): 232.
- [8] Pei Y N, Lü W G, Guo T, et al. Effects of straw-returning combined with application of microbial inoculants on soil aggregates and related nutrients[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2023, 34(12): 3357-3363. [裴亚楠, 吕卫光, 郭涛, 等. 秸秆还田配施促腐菌剂对土壤团聚体及其养分的影响[J]. *应用生态学报*, 2023, 34(12): 3357-3363.]
- [9] Duan Z Y, Zhu C L, Che Z G, et al. Soil pore evolution and effect on solute transport with straw application[J]. *Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery*, 2024, 55(4): 312-326. [段正宇, 朱成立, 车子刚, 等. 秸秆还田下土壤孔隙演化及其对溶质穿透特征的影响机理分析[J]. *农业机械学报*, 2024, 55(4): 312-326.]
- [10] Ji C, Wang J D, Xu C, et al. Amendment of straw with decomposing inoculants benefits the ecosystem carbon budget and carbon footprint in a subtropical wheat cropping field[J]. *Science of the Total Environment*, 2024, 923: 171419.
- [11] Ma R, Zheng Z C, Li T X, et al. Temporal variation of soil erosion resistance on sloping farmland during the growth stages of maize (*Zea mays* L.)[J]. *Hydrological Processes*, 2021, 35(9): e14353.
- [12] Han J X, Song X Y, Fu H Y, et al. Effects of the decomposition agent application on the physicochemical properties and microbial community structure of wheat straw-returning soil[J]. *Environmental Technology & Innovation*, 2024, 35: 103668.
- [13] Chen L, Luo Y, Tang J L, et al. Determination of optimum solum thickness of sloping cropland for maize plantation in an Entisol based on water use strategy and plant traits[J]. *Agricultural Water Management*, 2024, 299: 108867.
- [14] Liu S J, Li D C, Huang J, et al. Spatial-temporal variation characteristics of wheat and maize stalk resources and chemical fertilizer reduction potential of returning to farmland in recent 30 years in China[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2023, 56(16): 3140-3155. [刘淑军, 李冬初, 黄晶, 等. 近30年来我国小麦和玉米秸秆资源时空变化特征及还田减肥潜力[J]. *中国农业科学*, 2023, 56(16): 3140-3155.]
- [15] Zhang Y T, Zhang G H, Zhang N, et al. Response of soil erosion resistance to incorporated straw affected by different microbial inoculants in the black soil region of Northeast China[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2025, 392: 109765.

- [16] Wang G L, Duan Y, Liu Z Y, et al. Effects of soil hydrothermal response and pools of carbon and nitrogen under straw cover rotation on slope farmland of low mountains and hills[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2023, 60(4): 1058-1066. [王根林, 段衍, 刘峥宇, 等. 低山丘陵坡耕地秸秆覆盖轮耕对土壤水热及碳氮库的影响[J]. *土壤学报*, 2023, 60(4): 1058-1066.]
- [17] Wang H, Zhang G H, Li N N, et al. Soil erodibility influenced by natural restoration time of abandoned farmland on the Loess Plateau of China[J]. *Geoderma*, 2018, 325: 18-27.
- [18] Chen S Q, Zhang G H, Zhu P Z, et al. Impact of land use type on soil erodibility in a small watershed of rolling hill Northeast China[J]. *Soil and Tillage Research*, 2023, 227: 105597.
- [19] Feng T, Chen X Y, Zhu P Z, et al. Differences in soil erosion resistance between different vegetation types of purple soil in the Three Gorges Reservoir area[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2025, 62(5): 1259-1270. [冯滔, 陈晓燕, 朱平宗, 等. 三峡库区紫色土不同植被类型土壤抗蚀性能差异研究[J]. *土壤学报*, 2025, 62(5): 1259-1270.]
- [20] Li Q, Zhang Z, Sun H, et al. A new modified method for calculation of soil disintegration rate[J]. *Research of Soil and Water Conservation*, 2015, 22(6): 344-348. [李强, 张正, 孙会, 等. 土壤崩解速率的一种修正方法[J]. *水土保持研究*, 2015, 22(6): 344-348.]
- [21] Zhang K L, Shu A P, Xu X L, et al. Soil erodibility and its estimation for agricultural soils in China[J]. *Journal of Arid Environments*, 2008, 72(6): 1002-1011.
- [22] Chen S Q, Zhang G H, Luo Y F, et al. Soil erodibility indicators as affected by water level fluctuations in the Three Gorges Reservoir area, China[J]. *Catena*, 2021, 207: 105692.
- [23] Zhu P Z, Feng T, Yang L, et al. Biological soil crusts decrease soil erodibility of economic fruit forests land through its consolidation effect in the Three Gorges Reservoir area[J]. *Catena*, 2024, 243: 108200.
- [24] Xiao J B, Bai Y Q, Yang B P, et al. Response of straw decomposition and nutrient release characteristics to the amount of decomposition agent[J]. *Soil and Fertilizer Sciences in China*, 2023(9): 181-191. [肖金宝, 白延倩, 杨宝平, 等. 秸秆腐解与养分释放特征对腐熟剂用量的响应[J]. *中国土壤与肥料*, 2023(9): 181-191.]
- [25] Xiong W, Guo S, Jousset A, et al. Bio-fertilizer application induces soil suppressiveness against *Fusarium* wilt disease by reshaping the soil microbiome[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2017, 114: 238-247.
- [26] Chen S, Liu Z R, Zeng K. Effect of straw-decomposing inoculant on decomposition of rice straw[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2016, 10(2): 839-844. [陈帅, 刘峙嵘, 曾凯. 腐剂剂对水稻秸秆腐解性能的影响[J]. *环境工程学报*, 2016, 10(2): 839-844.]
- [27] Li G L, Zhou C H, Fiore S, et al. Interactions between microorganisms and clay minerals: New insights and broader applications[J]. *Applied Clay Science*, 2019, 177: 91-113.
- [28] Lin S M, Yu Y L, Zhang Z J, et al. The synergistic mechanisms of citric acid and oxalic acid on the rapid dissolution of kaolinite[J]. *Applied Clay Science*, 2020, 196: 105756.
- [29] Sun L L, Zha X, Huang S Y, et al. Effects of different rainfall intensity on the slope erosion process in purple soil [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2018, 32(5): 18-23. [孙丽丽, 查轩, 黄少燕, 等. 不同降雨强度对紫色土坡面侵蚀过程的影响[J]. *水土保持学报*, 2018, 32(5): 18-23.]
- [30] Yang Y H, Liu H, Wu J C, et al. Long-term combined subsoiling and straw mulching conserves water and improves agricultural soil properties[J]. *Land Degradation & Development*, 2024, 35(3): 1050-1060.
- [31] Li Y, Abalos D, Arthur E, et al. Different straw return methods have divergent effects on winter wheat yield, yield stability, and soil structural properties[J]. *Soil and Tillage Research*, 2024, 238: 105992.
- [32] Wang H, Zhang G H. Temporal variation in soil erodibility indices for five typical land use types on the Loess Plateau of China[J]. *Geoderma*, 2021, 381: 114695.
- [33] Peng X, Ni L S, Ji K Y, et al. The long-term variations and influencing factors of soil saturated hydraulic conductivity in terraces on the Loess Plateau[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2024, 38(6): 122-129. [彭心, 倪玲珊, 纪柯言, 等. 黄土高原梯田土壤饱和和导水率长期变化及其影响因素[J]. *水土保持学报*, 2024, 38(6): 122-129.]
- [34] Chen S Q, Zhang G H, Wang C S. Temporal variation in soil erodibility indicators of sloping croplands with different straw-incorporation rates[J]. *Soil and Tillage Research*, 2025, 246: 106340.

[35] Cantón Y, Solé-Benet A, Asensio C, et al. Aggregate stability in range sandy loam soils Relationships with runoff and erosion[J]. Catena, 2009, 77(3): 192-199.

[36] Xing S K, Zhang G H, Chen S Q, et al. Response of soil erosion resistance to straw incorporation amount in the black soil region of Northeast China[J]. Journal of Environmental Management, 2024, 357: 120801.

（责任编辑：檀满枝）