

DOI:10.13870/j.cnki.stbcbx.2026.01.027 CSTR:32310.14.stbcbx.2026.01.027

徐明珠,徐国策,李占斌,等.秦岭水源地生态恢复下土壤全氮分布对侵蚀的响应[J].水土保持学报,2026,40(1):132-143.

XU Mingzhu, XU Guoce, LI Zhanbin, et al. Response of soil total nitrogen distribution to erosion under ecological restoration in Qinling water source area[J]. Journal of Soil and Water Conservation, 2026, 40(1):132-143.

秦岭水源地生态恢复下土壤全氮分布对侵蚀的响应

徐明珠¹, 徐国策¹, 李占斌¹, 张家欣², 王斌¹,

方康¹, 万顺¹, 陈新¹, 谷丰佑¹

(1.西安理工大学旱区水工程生态环境全国重点实验室,西安 710048; 2.淮海大学

水文水资源与水利工程科学国家重点实验室,南京 210098)

摘要: [目的] 为了解秦岭水源地土壤结构及土壤氮变化对生态恢复的响应。 [方法] 基于秦岭水源地闵家河小流域不同土地利用的土壤样品数据,定量分析生态恢复下流域土壤侵蚀及全氮损失量,探究生态恢复对土壤团聚体组成、稳定性及全氮分布的影响。 [结果] 1)流域土壤侵蚀以微度侵蚀为主,发生轻度和中度侵蚀的区域占比仅为6.76%。农地土壤侵蚀模数和单位面积土壤全氮损失显著高于林地和草地,56.46%的土壤侵蚀和45.11%的土壤全氮损失源自农地且主要分布在流域中、下游区域。2)生态恢复显著提高土壤团聚体稳定性和大团聚体质量分数。与农地相比较,草地和林地>5 mm 粒级土壤团聚体增加86.43%~216.65%,团聚体稳定性指标平均重量直径(MWD)、>0.25 mm 粒级团聚体($R_{d>0.25}$)和几何平均直径(GMD)分别增加32.73%~56.36%、3.97%~11.90%、40.98%~86.89%。3)生态恢复促进各粒级土壤团聚体全氮的积累,林地和草地土壤团聚体中全氮质量分数较农地分别增加38.84%~54.44%和1.33%~22.14%。土壤全氮的积累主要归因于大团聚体和中团聚体的贡献,林地储存流域84.47%的全氮。 [结论] 生态恢复通过植被重建可有效抑制土壤侵蚀、改善土壤结构和减少氮素流失。研究结果为南水北调水源地生态屏障功能提升和可持续管理提供科学依据。

关键词: 秦岭水源地; 生态恢复; 土壤侵蚀; 土壤团聚体; 氮素分布

中图分类号: S152.3; S153.6 **文献标识码:** A **文章编号:** 1009-2242(2026)01-0132-12

Response of Soil Total Nitrogen Distribution to Erosion under Ecological Restoration in Qinling Water Source Area

XU Mingzhu¹, XU Guoce¹, LI Zhanbin¹, ZHANG Jiabin², WANG Bin¹,
FANG Kang¹, WAN Shun¹, CHEN Xin¹, GU Fengyou¹

(1.State Key Laboratory of Water Engineering Ecology and Environment in Arid Area, Xi'an University of Technology, Xi'an 710048, China;

2.State Key Laboratory of Hydrology-Water Resources and Hydraulic Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract: [Objective] This study aims to investigate the response of soil structure and soil nitrogen dynamics to ecological restoration in the Qinling water source area. [Methods] Based on soil sample data from different land-use types in the Minjiahe River small watershed of the Qinling water source area, the amounts of soil erosion and total nitrogen loss under ecological restoration were quantitatively analyzed. The effects of ecological restoration on soil aggregate composition, stability, and total nitrogen distribution were further explored. [Results] 1) Soil erosion in the watershed was predominantly slight, with only 6.76% of the area affected by light and moderate erosion. The soil erosion modulus and per-unit-area total soil nitrogen loss in farmland were significantly higher than those in forestland and grassland. Farmland contributed 56.46% of the total soil erosion and 45.11% of the total soil nitrogen loss, mainly distributed in the middle and lower reaches of the watershed. 2) Ecological

收稿日期:2025-05-17 修回日期:2025-09-15 录用日期:2025-10-09 网络首发日期(www.cnki.net):2025-10-30

资助项目:陕西省教育厅科研计划项目(青年创新团队项目-24 JP122);国家自然科学基金项目(51979219)

第一作者:徐明珠(1993—),女,博士研究生,主要从事非点源污染及土壤侵蚀与水土保持等研究。E-mail:xumingzhuxatu@163.com

通信作者:徐国策(1985—),男,博士,教授,博士生导师,主要从事非点源污染及土壤侵蚀与水土保持等研究。E-mail:xuguoce_x@163.com

<http://stbcbx.alljournal.com.cn>

restoration significantly increased soil aggregate stability and the content of macro-aggregates. Compared with farmland, the proportion of soil aggregates >5 mm in grassland and forestland increased by 86.43% – 216.65%. The stability indicators, including mean weight diameter (MWD), the proportion of soil aggregates >0.25 mm ($R_{a>0.25}$), and geometric mean diameter (GMD), increased by 32.73% – 56.36%, 3.97% – 11.90%, and 40.98% – 86.89%, respectively. 3) Ecological restoration promoted the accumulation of total nitrogen across all soil aggregate sizes. The total nitrogen content of soil aggregates in forestland and grassland increased by 38.84% – 54.44% and 1.33% – 22.14%, respectively, compared with that in farmland. The accumulation of soil total nitrogen was mainly attributed to the contribution of macro-aggregates and meso-aggregates, with forestland storing 84.47% of the total nitrogen in the watershed. [Conclusion] Ecological restoration effectively suppresses soil erosion, improves soil structure, and reduces nitrogen loss through vegetation reconstruction. The findings provide a scientific basis for enhancing the ecological barrier function and achieving sustainable management of the water source area for the South-to-North Water Diversion Project.

Keywords: Qinling water source area; ecological restoration; soil erosion; soil aggregates; nitrogen distribution

Received: 2025-05-17

Revised: 2025-09-15

Accepted: 2025-10-09

Online(www.cnki.net): 2025-10-30

土壤侵蚀导致养分流失和土壤退化,严重影响水土资源可持续利用和生态环境安全。土壤团聚体是土壤生态系统的基本功能单元,由矿物质颗粒、有机质、微生物、根系分泌物等通过相互黏附和胶结作用形成的土壤团粒^[1-3]。团聚体稳定性与土壤侵蚀呈密切负相关已成为共识^[4-6]。侵蚀过程中外力作用导致团聚体破碎产生粒径更小的土壤颗粒并释放出养分^[7-8],细颗粒和养分在降雨径流作用下迁移转化,进而导致土壤退化和水生态问题。除影响土壤抗侵蚀外,团聚体组成及稳定性也影响土壤物理结构、养分存储、植物发育、水分保持、水文循环等^[9-12]。提高土壤团聚体稳定性对于增强土壤生态系统稳定性和减少环境污染至关重要。

土壤团聚体稳定性受土壤微生物、土壤有机质、土壤质地、气候、植被、土地利用及耕作方式等多种因素的影响^[13-14]。植被恢复、退耕还林(草)等生态恢复措施被广泛应用于水土保持,是改善土壤结构、促进土壤养分积累及减少水土流失的有效途径^[15-17]。生态恢复下,植被和地面凋落物增加可有效减少降雨径流等外力对土壤团聚体的冲刷和分解^[18-20]。同时,丰富的有机质、发达的根系与菌根菌丝体的相互作用持续促进土壤颗粒聚集和土壤养分封存^[18,14,21]。植被恢复促进土壤颗粒的胶结并重新分配团聚体粒级。团聚体作为土壤氮存储的核心单元,决定土壤氮积累的大小和方向^[22-23]。已有研究^[15,24]表明,团聚体的氮分布随着团聚体粒级减小而增加,也有研究^[25-26]得出相反结论,还有研究^[27]发现,团聚体氮质量分数与粒级大小呈“V”形分布。除氮质量分数差异外,不同粒级团聚体对土壤氮积累的贡献也不相同。大团聚体、中团聚体和微团聚体都

被证实对土壤氮积累的贡献最大^[9,23,28]。不一致结论增加了围绕团聚体对氮积累贡献的机制的困惑。已有研究探讨了黄土高原和喀斯特地区植被恢复过程中土壤侵蚀、土壤团聚体及其养分变化,较少关注土石山区生态恢复下的状况。土石山区是我国河流的重要源头区及水源地,也是水土流失重要类型区之一。了解生态恢复过程中土石山区土壤侵蚀、团聚体稳定性及土壤养分变化特征及影响因素,对于水源地改善土壤质量和实现水土资源的可持续发展至关重要。

秦岭南麓土石山区是南水北调中线工程的重要水源地和生态屏障,其土壤状况直接关系到区域水土安全和生态可持续性。20世纪90年代以来,区域内实施一系列生态恢复措施,如退耕还林(草)、天然林保护及水土保持工程,旨在减少水土流失和保护生态环境。随着生态恢复工程的实施有效缓解区域水土流失,也显著改变植被覆盖度和土地利用格局,也对下垫面土壤的物理和化学特性产生重要影响^[9-10,29]。本研究以秦岭南麓水源地典型小流域为研究对象,分析在生态恢复措施实施下土壤侵蚀和土壤养分流失特征,探究退耕还林(草)对土壤团聚体的组成、稳定性、全氮分布影响,明确各粒级团聚体对土壤全氮的贡献及团聚体稳定性影响因素,以期对秦岭水源地生态恢复决策优化及可持续管理提供依据。

1 材料与方 法

1.1 研究区概况

闵家河流域位于陕西省商洛市商州区(34°01′58″~34°06′29″N,109°40′11″~109°43′04″E)(图1),地处秦岭南麓丹江上游源头区,流域面积 15.04 km²,海拔 950~1 811 m,年平均气温为 10.3 °C,无霜期 194 d,

属于亚热带季风气候区。研究区降雨年内分配不均,全年约72%的降水量集中在6—9月,多年平均降水量890.4 mm。流域地貌属于土石山区,土壤以石渣土,山地棕壤土及淤砂土为主,坡面土壤厚度较浅,是秦岭水源地典型的植被恢复和坡改梯治理的流域。流域内共治理水土流失面积4.92 km²,完成坡改梯0.39 km²,保土耕作0.36 km²,水土保持林0.87 km²。林地是区域内最主要的土地利用类型,占比高达80.15%。草地、农田和建设用地占比较少,分别为8.16%、10.25%、1.45%。区域自然植被以油松、核桃树、板栗树、柏树、马桑、杜鹃、荆条、水艾、水蒿等乔木、灌木和草本为主。小麦、水稻、玉米、豆类和马铃薯是区域内主要的农作物。

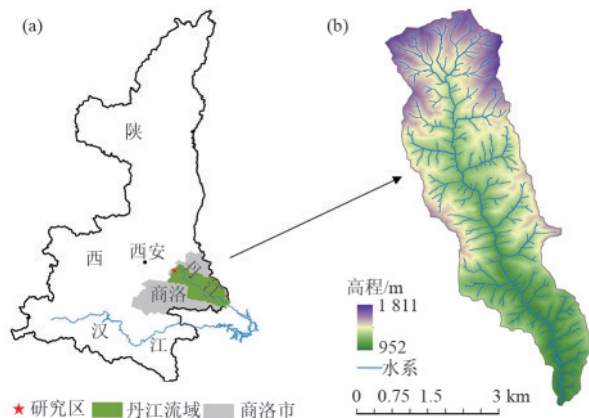


图1 研究区位置示意

Fig. 1 Location of the study area

1.2 样品采集及测定

2019年5月在流域上游至下游沿线约9.7 km进行野外实地考察与土壤样品采集,根据流域内土地利用方式等选取农地、林地及草地共3种土地类型。流域内共布设5个采样区域,在同一个采样区域内,每种土地利用类型都按照S形多点混合取样法设置6个采样点,使用面积为0.20 m×0.15 m的铝制方盒扣入土壤中获取0~20 cm土层原状土壤,共采集90个原状土壤样品。原状土壤样品带回实验室经自然风干后除去杂草、根系、石块等杂物,并将大土块沿自然结构分成粒径小于1 cm的团聚体,混合后的土壤样品用于土壤理化性质和团聚体测定。

土壤团聚体采用湿筛法测定,称取500 g土样放置于土壤团聚体分析仪(TTF-100型)的套筛中(5、2、1、0.5、0.25 mm),缓慢向套筒里加入纯水没过样

品,浸泡后在纯水环境中湿筛5 min(振幅3 cm,频率50次/min)。然后用少量纯水将各粒级水稳性团聚体冲入铝制容器中并置于40℃下烘干,称重后得到<0.25、0.25~0.5、0.5~1、1~2、2~5、>5 mm不同粒径下的水稳性团聚体样品,并测定粒级水稳性团聚体全氮质量分数。根据团聚体粒级可分为大团聚体(2~5、>5 mm)、中团聚体(0.25~0.5、0.5~1、1~2 mm)和微团聚体(<0.25 mm)。

土壤及其团聚体全氮质量分数用福斯8400分析仪(Foss KjelTec 8400)测定。土壤有机碳质量分数用N/C3100分析仪(Aanalytik Jena AG,德国)测定。Mastersizer 2000粒度分析仪(Malvern Instruments,英国)用于测定土壤颗粒组成。

1.3 土壤侵蚀量计算

采用修正通用土壤流失方程(RUSLE)估算土壤侵蚀量,计算公式为^[30-31]:

$$A = RKSLCP \quad (1)$$

式中: P 为水土保持措施因子; C 为覆盖与作物管理因子; L 为坡长因子; S 为坡度因子; K 为土壤可蚀性因子, $(t \cdot h)/(MJ \cdot mm)$; R 为降雨侵蚀力因子, $(MJ \cdot mm)/(hm^2 \cdot h)$; A 为年平均土壤流失量, t/hm^2 。

1) 降雨侵蚀力因子(R)

降雨侵蚀力因子(R)与雨滴大小、雨滴下降速度、降雨量、降雨强度及降雨历时等密切相关。Fournier指数是一种用于估算降雨侵蚀力因子(R)的简化方法,通过分析年降雨量和月降雨量分布来间接反映降雨对土壤侵蚀的潜在能力。根据美国粮食与农业组织(FAO)改进的Fournier指数计算 R 因子^[32-33],计算公式为:

$$F = \sum_{i=1}^{12} \frac{P_i^2}{P} \quad (2)$$

$$R = 4F - 152 \quad (3)$$

式中: F 为改进后的Fournier指数; P_i 为第 i 月的降雨量,mm; P 为年降雨量。由于研究区面积较小,可认为降水分布一致。根据商州区气象站1990—2018年各月的降雨资料,计算得到研究区年降雨侵蚀力因子(R)的平均值为298.56 $(MJ \cdot mm)/(hm^2 \cdot h \cdot a)$ 。

2) 土壤可蚀性因子(K)

根据研究区土壤样品实测的有机碳质量分数和土壤颗粒组成,采用EPIC模型公式计算 K ^[34],计算公式为:

$$K = \left\{ 0.2 + 0.3 \exp \left[-0.025 \times 6 \text{Sand} \left(1 - \frac{\text{Silt}}{100} \right) \right] \right\} \left(\frac{\text{Silt}}{\text{Clay} + \text{Silt}} \right)^{0.3} \times \left[1 - \frac{0.25C}{C + \exp(3.72 - 2.95C)} \right] \times \left[1 - \frac{0.7SS}{SS + \exp(-5.51 + 22.9SSN1)} \right] \quad (4)$$

式中: C 为土壤有机碳质量分数, %; Sand、Slit、Clay 分别为砂粒、粉粒、黏粒质量分数, %; $SS=1 - \text{Sand}/100$ 。上式计算的 K 为美制单位 ($\text{t}\cdot\text{hm}^2\cdot\text{h}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{MJ}\cdot$

mm) ($\text{t}\cdot\text{acre}\cdot\text{hr}$)/($100\cdot\text{acre}\cdot\text{feet}\cdot\text{tonf}\cdot\text{inch}$), 将结果乘以 0.131 7 转化为国际制单位 [$(\text{t}\cdot\text{hm}^2\cdot\text{h})/(\text{hm}^2\cdot\text{MJ}\cdot\text{mm})$]。经计算流域土壤可蚀性(K)见表 1。

表 1 土壤可蚀性因子(K)计算结果

Table 1 Calculation results of soil erodibility factor (K) values

土地利用	平均值/ ($\text{t}\cdot\text{hm}^2\cdot\text{h}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{MJ}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$)	标准差	最小值/ ($\text{t}\cdot\text{hm}^2\cdot\text{h}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{MJ}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$)	最大值/ ($\text{t}\cdot\text{hm}^2\cdot\text{h}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{MJ}^{-1}\cdot\text{mm}^{-1}$)	变异系数/%
农地	0.049±0.008a	0.008	0.037	0.060	16.82
林地	0.039±0.010b	0.010	0.026	0.056	25.13
草地	0.045±0.008ab	0.008	0.035	0.058	16.99

注:表中数据为平均值±标准差;同列不同小写字母表示不同土地利用方式之间差异显著($p<0.05$)。下同。

3) 坡度坡长因子 LS

坡度坡长因子(LS)用于量化地形对土壤侵蚀的影响。采用 WISCHMEIER 等^[31]的方法计算坡长因子。在相同坡度条件下,坡长对侵蚀的影响并非线性变化,因此,需要进行分段计算坡度因子。MCCOOL 等^[35]提出的坡度公式计算缓坡(坡度 $\leq 5^\circ$),陡坡($>5^\circ$)采用刘宝元的计算公式^[36]。坡度坡长因子根据研究区 $5\text{ m}\times 5\text{ m}$ 的数字高程模型(DEM)通过计算获取。

4) 覆盖与作物管理因子(C)

覆盖与作物管理因子(C)用于量化不同作物管理措施和覆盖条件对土壤侵蚀的影响。 C 因子受植被覆盖度、作物类型、作物生长阶段、作物残留物管理、耕作方式等众多因素影响。 C 值为 $0\sim 1$, $C=0$ 表示地表完全被植被覆盖,土壤流失几乎为零, $C=1$ 表示地表完全裸露,土壤流失量最大。本研究在对 2019—2024 年冈家河流域耕作管理制度的调查和植被覆盖度的计算基础上,再结合丹江流域径流小区监测结果及该地区其他类似的研究报道确定最终的 C 因子^[37-38]。经分析农地、林地、草地的 C 因子分别取值为 0.310 、 0.006 、 0.015 。

5) 水土保持措施因子(P)

水土保持措施因子(P)为采取特定水土保持措施后土壤流失量与顺坡种植时的土壤流失量的比值。林地、草地的 P 因子取值为 1。研究区农田经过坡改梯、保土耕作等水土保持措施治理,参考相关文献将农地的 P 因子取值为 0.30 ^[38]。

1.4 土壤氮储量估算

不同土地利用方式下表层土壤氮储量计算公式为^[39]:

$$\text{DTN}_i = \frac{\text{TN}_i \times \text{BD}_i \times H_i \times (1 - G_i)}{100} \quad (5)$$

$$\text{STN}_i = \text{DTN}_i \times A_i \quad (6)$$

式中: DTN_i 为 i 类土地利用的土壤全氮密度, kg/m^2 ; STN_i 为 i 类土地利用的土壤总储量, t ; TN_i 为土壤全氮质量分数, g/kg ; BD_i 为土壤体积质量, g/cm^3 ; H_i 为

土层厚度, cm ; G_i 为土壤粒径 $> 2\text{ mm}$ 的石砾所占总体积的比例, %; A_i 为土地利用类型 i 的面积, km^2 。

1.5 土壤团聚体指标

土壤团聚体平均质量直径(MWD)、团聚体分形维数(D)、 $> 0.25\text{ mm}$ 团聚体质量分数($R_{a>0.25}$)、几何平均直径(GMD)及不同粒径团聚体的全氮对土壤全氮的贡献率计算公式为:

$$R_{a>0.25} = M_{a>0.25} / M \times 100\% \quad (7)$$

$$\text{MWD} = \sum_{i=1}^n \bar{X}_i W_i \quad (8)$$

$$\text{GMD} = \exp\left(\sum_{i=1}^n W_i \ln \bar{X}_i\right) \quad (9)$$

$$D = 3 - \lg[M_{r<R_i} / M] / \lg(R_i / R_{\max}) \quad (10)$$

$$C_i = \frac{\text{con}_i \times W_i}{\sum_i \text{con}_i \times W_i} \quad (11)$$

式中: M 为团聚体总质量, g ; $M_{a>0.25}$ 为 $> 0.25\text{ mm}$ 土壤团聚体的质量, g ; \bar{X}_i 为 i 粒级土壤团聚体的平均直径, mm ; W_i 为 i 粒级土壤团聚体的质量百分比, %; R_{\max} 为团聚体最大粒级的平均直径, mm ; $M_{r<R_i}$ 为 $< R_i$ 的总质量, g ; C_i 为粒级 i 的团聚体的全氮贡献率, %; con_i 为粒级 i 的团聚体全氮质量分数, g/kg 。

2 结果与分析

2.1 生态恢复下流域土壤侵蚀特征

冈家河流域年平均土壤侵蚀模数为 $202.31\text{ t}/\text{km}^2$, 年平均土壤侵蚀量为 $2\,994.03\text{ t}$ 。根据水利部《土壤侵蚀分类分级标准》(SL 190—2007)^[40], 流域的土壤侵蚀模数 $< 500\text{ t}/\text{km}^2$, 整体侵蚀强度属于微度, 流域水土保持情况较好。微度侵蚀等级的区域占流域总面积的 93.24% , 侵蚀量为 $1\,404.18\text{ t}$, 占年侵蚀总量的 46.90% , 其中 73.23% 的侵蚀量源于林地。轻度和中度侵蚀强度等级的区域仅占流域总面积的 6.76% , 但其侵蚀量占流域侵蚀总量的 53.1% 且 87% 以上的侵蚀量均来源于农地(表 2)。从空间分布上看, 土壤模数较高的区域主要位于流域中、下游(图 2)。农地、林地、草地的年均土壤侵蚀量分别为 $1\,690.52$ 、

1 016.32、287.19 t, 年平均土壤侵蚀模数分别为 1 100.01、84.44、234.26 t/km²。研究区农地面积仅占 10.25%, 但其土壤侵蚀量占流域侵蚀总量的 56.46%, 且农地土壤侵蚀模数远大于水利部颁布的

土石山区土壤允许流失量 500 t/km² 的标准。林草地占比高达 88.31%, 侵蚀模数和侵蚀量占比远小于农地。林草地在水土保持方面发挥重要作用, 农地是流域水土流失的主要来源地类。

表 2 研究区土壤侵蚀强度分级

Table 2 Classification of soil erosion intensity in the study area

侵蚀强度	侵蚀模数/(t·km ⁻²)	面积占比/%	侵蚀/t	侵蚀量占比/%	不同土地利用侵蚀量占比/%		
					草地	林地	农地
微度	<500	93.24	1 404.18	46.90	16.66	73.23	10.11
轻度	500~2 500	5.68	1 079.36	36.05	5.43	6.64	87.94
中度	2 500~5 000	1.08	510.49	17.05	2.32	8.40	89.28

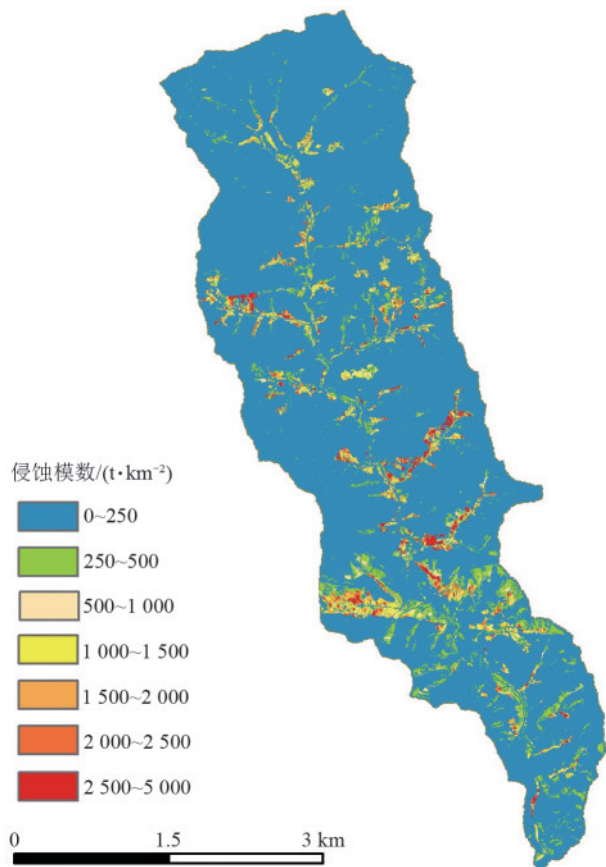


图 2 研究区土壤侵蚀模数空间分布

Fig. 2 Spatial distribution of soil erosion modulus in the study area

2.2 不同土地利用方式下土壤团聚体组成及稳定性

不同土地利用方式下土壤团聚体组成差异显著 ($p < 0.05$) (图 3a)。从各粒级来看, 林地、草地、农地均以 2~5 mm 粒级团聚体为主, 占比分别为 43.91%、38.97%、31.32%。>5 mm 粒级团聚体组成比例为林地 (27.77%) > 草地 (16.35%) > 农地 (8.77%)。与农地相比较, 林地和草地 >5 mm 粒级团聚体分别显著增加 216.65%、86.43% ($p < 0.05$), 2~5 mm 粒级团聚体分别增加 40.20%、24.42%。<0.25、0.25~0.5、0.5~1 及 1~2 mm 粒级团聚体组成比例均 < 19%, 且呈现农地 > 草地 > 林地。微团聚体质量分数表现为农地

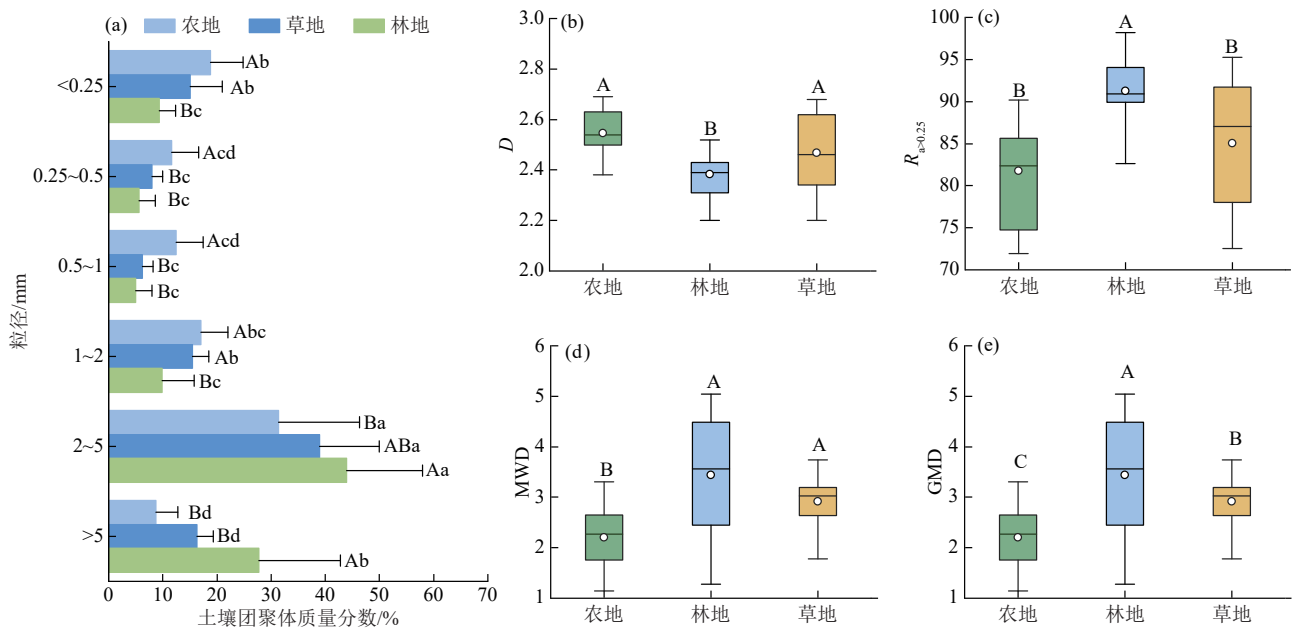
(18.79%) > 草地 (15.01%) > 林地 (9.32%), 与农地相比较, 林地和草地微团聚体质量分数分别降低 50.40% 和 20.12% ($p < 0.05$)。林地和草地以大团聚体为主, 农地以中团聚体为主且微团聚体质量分数显著高于林草地。生态恢复措施下, 农地转化为草地和林地后促进微团聚体向大团聚体和中团聚体转化, 改善土壤结构。

GMD、MWD、 $R_{a>0.25}$ 、 D 是评价土壤团聚体稳定性的重要指标。MWD、GMD、 $R_{a>0.25}$ 越大, D 越小, 表明团聚体结构越稳定。不同土地利用方式下 MWD、GMD、 D 、 $R_{a>0.25}$ 差异显著 ($p < 0.05$)。MWD、GMD、 $R_{a>0.25}$ 均呈林地 > 草地 > 农地, D 呈农地 > 草地 > 林地。与农地相比较, 林地的 MWD、GMD、 $R_{a>0.25}$ 分别增加 56.36%、86.89%、11.90%, 草地的 MWD、GMD、 $R_{a>0.25}$ 分别增加 32.73%、40.98%、3.97%。林地和草地的 D 较农地分别降低 6.67% 和 3.14%。表明生态恢复下随着农地转化为林地和草地, 土壤稳定性提高、抗侵蚀能力增强。

2.3 不同土地利用方式下土壤全氮分布变化

2.3.1 土壤全氮质量分数及储量

全流域土壤全氮质量分数平均为 (2.42 ± 0.21) g/kg, 变异系数为 59.25%, 属于中等变异 (表 3)。不同土地利用方式下全氮质量分数差异显著 ($p < 0.05$)。其中, 林地土壤全氮质量分数为 (3.41 ± 0.51) g/kg, 显著高于农地 [(1.95 ± 0.18) g/kg] 和草地 [(1.90 ± 0.19) g/kg]。林地、农地、草地的全氮质量分数的变异系数分别为 57.67%、35.77%、38.66%, 均属于中等变异。根据全国第二次土壤普查养分分级标准^[41], 流域土壤全氮整体上属于国家一级标准, 表明该流域土壤氮素养分状况较好。不同土地利用方式下全氮密度和储量存在显著差异 ($p < 0.05$) (表 4)。农地、草地土壤全氮密度分别为 (0.59 ± 0.05) 、 (0.69 ± 0.07) kg/m², 显著低于林地 [(0.99 ± 0.14) kg/m²]。流域 0~20 cm 表层土壤全氮总储量为 11.73×10^3 t, 林地土壤全氮储量占总储量的 84.47%, 农地和草地的土壤全氮储量较低, 仅占总储量的 8.02% 和 7.50%。



注:不同小写字母表示相同土地利用方式不同粒径间差异显著性($p < 0.05$);不同大写字母表示相同粒径不同土地利用方式间差异显著性($p < 0.05$);MWD为土壤团聚体平均质量直径; D 为土壤团聚体分形维数; $R_{a>0.25}$ 为 >0.25 mm土壤团聚体质量分数;GMD为土壤团聚体几何平均直径;箱体上下短横线为平均值±标准差(SD);箱体上下边界为数据上下四分位数;中间横线为数据中位数;圆点为数据平均值。下同。

图 3 不同土地利用方式下土壤团聚体组成及稳定性

Fig. 3 Soil aggregate composition and stability under different land use types

表 3 流域土壤全氮质量分数及土壤颗粒组成统计特征

Table 3 Statistical characteristics of total nitrogen content and soil particle composition in watershed

土地利用	平均值/ ($g \cdot kg^{-1}$)	最小值/ ($g \cdot kg^{-1}$)	最大值/ ($g \cdot kg^{-1}$)	标准差	偏度	峰度	CV/%	砂粒/%	粉粒/%	黏粒/%
农地	1.95±0.18b	1.33	3.60	0.70	1.49	1.16	35.77	27.57	72.07	0.36
林地	3.41±0.51a	0.95	6.33	1.97	0.01	-1.74	57.67	48.19	51.56	0.25
草地	1.90±0.19b	0.89	3.64	0.74	0.56	0.69	38.66	38.09	61.64	0.27
全流域	2.42±0.21	0.89	6.33	1.43	1.29	0.73	59.25	38.03	61.70	0.26

表 4 不同土地利用方式下表层土壤全氮储量

Table 4 Topsoil total nitrogen storage under different land use types

土地利用	面积/ km^2	土壤体积质量/ $(g \cdot cm^{-3})$	TN 密度/ $(kg \cdot m^{-2})$	TN 储量/t	TN 储量占比/%
农地	1.54	1.54±0.07b	0.59±0.05b	941.28	8.02
林地	12.05	1.50±0.06b	0.99±0.14a	9 911.24	84.47
草地	1.23	1.61±0.03a	0.69±0.07b	880.43	7.50
全流域	15.04	1.54±0.04	0.72±0.04	1 1732.95	100.00

2.3.2 土壤团聚体全氮分布及贡献率 不同土地利用方式下各粒径土壤团聚体的全氮质量分数见图 4a。相同土地利用方式下,林地和草地不同粒径团聚体全氮质量分数差异不显著($p > 0.05$),而农地不同粒径团聚体全氮质量分数差异显著($p < 0.05$)。农地大团聚体的全氮质量分数较中团聚体和微团聚体分别降低 12.67%和 5.76%。林地和草地大团聚体和中团聚体的全氮质量分数较微团聚体平均增加 7.37%。相同粒径下,不同土地利用方式的团聚体全氮质量分数差异显著($p < 0.05$),林地各粒径团聚体

的全氮质量分数显著高于草地和农地($p < 0.05$)。大、中、小团聚体的全氮质量分数均呈林地>草地>农地。与农地相比较,林地大、中、小团聚体的全氮质量分数分别增加 54.44%、39.33%、38.84%;草地大、中、小团聚体的全氮质量分数分别增加 22.14%、1.33%、3.60%。说明生态恢复将农地转变为林地和草地,可促进各粒径团聚体全氮的积累。

不同土地利用方式下土壤团聚体全氮对土壤全氮贡献率见图 4b。大团聚体和中团聚体对土壤全氮的贡献率为 81.80%~91.20%,是土壤全氮的

主要贡献载体。微团聚体对土壤全氮的贡献率最低,不同土地利用方式下呈农地(18.20%)>草地(13.88%)>林地(18.20%)。中团聚体是农地土壤全氮贡献的主要来源,贡献率为42.93%。大团聚体是林地和草地土壤全氮贡献的主要来源,贡献率

分别为57.53%、70.39%。与农地相比较,林地和草地的大团聚体对土壤全氮积累贡献分别提高81.09%和48.03%。当生态恢复由农地转向林地和草地后,大团聚体比例增加过程中对土壤全氮的物理保护作用增强。

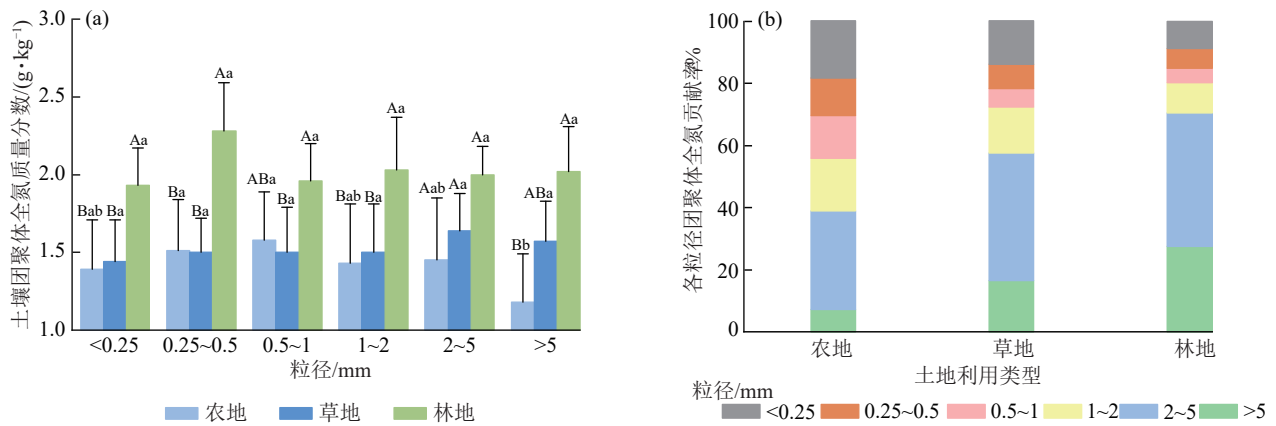


图 4 不同土地利用的团聚体全氮质量分数及其对土壤全氮的贡献率

Fig. 4 Total nitrogen content of aggregates and their contribution to total soil nitrogen under different land use types

2.4 侵蚀对土壤全氮的影响

根据土壤侵蚀量和实测土壤养分数据,计算不同土地利用下表层土壤流失导致的土壤全氮损失量(表5)。流域土壤全氮损失总量为7.31 t,农地、林地、草地土壤全氮损失量分别为3.30、3.47、0.55 t。研究区土壤全氮损失量主要源于农地和林地,贡献率分别为45.11%、47.42%。草地土壤全氮损失量较低,仅占总损失量的7.47%。从空间分布上来看,流域上、中、下游土壤全氮损失量分别为1.47、2.25、3.59 t,分别占全流域土壤全氮损失量的20.15%、30.73%、49.12%(表6)。林地是上游土壤全氮损失

量主要贡献地类,贡献比例高达69.69%。农地和林地是中、下游土壤全氮损失量主要贡献地类,贡献比例为32.83%~51.21%。单位面积上农地全氮损失量远高于林地和草地。土壤全氮损失量主要发生在流域中、下游区域,林地和农地是流域土壤全氮损失最主要的地类,农地的土壤全氮损失最为严重。农地、林地、草地单位面积上全氮损失量均随着坡度的增加而增加,且在阳坡区域单位面积土壤全氮损失量最大(表7)。从土壤侵蚀和氮素损失来看,林草地在水土保持和养分涵养方面发挥重要作用,农地是研究区水土流失和养分流失的主要来源地类。

表 5 不同土地利用方式下土壤侵蚀量和土壤全氮损失量

Table 5 Soil erosion and total soil nitrogen loss under different land use types

土地利用	侵蚀模数/(t·km ⁻²)	土壤侵蚀量		土壤全氮损失量	
		年侵蚀量/t	占比/%	TN损失/t	占比/%
农地	1 100.01	1 690.52	56.46	3.30	45.11
林地	84.44	1 016.32	33.94	3.47	47.42
草地	234.26	287.19	9.59	0.55	7.47
全流域	202.31	2 994.03	100.00	7.31	100.00

表 6 研究区上、中、下游不同土地利用方式下土壤全氮损失量

Table 6 Soil total nitrogen loss under different land use types in upper, middle, and lower reaches of the study area

土地利用	上游			中游			下游		
	TN损失量/t	占比/%	损失模数/(t·km ⁻²)	TN损失量/t	占比/%	损失模数/(t·km ⁻²)	TN损失量/t	占比/%	损失模数/(t·km ⁻²)
农地	0.39	25.53	1.91	1.15	51.21	1.76	1.76	48.92	2.56
草地	0.06	3.78	0.39	0.36	15.97	0.45	0.13	3.66	0.46
林地	1.03	69.69	0.26	0.74	32.83	0.29	1.70	47.42	0.31
合计	1.47	20.15	0.34	2.25	30.73	0.57	3.59	49.12	0.55

表 7 不同坡度和坡向下各土地利用的土壤全氮损失模数
Table 7 Soil total nitrogen loss modulus of different land use types under different slopes and slope aspects

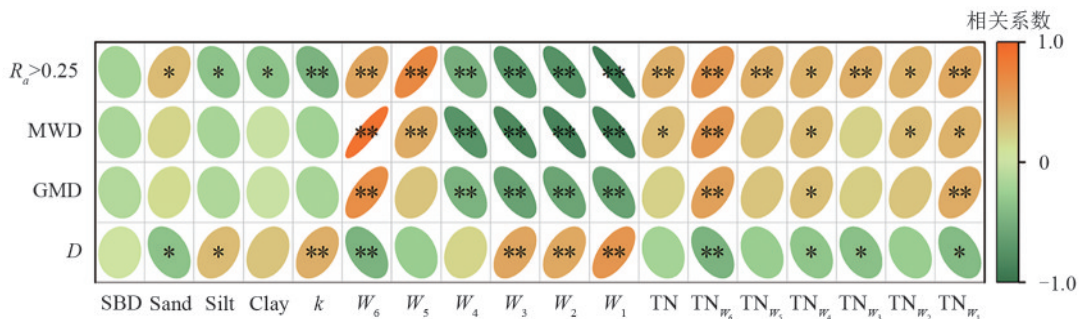
土地利用	不同坡度 TN 损失模数/(t·km ⁻²)							不同坡向 TN 损失模数/(t·km ⁻²)				
	0°~5°	5°~10°	10°~15°	15°~20°	20°~25°	25°~35°	>35°	平坡	阴坡	半阳坡	阳坡	半阴坡
农地	0.006	0.043	0.078	0.145	0.226	0.307	0.422	0	0.193	0.192	0.258	0.174
林地	0.002	0.005	0.008	0.012	0.017	0.025	0.034	0	0.029	0.031	0.031	0.026
草地	0.001	0.007	0.009	0.017	0.028	0.042	0.056	0	0.028	0.044	0.051	0.037

3 讨论

3.1 生态恢复对土壤侵蚀和土壤团聚体的影响

生态恢复是控制土壤侵蚀和提高土壤团聚体稳定性的有效方法^[15-17]。2000年研究区的土壤侵蚀等级为中度侵蚀^[42-43]。经过植被恢复和坡改梯治理等生态恢复措施,目前流域土壤侵蚀模数为202.31 t/km²,微蚀强度区域占比高达93%,表明生态措施的实施使区域水土保持和生态环境恢复情况较好。从不同土地利用来看,林草地的侵蚀模数和侵蚀量占比远小于农地,研究区70%以上的轻度和中度侵蚀均来自农地,主要归因于林草地土壤结构好,抗侵蚀能力高于农地。林地浓密的冠层覆盖降低雨滴的能量,从而在减少土壤免受暴风雨或强降水的侵蚀方

面发挥着积极作用。林地和草地地表拥有大量的凋落物和腐殖质可减缓降水对地表的冲刷,促进土壤水分入渗,减少侵蚀^[29,44]。土壤团聚体稳定性是衡量土壤抗侵蚀能力强弱的重要指标。MWD、GMD、 $R_{a>0.25}$ 及 D 都是评价团聚体稳定性的重要参数^[11,45]。较高的MWD、GMD、 $R_{a>0.25}$ 和较低的 D 表明团聚体稳定性越强^[46-47]。土壤可蚀性因子 K 、2~5、>5 mm 粒级土壤团聚体质量分数与MWD、GMD、 $R_{a>0.25}$ 呈显著正相关,与 D 呈显著负相关(图5),表明土壤水稳性大团聚体质量分数越高,团聚体稳定性越好,土壤抗侵蚀能力越强。微团聚体质量分数高的土壤结构稳定性差且容易崩解成细颗粒^[48-49],也是农地侵蚀高于林草地的重要原因。



注:SBD为土壤体积质量;Silt、Sand、Clay分别为土壤粉粒、砂粒、黏粒质量分数;W₁、W₂、W₃、W₄、W₅、W₆分别为<0.25、0.25~0.5、0.5~1、1~2、2~5、>5 mm粒级土壤团聚体的质量分数;TN_{W₁}、TN_{W₂}、TN_{W₃}、TN_{W₄}、TN_{W₅}、TN_{W₆}分别为<0.25、0.25~0.5、0.5~1、1~2、2~5、>5 mm粒级土壤团聚体的全氮质量分数;TN为土壤全氮质量分数;*表示显著性相关($p < 0.05$);**表示极显著性相关($p < 0.01$)。

图 5 团聚体稳定性与土壤理化特征、团聚体组成、土壤全氮、团聚体全氮间的相关性

Fig. 5 Correlation analysis among soil aggregate stability, soil physicochemical properties, aggregate composition, soil total nitrogen, and aggregate total nitrogen

土壤团聚体的形成是一个受到多种生物和非生物因素共同驱动的复杂过程,其核心机制包括物理缠结、有机质胶结作用和微生物代谢产物的胶结效应等^[2-3,9,50]。本研究发现,林地和草地以大团聚体为主,农地以中团聚体为主,且微团聚体显著高于林草地。林草地的MWD、GMD、 $R_{a>0.25}$ 显著高于农地。表明在生态恢复背景下,农地转化为草地和林地后,促进微团聚体向大团聚体和中团聚体转化,且土壤结构更加稳定,与其他地区研究^[3,9-10,14,23,25]结果一致。如LI等^[14]在西南喀斯特槽谷区域研究表明,退耕还草措施增加大团聚体比例,并显著提高土壤团聚体的稳定性;CHENG等^[10]在黄土高原研究也证实,退耕还林还草、改坡改梯田工程等生态恢复措施促进

林草地植被恢复,有助于大团聚体的形成并提高土壤团聚体稳定性。农地微团聚体高主要原因在于长期频繁的耕作活动破坏土壤团聚体结构。相关研究^[11,51]表明,常规犁耕对粒径较大的团聚体的破坏影响更强烈。作物根系在耕作中被切碎削弱物理缠结作用,阻碍大团聚体形成^[11]。随着生态修复的实施,土地利用方式发生重大变化,原本高扰动且低植被覆盖的农地退耕转为林地和草地,从根本上改变土壤团聚体的组成、分布及稳定性。林地和草地中,地表凋落物输入和根系分泌物的持续输入显著提高土壤有机质质量分数,腐殖质、多酚类高分子有机物通过吸附与络合作用胶结土壤颗粒,促进微团聚体向中、大团聚体的转化^[27,52]。与此同时,有机质的积

累可激活真菌、细菌等土壤微生物代谢活性,微生物分泌或分解产生的球囊霉素、蛋白质、有机酸和多糖等代谢产物具较强黏结性增强颗粒间的胶结作用^[9-10]。其次,林地和草地拥有发达的植物根系,通过其物理缠绕作用不仅聚集土壤颗粒,也增强土壤抗剪切和抗冲刷能力,为团聚体的物理稳定提供结构基础^[50-51]。随着植被逐渐恢复土壤理化性质得到改善,如土壤孔隙度、pH、水分、养分等,也为微团聚体向大团聚体的形成提供环境条件^[27]。生态恢复不仅通过减少降雨冲刷提升表层抗蚀能力,更深层次上通过重建团聚体结构与稳定机制,增强土壤物理保护能力与结构抗解离能力,是提升土壤质量和生态安全的关键路径。

3.2 生态恢复对土壤氮素分布特征的影响

生态恢复通过植被重建和改善土壤下垫面等减少水土流失,显著影响土壤氮素的储量、分布与循环等过程^[15-17]。不同土地利用类型对氮素的保持与流失特征存在显著差异,农田转为林地和草地被广泛认为是控制土壤侵蚀和提高氮封存的有效生态途径^[23,53]。本研究中,林地土壤全氮质量分数及各粒级土壤团聚体全氮质量分数均显著高于农地和草地($p < 0.05$)。林地和草地单位面积全氮储量较农地增加17%~68%,其中林地贡献全流域84.47%的土壤全氮储量。而农地单位面积上氮损失量远高于林地和草地,是流域氮素流失的主要来源。土壤氮素的流失过程与土壤结构稳定性和土壤侵蚀风险密不可分^[7-8]。团聚体稳定性指标MWD、GMD、 $R_{a>0.25}$ 与土壤全氮及各粒级土壤团聚体的全氮呈显著正相关(图5),表明大粒径和稳定性越好的团聚体更有利于土壤全氮的积累与保存。在侵蚀过程中,结构不稳定的土壤团聚体容易被破坏,从而释放其中氮素并随降雨径流过程迁移流失。农地因频繁的耕作活动,土壤结构破碎,氮素极易通过降雨淋溶或径流流失;同时,秸秆还田比例有限^[54-55],土壤的有机质输入低影响氮素的积累,导致农地较高的氮损失及较低的氮储量^[9,23]。与农田相比较,林地与草地由于具有更高比例的大团聚体和更强的水稳性结构,因此,土壤可蚀性和氮素损失显著低于农地。林地具有更高的植被覆盖率与更复杂的植物群落结构,持续输入的凋落物与根系分泌物为土壤提供稳定有机质来源,提高微生物群落活性,增强有机质的腐殖化水平,进而促进氮素的生物固定与稳定积累^[8,14,16,21,23]。林地土壤表面的大量凋落物层能够缓冲雨滴冲刷,减少表层侵蚀和氮素流失,在氮素循环中发挥“汇”的作用^[18-20]。草地全氮储量虽然高于农地但低于林地,大部分草地是由农业用地退耕转化而

来,主要由小雏菊、薰衣草和水蒿等浅根系植物构成,根系生物量与有机质输入有限,氮素输入和封存能力相对林地较弱。

团聚体作为土壤结构的基本单元,对氮素积累和封存具有重要的物理化学保护作用^[9,12,22,28]。团聚体的全氮贡献率反映不同团聚体间的全氮分布。本研究中,不同土地利用类型下的大团聚体和中团聚体对土壤全氮的贡献率为81.80%~91.20%,是土壤全氮的主要贡献载体。尤其是林地和草地中,大团聚体对土壤全氮积累贡献分别较农地提高81.09%和48.03%,与林草地大团聚体质量分数显著高于农地密切相关。已有研究^[15,27,49]也表明,大团聚体对不同植被类型土壤氮积累至关重要。如HAO等^[27]在黄土高原地区研究发现,大团聚体对总氮储量的贡献为68.20%~80.10%以上,是不同植被恢复类型中土壤总氮积累的关键驱动因素;WEI等^[15]在喀斯特峰丛洼地区域的研究表明,在各植被恢复阶段团聚体的养分贡献主要以大团聚体为主,其对土壤全氮的贡献率高达68.87%~82.87%。大团聚体的形成依赖于富含氮的有机胶结剂,如藻类、根系分泌物、微生物代谢产物和菌根共生结构等,胶结物不仅促进团聚体结构稳定性,也增强氮素封存功能^[12,51,53]。同时,大团聚体内部复杂的孔隙结构和丰富的真菌菌丝网络可为微生物提供相对稳定的微环境,有利于氮素在团聚体内部的转化与再固定^[8,14,21]。随着大团聚体比例增加对土壤全氮的物理和化学保护作用增强,因此,表现出更高的氮素封存能力。林地具有较好植被基础和土壤团聚体结构,是减少氮素流失和维持生态系统稳定性的关键生态单元。生态恢复下将农地转化为林地或草地,是提升土壤氮素封存效率、控制养分流失的有效路径。

4 结论

1)生态恢复下流域水土保持情况较好,林草地较好抑制土壤侵蚀和养分损失。闵家河流域年均土壤侵蚀模数为202.31 t/km²,为微度侵蚀强度。发生轻度和中度土壤侵蚀的区域仅占6.76%,但其侵蚀量占流域侵蚀总量的53.1%。农地、林地、草地的年平均土壤侵蚀模数分别为1 100.01、84.44、234.26 t/km²。流域水土流失主要来源于农地,其土壤侵蚀量占流域侵蚀总量的56.46%。

2)林地和草地以大团聚体为主,农地以中团聚体为主,且微团聚体质量分数显著高于林地和草地。农地经过生态恢复为草地和林地后,显著增加大、中团聚体质量分数,提高土壤团聚体稳定性、促进团聚体全氮的积累和保护。

3)流域土壤氮素养分状况较好,土壤全氮质量分数平均为2.42 g/kg,属于国家一级标准。流域表层土壤全氮总储量为 11.73×10^3 t,土壤全氮损失总量为7.31 t。林地贡献84.47%的全氮储量。土壤全氮损失量主要发生在流域中、下游区域,单位面积上农地氮损失量远高于林地和草地。

参考文献:

- [1] NOVARA A, GRISTINA L, LA MANTIA T, et al. Carbon dynamics of soil organic matter in bulk soil and aggregate fraction during secondary succession in a Mediterranean environment[J]. *Geoderma*, 2013, 193/194: 213-221.
- [2] CHANEY K, SWIFT R S. Studies on aggregate stability. I. Re-formation of soil aggregates[J]. *Journal of Soil Science*, 1986, 37(2): 329-335.
- [3] DENG L, KIM D G, PENG C H, et al. Controls of soil and aggregate-associated organic carbon variations following natural vegetation restoration on the Loess Plateau in China[J]. *Land Degradation and Development*, 2018, 29(11): 3974-3984.
- [4] MBAGWU J S C, AUERSWALD K. Relationship of percolation stability of soil aggregates to land use, selected properties, structural indices and simulated rainfall erosion[J]. *Soil and Tillage Research*, 1999, 50(3/4): 197-206.
- [5] VALMIS S, DIMOYIANNIS D, DANALATOS N G. Assessing interrill erosion rate from soil aggregate instability index, rainfall intensity and slope angle on cultivated soils in central Greece [J]. *Soil and Tillage Research*, 2005, 80(1/2): 139-147.
- [6] XIAO H, LIU G, LIU P L, et al. Developing equations to explore relationships between aggregate stability and erodibility in Ultisols of subtropical China [J]. *Catena*, 2017, 157: 279-285.
- [7] XIAO H, LIU G, ZHANG Q, et al. Quantifying contributions of slaking and mechanical breakdown of soil aggregates to splash erosion for different soils from the Loess Plateau of China [J]. *Soil and Tillage Research*, 2018, 178: 150-158.
- [8] ZHAO Z, SHI P, BAI L L, et al. Vegetation patterns affect soil aggregate loss during water erosion [J]. *Land Degradation and Development*, 2024, 35(3): 936-948.
- [9] WANG B, XU G C, MA T T, et al. Effects of vegetation restoration on soil aggregates, organic carbon, and nitrogen in the Loess Plateau of China [J]. *Catena*, 2023, 231: e107340.
- [10] CHENG Y T, XU G C, WANG X K, et al. Contribution of soil aggregate particle size to organic carbon and the effect of land use on its distribution in a typical small watershed on Loess Plateau, China [J]. *Ecological Indicators*, 2023, 155: e110988.
- [11] DOU Y X, YANG Y, AN S S, et al. Effects of different vegetation restoration measures on soil aggregate stability and erodibility on the Loess Plateau, China [J]. *Catena*, 2020, 185: e104294.
- [12] SIX J, BOSSUYT H, DEGRYZE S, et al. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics [J]. *Soil and Tillage Research*, 2004, 79(1): 7-31.
- [13] MA R T, YU N, ZHAO S W, et al. Evaluation of the effects of long-term maize-peanut intercropping on soil aggregate stability based on different methods [J]. *Soil Use and Management*, 2024, 40(1): e13015.
- [14] LI W Y, XIA Y Y, TAN X H, et al. Does the returning farmland to grassland (retiring grassland) improve the soil aggregate stability in erosion and deposition sites? [J]. *Catena*, 2025, 255: e109023.
- [15] WEI H, DENG Y S, LIN L W, et al. Improved soil composition promotes nutrient recovery during vegetation restoration in karst peak-cluster depressions [J]. *Catena*, 2023, 222: e106769.
- [16] HAN X H, ZHAO F Z, TONG X G, et al. Understanding soil carbon sequestration following the afforestation of former arable land by physical fractionation [J]. *Catena*, 2017, 150: 317-327.
- [17] YANG X H, JIA Z Q, CIL J. Assessing effects of afforestation projects in China [J]. *Nature*, 2010, 466(7304): e315.
- [18] ALIZADEHTAZI B, GURIAN P L, MONTALTO F A. Impact of successive rainfall events on the dynamic relationship between vegetation canopies, infiltration, and recharge in engineered urban green infrastructure systems [J]. *Ecohydrology*, 2020, 13(2): e2185.
- [19] BRASIL J B, DE ANDRADE E M, ARAÚJO DE QUEIROZ PALÁCIO H, et al. Canopy effects on rainfall partition and throughfall drop size distribution in a tropical dry forest [J]. *Atmosphere*, 2022, 13(7): e1126.
- [20] GARDON F R, DE TOLEDO R M, BRENTAN B M, et al. Rainfall interception and plant community in young forest restorations [J]. *Ecological Indicators*, 2020, 109: e105779.
- [21] LIU Y F, MENG L C, HUANG Z, et al. Contribution of fine roots mechanical property of *Poaceae* grasses to soil erosion resistance on the Loess Plateau [J]. *Geoderma*, 2022, 426: e116122.
- [22] GELAW A M, SINGH B R, LAL R. Organic carbon and nitrogen associated with soil aggregates and particle sizes under different land uses in Tigray, northern Ethiopia [J]. *Land Degradation and Development*, 2015, 26(7): 690-700.
- [23] ZHONG Z K, WU S J, LU X Q, et al. Organic carbon, nitrogen accumulation, and soil aggregate dynamics as

- affected by vegetation restoration patterns in the Loess Plateau of China[J]. *Catena*, 2021, 196: e104867.
- [24] SAINJU U M, TERRILL T H, GELAYE S, et al. Soil aggregation and carbon and nitrogen pools under rhizoma peanut and perennial weeds[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2003, 67(1): 146-155.
- [25] MIKHA M M, RICE C W. Tillage and manure effects on soil and aggregate-associated carbon and nitrogen [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2004, 68(3): 809-816.
- [26] COVALEDA S, PAJARES S, GALLARDO J F, et al. Short-term changes in C and N distribution in soil particle size fractions induced by agricultural practices in a cultivated volcanic soil from Mexico [J]. *Organic Geochemistry*, 2006, 37(12): 1943-1948.
- [27] HAO H J, LIANG Y J, PIAN D, et al. Macroaggregate is crucial in soil carbon and nitrogen accumulation under different vegetation types in the Loess Plateau, China [J]. *Forest Ecology and Management*, 2024, 569: e122161.
- [28] ZHU G Y, SHANGGUAN Z P, DENG L. Soil aggregate stability and aggregate-associated carbon and nitrogen in natural restoration grassland and Chinese red pine plantation on the Loess Plateau [J]. *Catena*, 2017, 149: 253-260.
- [29] XU M Z, XU G C, LIU S B, et al. Changes in water conservation and a new estimation for its future potential [J]. *Catena*, 2025, 250: e108761.
- [30] WISCHMEIER W H, SMITH D D. Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains [J]. *Agricultural Handbook*, 1965, e282.
- [31] WISCHMEIER W H, SMITH D D. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning with universal soil loss equation (USLE) [M]. Washington, Usa, Department of Agriculture, 1978.
- [32] 王文娟, 张树文, 李颖, 等. 基于GIS和USLE的三江平原土壤侵蚀定量评价[J]. *干旱区资源与环境*, 2008, 22(9): 112-117.
WANG W J, ZHANG S W, LI Y, et al. Quantitative assessment of soil erosion in Sanjiang Plain based on GIS and USLE [J]. *Journal of Arid Land Resources and Environment*, 2008, 22(9): 112-117.
- [33] ARNOLDUS H. Methodology used to determine the maximum potential average annual soil loss due to sheet and rill erosion in Morocco [J]. *Fao Soil Bulletin*, 1977, 34: 39-51.
- [34] 郭兵, 陶和平, 刘斌涛, 等. 基于GIS和USLE的汶川地震后理县土壤侵蚀特征及分析[J]. *农业工程学报*, 2012, 28(14): 118-126.
GUO B, TAO H P, LIU B T, et al. Characteristics and analysis of soil erosion in Li Country after Wenchuan earthquake based on GIS and USLE [J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2012, 28(14): 118-126.
- [35] MCCOOL D K, FOSTER G R, MUTCHLER C K, et al. Revised slope length factor for the universal soil loss equation [J]. *Transactions of the Asae*, 1989, 32: 1571-1576.
- [36] 刘宝元, 谢云, 张科利. 土壤侵蚀预报模型 [M]. 北京: 中国科学技术出版社, 2001.
LIU B Y, XIE Y, ZHANG K L. Soil loss prediction model [M]. Beijing: China Science and Technology Press, 2001.
- [37] 徐国策. 丹江中游小流域氮素分布与流失机理研究 [D]. 北京: 中国科学院大学, 2013.
XU G C. Study on nitrogen distribution and loss mechanism in small watershed in the middle reaches of Danjiang River [D]. Beijing: University of Chinese Academy of Sciences, 2013.
- [38] 蔡崇法, 丁树文, 史志华, 等. 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*, 2000, 14(2): 19-24.
CAI C F, DING S W, SHI Z H, et al. Study of applying USLE and geographical information system IDRISI to predict soil erosion in small watershed [J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2000, 14(2): 19-24.
- [39] YAN Z J, ZHOU J, YANG L, et al. Diversified cropping systems benefit soil carbon and nitrogen stocks by increasing aggregate stability: Results of three fractionation methods [J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 824: e153878.
- [40] 中华人民共和国水利部. 土壤侵蚀分类分级标准: SL 190—2007 [S]. 北京: 中国水利水电出版社, 2008.
Ministry of Water Resources of the People's Republic of China. Standards for classification and gradation of soil erosion: SL 190—2007 [S]. Beijing: China Water and Power Press, 2008.
- [41] 张维理, 傅伯杰, 徐爱国, 等. 中国土壤调查结果的地统计特征 [J]. *中国农业科学*, 2022, 55(13): 2572-2583.
ZHANG W L, FU B J, XU A G, et al. Geostatistical characteristics of soil data from national soil survey works in China [J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2022, 55(13): 2572-2583.
- [42] 李婷, 刘康, 马力阳, 等. 秦岭山地丹江流域土地利用变化的土壤侵蚀效应评价 [J]. *自然资源学报*, 2016, 31(4): 583-595.
LI T, LIU K, MA L Y, et al. Evaluation on soil erosion effects driven by land use changes over Danjiang River basin of Qinling Mountain [J]. *Journal of Natural Resources*, 2016, 31(4): 583-595.
- [43] 王晓峰, 常俊杰, 余正军, 等. 基于RUSLE的土壤侵蚀量研究: 以南水北调中线陕西水源区为例 [J]. *西北大学学报(自然科学版)*, 2010, 40(3): 545-549.
WANG X F, CHANG J J, YU Z J, et al. Research on water district of soil erosion based on RUSLE: Take the

- south-north diversion middle route project in Shaanxi for example[J].Journal of Northwest University(Natural Science Edition),2010,40(3):545-549.
- [44] SMETS T, POESEN J, KNAPEN A. Spatial scale effects on the effectiveness of organic mulches in reducing soil erosion by water[J].Earth-Science Reviews,2008,89(1/2):1-12.
- [45] WANG Y L, WU P N, QIAO Y B, et al. The potential for soil C sequestration and N fixation under different planting patterns depends on the carbon and nitrogen content and stability of soil aggregates [J]. Science of the Total Environment,2023,897:e165430.
- [46] WANG Y X, RAN L S, FANG N F, et al. Aggregate stability and associated organic carbon and nitrogen as affected by soil erosion and vegetation rehabilitation on the Loess Plateau[J].Catena,2018,167:257-265.
- [47] BI M F, ZHANG S P, XU Q X, et al. Coupling and synergistic relationships between soil aggregate stability and nutrient stoichiometric characteristics under different microtopographies on karst rocky desertification slopes [J].Catena,2024,243:e108142.
- [48] LIU L J, ZHU Q L, WAN Y X, et al. Afforestation improves soil organic carbon and total nitrogen stocks mainly through increasing >2 mm aggregate fractions and stimulating carbon and nitrogen transformations within aggregates in subtropical karst region[J].Catena,2024,243:e108220.
- [49] LAN J C, LONG Q X, HUANG M Z, et al. Afforestation-induced large macroaggregate formation promotes soil organic carbon accumulation in degraded karst area[J].Forest Ecology and Management,2022,505:e119884.
- [50] GRAF F, FREI M. Soil aggregate stability related to soil density, root length, and mycorrhiza using site-specific *Alnus incana* and *Melanogaster variegatus s. l* [J]. Ecological Engineering,2013,57:314-323.
- [51] TISDALL J M, OADES J M. Organic matter and water-stable aggregates in soils [J]. Journal of Soil Science,1982,33(2):141-163.
- [52] BI B Y, TONG Q, WAN C Y, et al. *Pinus sylvestris* var. *mongolica* mediates interspecific belowground chemical interactions through root exudates [J]. Forest Ecology and Management,2022,511:e120158.
- [53] ZHONG Z K, HAN X H, XU Y D, et al. Effects of land use change on organic carbon dynamics associated with soil aggregate fractions on the Loess Plateau, China [J]. Land Degradation and Development,2019,30(9):1070-1082.
- [54] 吕思扬,宋思意,黎蕴洁,等.氮添加和凋落物增减对华西雨屏区常绿阔叶林土壤团聚体及其碳氮的影响[J].水土保持学报,2022,36(1):277-287.
- LÜS Y, SONG S Y, LI Y J, et al. Effects of nitrogen addition and litter increase or decrease on soil aggregates and their C and N in evergreen broad-leaved forest in rain screen area of west China [J]. Journal of Soil and Water Conservation,2022,36(1):277-287.
- [55] 毛艳玲,杨玉盛,邢世和,等.土地利用方式对土壤水稳性团聚体有机碳的影响[J].水土保持学报,2008,22(4):132-137.
- MAO Y L, YANG Y S, XING S H, et al. Effects of land use on soil organic carbon in water-stable aggregates [J]. Journal of Soil and Water Conservation,2008,22(4):132-137.
- (上接第 131 页)
- [32] 陈登帅,李晶,张渝萌,等.延河流域水供给服务供需平衡与服务流研究[J].生态学报,2020,40(1):112-122.
- CHEN D S, LI J, ZHANG Y M, et al. Quantification and simulation of supply, demand and flow of water provision service in the Yanhe watershed, China [J]. Acta Ecologica Sinica,2020,40(1):112-122.
- [33] 鞠琴,卜媛媛,申同庆,等.黄河水源涵养区生态系统服务要素时空演变及权衡与协同分析[J].水资源保护,2025,41(2):38-46.
- JU Q, BU Y Y, SHEN T Q, et al. Spatiotemporal evolution and trade-off and synergy analysis of ecosystem service factors in the Yellow River water conservation area [J]. Water Resources Protection,2025,41(2):38-46.
- [34] WU X T, WANG S, FU B J, et al. Socio-ecological changes on the Loess Plateau of China after grain to green program [J]. Science of the Total Environment,2019,678:565-573.
- [35] 石晓蕊,信忠保.雅鲁藏布江流域生态系统服务评估及其权衡/协同关系[J].水土保持学报,2025,39(5):209-218.
- SHI X R, XIN Z B. Ecosystem services evaluation and their trade-offs/synergies in Yarlung Tsangpo River basin [J]. Journal of Soil and Water Conservation,2025,39(5):209-218.