

# 水蚀风蚀交错带退耕草坡地土壤酶活性和碳氮矿化特征

孔维波<sup>1,4</sup>, 石芸<sup>2</sup>, 姚毓菲<sup>1,4</sup>, 邵明安<sup>1,3</sup>, 魏孝荣<sup>1,3</sup>

(1. 中国科学院 教育部 水土保持与生态环境研究中心, 陕西 杨凌 712100; 2. 陕西省定边县农技中心, 陕西 定边 718600; 3. 西北农林科技大学 黄土高原土壤侵蚀与旱地农业国家重点实验室, 陕西 杨凌 712100; 4. 中国科学院大学, 北京 100049)

**摘要:**以水蚀风蚀交错带农地退耕后不同演替阶段的长芒草(*Stipa bungeana*)和苜蓿—铁杆蒿(*Medicago sativa*—*Artemisia sacrorum*)坡地为对象,分析了退耕坡地土壤酶活性与碳氮矿化及其空间分布特征。结果表明:(1)退耕坡地主要土壤养分含量(有机碳、全氮和全磷)不受坡位(除苜蓿—铁杆蒿坡地的全磷含量外)影响,长芒草坡地有机碳(上、中和下坡位)和全氮含量(中和下坡位)高于苜蓿—铁杆蒿坡地。(2)随坡位的降低,长芒草坡地土壤脲酶和淀粉酶活性显著增加,蔗糖酶和碱性磷酸酶活性无显著差异。而苜蓿—铁杆蒿坡地土壤脲酶和淀粉酶活性无显著差异,蔗糖酶活性显著降低。群落类型对碱性磷酸酶活性的影响与坡位无关,对脲酶和蔗糖酶活性的影响则与坡位有关。(3)土壤有机碳矿化量和矿化速率常数在长芒草坡地显著高于苜蓿—铁杆蒿坡地,且不受坡位影响。两种群落土壤氮素矿化均由硝化作用主导,长芒草坡地土壤氮素矿化量和硝化量随坡位降低而显著增加,而苜蓿—铁杆蒿坡地则相反。(4)随苜蓿—铁杆蒿群落向长芒草群落演替,蔗糖酶和碱性磷酸酶活性空间自相关性增强,脲酶和淀粉酶活性空间自相关性减弱,但仍具有强烈空间自相关性,碳氮矿化指标的空间自相关性增强。上述结果表明:在评估退耕草坡地主要土壤过程及其空间分布时,需要考虑草地群落类型或者群落演替阶段的影响。

**关键词:**水蚀风蚀交错带;退耕草坡地;土壤酶活性;碳氮矿化特征;空间自相关性

中图分类号:S812.2

文献标识码:A

文章编号:1005-3409(2019)02-0001-08

## Characteristics of Enzyme Activity, Carbon and Nitrogen Mineralization of Soil in the Abandoned Sloping Cropland in Wind-Water Erosion Crisscross Region

KONG Weibo<sup>1,4</sup>, SHI Yun<sup>2</sup>, YAO Yufei<sup>1,4</sup>, SHAO Mingan<sup>1,3</sup>, WEI Xiaorong<sup>1,3</sup>

(1. Research Center of Soil and Water Conservation and Ecological Environment, Ministry of Education and Chinese Academy of Sciences, Yangling, Shaanxi 712100, China; 2. Agricultural Technology Center, Dingbian, Shaanxi 718600, China; 3. State Key Laboratory of Soil Erosion and Dryland Farming on the Loess Plateau, Northwest A&F University, Yangling, Shaanxi 712100, China; 4. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

**Abstract:** We analyzed soil enzyme activities, carbon and nitrogen mineralization and their spatial distribution characteristics at different succession stages (*Stipa bungeana* and *Medicago sativa*—*Artemisia sacrorum*) of abandoned slope lands in wind-water erosion crisscross region. The results showed that: (1) soil organic carbon, total nitrogen and phosphorus contents were not affected by slope position (except for total phosphorus in *M. sativa*—*A. sacrorum* slope land), and the contents of soil organic carbon (on upper, middle and lower slope) and total nitrogen (on middle and lower slope) were significantly higher in *S. bungeana* slope land than those in *M. sativa*—*A. sacrorum* slope land. (2) Soil urease and amylase activities increased significantly but no significant difference in sucrase and alkaline phosphatase activities in *S. bungeana* slope land was observed, and no significant difference in activities of soil urease and amylase was found but soil sucrase enzyme activity decreased significantly in *M. sativa*—*A. sacrorum* slope land from upper to lower slope position; the effect of grassland type on soil urease and sucrase enzyme activities was related to slope position, but effect of grassland type soil alkaline phosphatase activity was not related to slope position;

收稿日期:2018-03-21

修回日期:2018-06-06

资助项目:国家自然科学基金(41622105,41571130082,41571296);中国科学院前沿科学重点研究计划(QYZDB-SSW-DQC039)

第一作者:孔维波(1994—),男,河南信阳人,硕士研究生,研究方向为土壤生态。E-mail:kwbo207@163.com

通信作者:魏孝荣(1978—),男,陕西武功人,研究员,博士生导师,主要从事生物地球化学循环研究。E-mail:xrwei78@163.com

(3) soil carbon mineralization and the rate constant of mineralization were significantly higher in *S. bungeana* slope land than those in *M. sativa*—*A. sacrorum* slope land and not affected by slope position. Nitrification dominated the mineralization in both slope lands; soil nitrification and mineralization increased significantly from upper to lower slope in *S. bungeana* slope land, while the opposite trend was observed in *M. sativa*—*A. sacrorum* slope land; (4) with the succession from *M. sativa*—*A. sacrorum* to *S. bungeana* stage, the spatial autocorrelation of soil sucrase and alkaline phosphatase activities and soil carbon and nitrogen mineralization index increased, while spatial autocorrelation of soil urease and amylase activities decreased, but a strong spatial autocorrelation still existed. These results indicate that the effects of grassland types or succession stages should be considered in assessing the soil biogeochemical processes and their spatial distribution of abandoned lands.

**Keywords:** water-wind erosion crisscross region; abandoned grassland; soil enzyme activity; carbon and nitrogen mineralization; spatial autocorrelation

水蚀风蚀交错带是黄土高原生态环境最为脆弱的地区<sup>[1]</sup>, 该区由于长期开垦和不合理放牧, 水土流失、草地退化和土壤沙化严重, 生态环境受到极大破坏, 是黄土高原退耕还林(草)措施实施的重点区域<sup>[2-3]</sup>。近年来在该区实施的退耕还草措施, 使草地面积大幅增加, 水土流失得到显著遏制, 生态系统服务功能显著提升<sup>[4-5]</sup>, 对主要土壤过程产生重要影响。

水蚀风蚀交错带受水蚀和风蚀双重影响, 相对于单一侵蚀营力下的生态系统环境更加脆弱, 其对退耕措施的响应更为复杂<sup>[6]</sup>。在这一特殊区域开展退耕草地土壤碳氮过程研究, 不但能够积累重要的基础资料, 而且有利于理解复杂侵蚀环境下的植被演替与养分状况。该区退耕后草地演替顺序为: 苜蓿—铁杆蒿—长芒草, 两种草地群落在水蚀风蚀交错带分布普遍<sup>[7-8]</sup>。对不同演替阶段的草地群落土壤生物地球化学过程的认识, 不但能够建立脆弱生态区退耕地演替阶段与养分循环过程之间的关系, 而且可以为退耕草地主要土壤过程的科学评价和有效管理提供科学依据。

矿化作用是土壤碳氮循环的主要过程, 不但对碳氮源汇有着重要的影响, 而且决定着土壤养分的有效性和生态系统生产力水平<sup>[9]</sup>, 是土壤生物地球化学循环研究的重要内容之一。土壤酶活性对土壤生物过程具有敏感的指示作用, 并且参与到土壤物质循环过程<sup>[10]</sup>。此外, 由于测定方法较为成熟, 并且相较于微生物指标的测定更易操作, 土壤酶活性在土壤生物学研究中得到广泛应用<sup>[11]</sup>。目前研究者已经针对退耕条件下土壤酶活性与碳氮转化开展了大量的工作<sup>[12-13]</sup>, 但是很少有研究涉及到水蚀风蚀交错带和不同退耕阶段等因素, 因此需要针对这些认识上的空白开展研究。

研究土壤性质空间分布特征, 可以为退耕措施下

土壤质量演变规律和机理的认识以及评价提供科学依据。目前在土壤理化性质空间分布方面已经进行了大量的工作, 如王辽宏等<sup>[5]</sup>的研究表明, 本氏针茅(*Stipa capillata*)坡地土壤—植物系统磷素在不同尺度上空间结构比较稳定, 空间变异主要来源于结构性因素; 胡伟等<sup>[14]</sup>发现, 黄土高原退耕坡地土壤水分的相关距离随采样间距增大逐渐减小。但是很少有研究涉及到群落不同演替阶段对土壤酶活性及土壤碳氮矿化的空间异质性的影响, 此外, 土壤酶活性与碳氮矿化空间差异显著, 具有高度空间变异性<sup>[15]</sup>, 而对这方面的认识, 是正确理解土壤物质循环过程对不同管理措施或扰动响应机理的关键, 也是在大的空间尺度上实现土壤碳氮循环及其效应预测的科学基础和重要手段。

坡地是土壤侵蚀发生的基本单元, 是退耕措施实施的重点地貌类型<sup>[16]</sup>。本研究以黄土高原水蚀风蚀交错带不同演替阶段的退耕草坡地为对象, 即苜蓿—铁杆蒿草地(*Medicago sativa*—*Artemisia sacrorum*)和长芒草草地(*Stipa bungeana*), 研究参与到土壤碳、氮和磷循环过程中的主要酶类以及碳氮矿化指标的变化特征, 并应用地统计学方法分析这些指标在坡面的空间分布特征, 以期揭示不同演替阶段退耕草地的土壤生物学性质和碳氮循环过程及其响应机理提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

本研究在位于神木县以西 14 km 的六道沟小流域进行。六道沟小流域位于黄土高原向毛乌苏沙漠、森林草原向典型干旱草原的过渡地带、北方农牧交错带和黄土高原水蚀风蚀交错带的核心区域。小流域年平均气温 8.4℃, 降水量 437 mm, 其中 77% 发生在

6—9月份,属于中温带半干旱气候类型。植被类型为干旱草原,天然植被大部分遭到严重破坏,残存的天然草场也已退化、沙化,目前草地多为退耕地上自然演替发育的草地群落。该区地貌类型为片沙覆盖的黄土丘陵,坡地占整个流域的76.5%,地带性土壤为黑垆土,由于长期侵蚀的作用,已被黄绵土、新黄土、红土以及在沙地上发育起来的风沙土、坝地土所取代。

### 1.2 样品采集与处理

本研究选取的苜蓿—铁杆蒿草坡地坡长200 m,坡度约10°,长芒草草坡地坡长约150 m,坡度20°左右。于2007年8月在长芒草坡地沿坡顶向下每隔5 m设一个样带,共设30个样带;在苜蓿—铁杆蒿坡地沿坡顶向下每隔10 m设置一个样带,共设20个样带。每个样带内按“S”形布设5个样点,采集0—20 cm土壤样品并组成混合样品,带回实验室后,挑出植物残体和根系,过2.0 mm筛供土壤酶活性测定和碳氮矿化测定;另一部分土样过0.25 mm筛供主要养分含量(有机碳、全氮和全磷)测定。

### 1.3 土壤酶活性和碳氮矿化指标测定

土壤酶活性的测定方法和单位:土壤脲酶、蔗糖酶、碱性磷酸酶和淀粉酶活性分别采用Hoffmann与K. Teicher法、T. A. щербакова法、Ф. X. Хазиев法和水杨酸比色法<sup>[17-18]</sup>。以上指标测定时均重复3次。

土壤有机碳矿化采用室内恒温培养—碱液吸收法测定,具体方法为称取10.0 g土壤样品置于250 ml培养瓶底部,内置盛有5 ml 0.5 mol/L NaOH溶液的小玻璃瓶,土壤湿度保持在田间持水量的60%,在25℃条件下培养7 d。培养期间每天用0.5 mol/L的HCl滴定测定NaOH溶液吸收的CO<sub>2</sub>量,计算培养过程中CO<sub>2</sub>的释放量,根据CO<sub>2</sub>的释放量计算出培养期内土壤有机碳的矿化量。同时用2 mol/L KCl浸提—流动分析仪分别测定培养前后的土壤硝态氮(NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N)和铵态氮(NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)含量,计算土壤氮素矿化量<sup>[19]</sup>。

土壤养分指标测定了土壤有机质(重铬酸钾外加热法)、全氮(凯式蒸馏法)和全磷(HClO<sub>4</sub>-H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>消煮钼锑抗比色法)<sup>[17]</sup>。

### 1.4 地统计学分析

地统计学以区域化变量和随机函数为基础,以半方差函数为基本工具的统计方法。函数公式为:

$$R(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_{i+h})]^2 \quad (1)$$

式中: $R(h)$ 为变异函数值; $N(h)$ 为距离等于 $h$ 时的点对总数; $Z(x_i)$ 为区域化变量在位置 $x_i$ 处的实测数

值; $Z(x_{i+h})$ 为在位置 $x_{i+h}$ 处的数值。目前用于拟合该函数模型有线性模型、球状模型、指数模型等,其中指数模型公式如下:

$$R(h) = C_0 + C[1 - \exp(-\frac{h}{a})] \quad (2)$$

式中: $R(h)$ 在一定范围内随 $h$ 增大而增大,到一定数值趋于稳定; $C_0$ 为块金值,表示随机部分的空间异质性; $C_0 + C$ 为基台值,是半变异函数达到的极限值,值越大表示总的空间异质性越高。 $C_0/(C_0 + C)$ 为空间异质比,表示随机占总变异的比值,越大说明随机性变异越强,空间结构性越弱。一般的,比值<25%,20%~75%,>75%分别表示变量的空间相关性较强、中等、较弱<sup>[20]</sup>。

### 1.5 数据处理

采用一级动力学方程对有机碳累积矿化量进行拟合:

$$C_{\min} = C_p \times (1 - e^{-kt}) \quad (3)$$

式中: $C_{\min}$ 为经过时间 $t$ (d)后土壤有机碳的累积矿化量(mg/kg); $C_p$ 为土壤潜在矿化量(mg/kg); $k$ 为有机碳矿化速率常数(d); $t$ 为培养时间(d)。

本研究统计分析均采用SPSS 19.0软件进行;半方差函数分析采用GS+9.0软件完成。

## 2 结果与分析

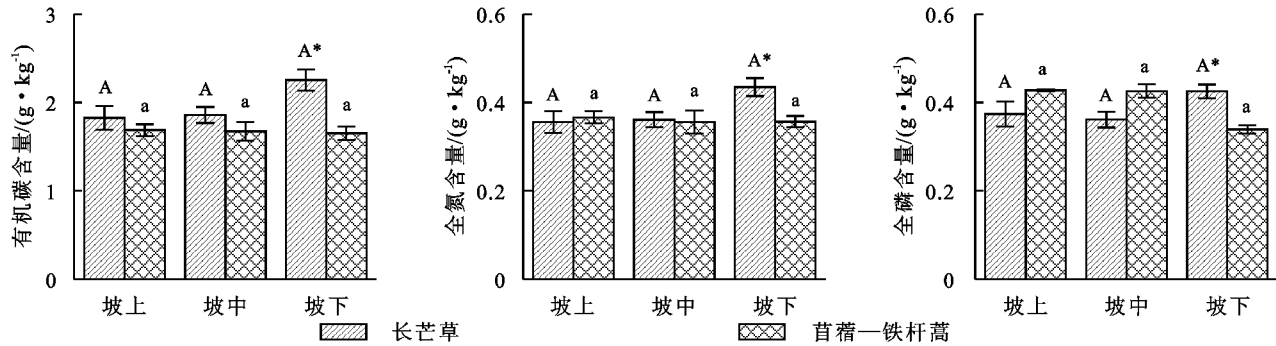
### 2.1 坡位和退耕草地类型对土壤养分的影响

本研究中主要土壤养分含量(有机碳、全氮和全磷)不受坡位(除苜蓿铁杆蒿坡地的全磷含量)影响( $p>0.1$ )(表1,图1)。退耕草地类型对土壤养分含量的影响与养分种类有关,长芒草坡地有机碳含量(总体和下坡位)显著高于苜蓿—铁杆蒿坡地(高20.1%,36.5%, $p<0.05$ ,表1,图1A);群落类型对全氮和全磷含量影响不显著( $p>0.1$ ,表1)。此外,群落类型对有机碳和全氮含量的影响在不同坡位呈现出相似的趋势( $p>0.05$ ),但是对全磷含量的影响则与坡位有关( $p<0.05$ )。苜蓿—铁杆蒿坡地全磷含量在上、中坡位分别高于长芒草坡地(高14.4%,18.0%),而在下坡位则显著低于长芒草坡地(低20.2%)。

### 2.2 坡位和退耕草地类型对土壤酶活性的影响

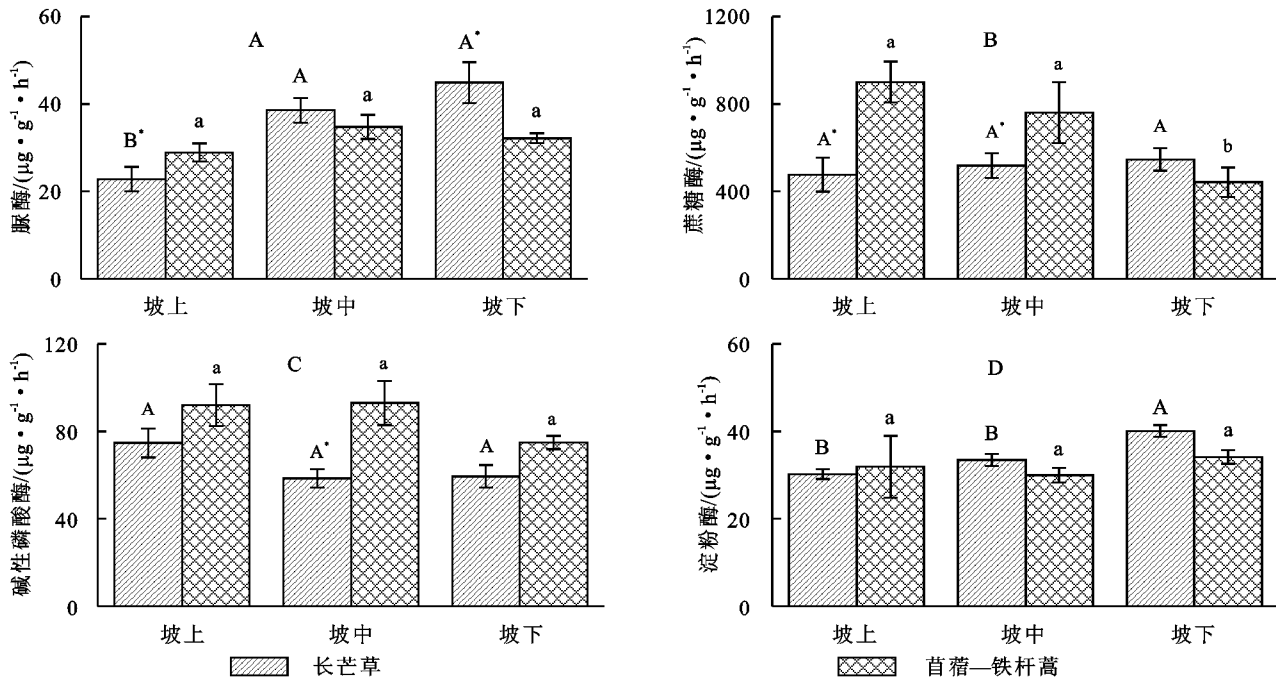
总的来说,坡位显著影响土壤酶活性(表1),随坡位的降低,脲酶和淀粉酶活性分别从25.86,31.05  $\mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 增大到38.54,37.10  $\mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ ( $p<0.05$ ,图2A,2D),而蔗糖酶和碱性磷酸酶活性则分别从688.23,83.33  $\mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ 降低到494.00,67.14  $\mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ ( $p=0.06$ )(图2B,2C)。群落类型对土壤酶活性的影响与酶类型有关,苜蓿—铁杆蒿坡地土壤蔗糖酶和碱性磷酸酶活性分别比长芒草坡地高187.57,22.46  $\mu\text{g}/(\text{g} \cdot \text{h})$ ( $p<$

0.01,表1)。总体来说,土壤脲酶和淀粉酶活性不受群落类型的影响( $p>0.1$ ,表1),如苜蓿—铁杆蒿和长芒草坡地土壤脲酶活性分别为  $31.95\ \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{h})$  [ $28.92\sim 34.75\ \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{h})$ ], $35.42\ \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{h})$  [ $22.81\sim 44.91\ \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{h})$ ],淀粉酶活性分别为  $31.99\ \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{h})$  [ $29.95\sim 34.13\ \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{h})$ ], $34.57\ \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{h})$  [ $30.20\sim 40.06\ \mu\text{g}/(\text{g}\cdot\text{h})$ ]。此外,群落类型对碱性磷酸酶和淀粉酶活性的影响在不同坡位呈现出相似的趋势( $p>0.1$ ),但是对脲酶和蔗糖酶活性的影响则与坡位有关( $p<0.05$ )。如苜蓿—铁杆蒿坡地脲酶活性在上坡位显著高于长芒草坡地(高 26.8%),而在下坡位则显著低于长芒草坡地(低 28.4%);蔗糖酶活性在上坡位和中坡位显著高于长芒草坡地( $p<0.05$ ,分别高 89.1%,46.8%),在下坡位则低于长芒草坡地( $p<0.05$ ,低 19.05%)(图 2A,2B)。



注:不同大、小写字母分别表示土壤养分含量在长芒草和苜蓿铁杆蒿坡地不同坡位差异显著,\*表示该指标在不同草地类型间差异显著( $p<0.05$ );误差线为均值的标准误。

图 1 长芒草坡地和苜蓿—铁杆蒿坡地不同坡位的土壤养分含量



注:不同大、小写字母分别表示土壤酶活性在长芒草和苜蓿铁杆蒿坡地不同坡位差异显著,\*表示该指标在不同草地类型间差异显著( $p<0.05$ );误差线为均值的标准误。

图 2 长芒草坡地和苜蓿—铁杆蒿坡地不同坡位的土壤酶活性

表 1 坡位和草地类型对土壤养分含量、酶活性和碳氮矿化指标影响的方差分析结果

变量	坡位		群落类型		交互作用	
	F	P	F	P	F	P
有机碳	1.93	0.157	11.17	<u>0.002</u>	2.57	0.088
全氮	2.01	0.146	2.09	0.156	2.56	0.088
全磷	0.53	0.595	0.36	0.553	9.42	0.000
脲酶	8.14	<u>0.001</u>	1.62	0.210	3.92	<u>0.027</u>
蔗糖酶	3.08	<u>0.050</u>	7.94	<u>0.007</u>	5.39	<u>0.008</u>
碱性磷酸酶	2.96	0.062	17.33	<u>0.000</u>	1.83	0.287
淀粉酶	3.61	<u>0.035</u>	1.62	0.210	1.20	0.312
碳矿化量	2.56	0.089	10.93	<u>0.002</u>	1.18	0.316
碳矿化速率常数	0.11	0.893	8.69	<u>0.005</u>	0.90	0.413
氮矿化量	2.10	0.135	10.14	<u>0.003</u>	9.51	<u>0.000</u>
硝化量	1.66	0.230	27.36	<u>0.000</u>	9.99	<u>0.000</u>
氨化量	0.40	0.676	11.07	<u>0.002</u>	1.94	0.156

注:表中下划线数字表示统计显著。

2.3 坡位和退耕草地类型对土壤碳氮矿化特征的影响

土壤有机碳矿化量与矿化速率常数不受坡位影响( $p>0.09$ )(表 1),长芒草和苜蓿—铁杆蒿坡地有机碳矿化量分别介于 116.98~135.76 mg/kg,108.23~118.11 mg/kg 之间,每日矿化速率常数分别介于 0.22~0.26,0.16~0.18 之间。长芒草坡地有机碳矿化量和矿化速率常数在所有坡位均高于苜蓿—铁杆蒿坡地(下坡位显著, $p<0.05$ ),如有机碳矿化量在上、中、下坡位分别比苜蓿—铁杆蒿坡地高 10.4%,8.1%,22.8%,矿化速率常数分别高 19.5%,58.2%,23.8%(图 3A,3B)。

研究区土壤氮素矿化由硝化作用主导,而氨化量呈现出负值,表明土壤微生物对铵态氮有较强的固定作用<sup>[21]</sup>(图 3D,3E)。苜蓿—铁杆蒿坡地氮素矿化量和硝化量显著高于长芒草坡地( $p<0.01$ ),但是这种影响与坡位有关( $p<0.01$ )(表 1),如苜蓿—铁杆蒿坡地氮矿化量在上坡位和中坡位分别比长芒草坡地高 368.4%,150.5%,但是在下坡位则比长芒草坡地低 50.2%;硝化量在上坡位和中坡位分别比长芒草坡地高 204.9%,55.0%,在下坡位则低 2.2%(图 3D)。苜蓿—铁杆蒿坡地土壤氨化量显著低于长芒草坡地( $p<0.01$ ),而且这种影响与坡位无关( $p>0.1$ ),如氨化量在上、中和下坡位分别比长芒草坡地低 92.8%,6.6%,75.2%(图 3E)。这些结果表明,土壤碳氮矿化主要指标在不同坡位对退耕草地类型呈现出相似的响应特征,因此退耕后土壤碳氮矿化主要受退耕草地类型的影响。

2.4 退耕草地土壤酶活性和碳氮矿化指标的空间变异特征

退耕草坡地土壤酶活性空间变异的最佳拟合模型与草地类型和酶种类有关(表 2)。脲酶、蔗糖酶、碱性磷酸酶和淀粉酶最佳拟合模型在长芒草坡地分别为指数、球状、球状和高斯模型,在苜蓿—铁杆蒿坡地分别为球状、高斯、高斯和指数模型(表 2),表明土壤酶活性空间结构特征受草地群落类型的影响。与苜蓿—铁杆蒿坡地相比,长芒草坡地脲酶和淀粉酶活性空间变异的基台值较高(分别高 110%,283%),空间变异较大;蔗糖酶和碱性磷酸酶活性的基台值较低(分别低 38.2%,54.9%),空间变异较小。此外,长芒草坡地 4 种土壤酶活性具有较强的空间自相关性( $C_0/C_0+C<25\%$ ),变异主要由结构因素引起。苜蓿—铁杆蒿坡地蔗糖酶和碱性磷酸酶活性空间自相关性中等( $C_0/C_0+C$  介于 25%~75%),变异由随机因素和结构因素引起;脲酶和淀粉酶活性具有较强的

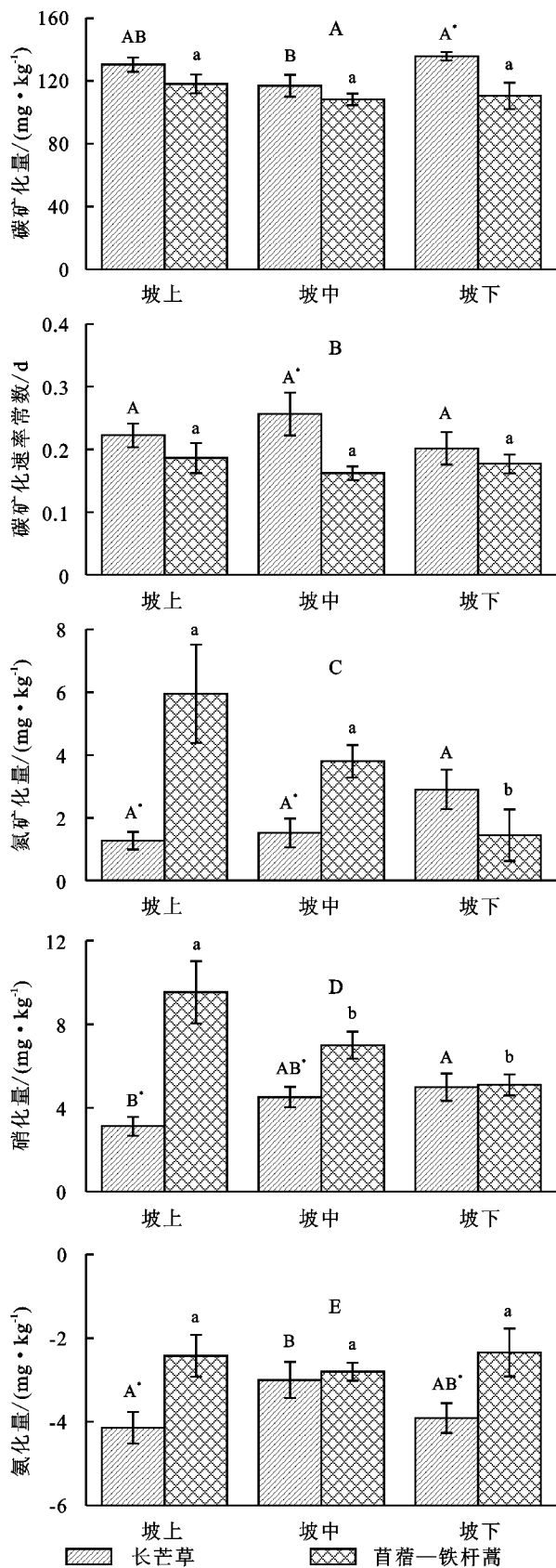
空间自相关性( $C_0/C_0+C<25\%$ ),变异由结构因素导致。长芒草坡地脲酶和淀粉酶活性的变程(分别为 633,208 m)大于苜蓿铁杆蒿坡地(分别为 10,21 m),具有较大的自相关范围表明随着苜蓿—铁杆蒿群落向长芒草群落的演替,脲酶和淀粉酶活性的空间自相关性增强;蔗糖酶和碱性磷酸酶呈相反的变化趋势,空间自相关性减弱,但仍然具有强的空间自相关性。

有机碳累积矿化量和矿化速率常数、氮素矿化量和氨化量空间变异最佳拟合模型在长芒草坡地均为球状模型,在苜蓿—铁杆蒿坡地则分别为高斯、线性、指数和球状模型,表明这 4 类指标的空间结构特征也受草地群落类型的影响(表 2)。长芒草坡地有机碳矿化量、氮素矿化量和氨化量具有强烈的空间自相关性( $C_0/C_0+C<25\%$ ),变异由结构因素引起;矿化速率常数具有中等空间自相关性( $C_0/C_0+C$  介于 25%~75%),变异由随机因素和结构因素共同引起。苜蓿—铁杆蒿坡地有机碳和氮的矿化量具有中等空间自相关性( $C_0/C_0+C$  介于 25%~75%),变异由随机因素和结构因素共同引起,有机碳矿化速率常数具有较弱的空间自相关性( $C_0/C_0+C>75\%$ ),氨化量则具有强烈的空间自相关性( $C_0/C_0+C<25\%$ )。此外,长芒草坡地 4 种指标的变程均小于苜蓿—铁杆蒿坡地。上述结果表明,随着苜蓿—铁杆蒿群落向长芒草群落的演替,碳氮矿化指标的空间自相关性逐渐增强。

表 2 不同草地土壤酶活性和碳氮矿化指标的半方差理论及模型参数

项目	模型	块金值	基台值	块金效应	变程/	
		( $C_0$ )	( $C+C_0$ )	$[C_0/(C+C_0)]/\%$	m	
长 芒 草 坡 地	脲酶	E	0.391	2.383	16.4	633
	蔗糖酶	S	0.045	1.013	4.4	9
	碱性磷酸酶	S	0.001	0.844	0.1	7
	淀粉酶	G	0.531	3.072	17.3	208
	碳累积矿化量	S	0.148	1.112	13.3	8
	碳矿化速率常数	S	0.563	1.127	50	22
	氮矿化量	S	0.001	0.903	0.1	6
	氨化量	S	0.060	1.026	5.8	8
苜 蓿 — 铁 杆 蒿 坡 地	脲酶	S	0.168	1.137	14.8	10
	蔗糖酶	G	0.469	1.638	28.6	134
	碱性磷酸酶	G	0.794	1.870	42.5	151
	淀粉酶	E	0.001	0.803	0.1	21
	碳累积矿化量	G	0.344	1.389	24.8	68
	碳矿化速率常数	L	0.881	0.881	100	90
	氮矿化量	E	0.461	1.145	40.3	188
	氨化量	S	0.001	0.921	0.1	19

注:G 代表高斯模型,S 代表球状模型,E 代表指数模型。



注:不同大小写字母分别表示土壤碳氮矿化指标在长芒草和苜蓿铁杆蒿坡地不同坡位差异显著,\*表示该指标在不同草地类型间差异显著( $p<0.05$ );误差线为均值的标准误。

图3 长芒草坡地和苜蓿-铁杆蒿坡地不同坡位的土壤碳氮矿化指标

### 3 讨论与结论

#### 3.1 土壤养分分布

草地群落演替显著改变了物种组成和群落生产力,并对土壤养分的有效性、植物吸收、植物养分向土壤的归还过程等产生影响,从而改变土壤养分的空间分布和动态特征<sup>[22]</sup>。此外,这些过程对群落演替的响应还与地形条件有关<sup>[23]</sup>。

本研究结果表明,长芒草坡地有机碳和全氮含量均高于苜蓿-铁杆蒿坡地,这是因为不同植被类型存在土壤养分含量的差异<sup>[24]</sup>,且随着草地演替的进行,草地质量得以提高<sup>[25]</sup>,如张婷等<sup>[7]</sup>发现的黄土丘陵区长芒草群落有机质和全氮含量均显著高于铁杆蒿群落的结果相一致。长芒草坡地全磷含量在上坡位和中坡位低于苜蓿-铁杆蒿坡地(图1),可能与植被演替阶段有关,长芒草为退耕后植被演替的顶级群落,演替时间长于苜蓿-铁杆蒿群落,植被从土壤中吸收的磷总量较高,因此造成土壤中全磷含量的降低。但是长芒草坡地土壤全磷含量在下坡位显著高于苜蓿-铁杆蒿坡地,可能与坡面水土过程造成的磷素迁移有关<sup>[2]</sup>。并且长芒草坡地坡度大于苜蓿-铁杆蒿坡地,其坡面水土过程造成的土壤颗粒迁移和在下坡位的沉积作用强于苜蓿-铁杆蒿坡地,从而造成了两个类型坡地下坡位全磷含量的差异。以上表明,在评估恢复坡地生态系统土壤养分动态和有效性方面,需要考虑群落类型和坡位的影响。

#### 3.2 土壤酶活性

坡位显著影响土壤酶活性,随坡位的降低,脲酶和淀粉酶活性升高,蔗糖酶和碱性磷酸酶活性降低,而成毅等<sup>[26]</sup>发现的土壤酶活性不随坡位的变化而变化。这种差异可能与土壤酶活性受到多种因素的影响有关(土壤pH值、生长季、气候条件、生物学特征和微地形的变化等)<sup>[27-28]</sup>。草地群落的演替可以改变土壤性质,包括有机质形态、土壤pH值和养分有效性等<sup>[29]</sup>;同时不同植被根系分布及其分泌物和营养吸收方式的不同也影响着微生物生物量<sup>[30]</sup>。而土壤酶主要来源于植物和微生物(细菌和真菌)活动,其功能与活性和微生物联系紧密<sup>[29]</sup>,因此,退耕草地类型(或者演替过程)对土壤酶活性产生显著影响,而且这种影响与土壤酶类型有关<sup>[31]</sup>。本研究中长芒草坡地脲酶、淀粉酶活性高于苜蓿-铁杆蒿坡地,这与安韶山等<sup>[32]</sup>的研究一致;蔗糖酶活性小于苜蓿-铁杆蒿坡地<sup>[33]</sup>,与安韶山等<sup>[32]</sup>的研究相反,可能是由于土壤

酶活性不仅与植被盖度、多度、高度有关,同时还取决于当地的气候和土壤理化性质<sup>[34-35]</sup>。

### 3.3 土壤碳氮矿化特征

土壤有机碳矿化受多种因素的影响,如土壤有机碳含量<sup>[36]</sup>、有机质组分和存在状态<sup>[37]</sup>、土壤理化性质<sup>[38]</sup>、微生物群落组成<sup>[39]</sup>等。本研究中坡位对长芒草和苜蓿—铁杆蒿坡地有机碳矿化没有显著影响( $p>0.09$ ),可能与不同坡位土壤有机碳含量差异不显著有关,有机碳矿化与土壤有机碳含量显著正相关性也证明了此结果( $R^2=0.423, n=50, p<0.002$ )。虽然有研究表明,氮素矿化与全氮和有机碳含量呈显著正相关系,且本研究中长芒草坡地有机碳和全氮含量高于苜蓿铁杆蒿坡地,但是氮素矿化却呈现苜蓿—铁杆蒿坡地显著高于长芒草坡地,可能是由于土壤氮素矿化受植物氮素含量(主要是根系氮素含量)驱动<sup>[40]</sup>,豆科植物(如苜蓿)根系生物固氮,能显著促进土壤氮素矿化<sup>[41]</sup>。长芒草群落氮矿化量下坡位最高<sup>[4]</sup>,苜蓿—铁杆蒿群落矿化量下坡位最低<sup>[2]</sup>,可能由于长芒草群落土壤酶活性在下坡位较高,促进土壤氮素矿化<sup>[42]</sup>,而苜蓿—铁杆蒿群落土壤酶活性在坡位之间没有显著差异,并且苜蓿—铁杆蒿坡地不同坡位群落物种不同(上坡位以苜蓿为主,中坡位二者共同主导,下坡位铁杆蒿为主)<sup>[2]</sup>,从而对氮素矿化产生影响<sup>[43]</sup>。因此,不同类型坡地土壤氮素矿化呈现出如图3所示的随坡位变化趋势。土壤硝化量与矿化量极显著正相关( $R^2=0.87, n=50, p<0.01$ ),因此,苜蓿—铁杆蒿坡地硝化量也以下坡位最低,而长芒草坡地硝化量也以下坡位最高(图3)。此外,氮的微生物固定导致的研究中土壤氮化量呈负值<sup>[24]</sup>,且不同坡位差异不显著,表明微生物对铵的固定不受坡位影响,研究区氮素矿化以硝化作用主导。

### 3.4 土壤酶活性和碳氮矿化指标的空间变异特征

土壤酶活性的空间结构特征受群落类型的影响,长芒草坡地4种酶活性具有较强的空间自相关性,其变异主要由结构性因素引起(表2),这一结果与朱新萍等<sup>[44]</sup>对高产棉田土壤脲酶和碱性磷酸酶活性空间自相关性的研究结果,以及陈立明等<sup>[15]</sup>发现的不同退化程度云冷杉林土壤酶活性的空间变异主要由结构因素引起的研究结果一致。本研究中苜蓿—铁杆蒿坡地脲酶和淀粉酶活性具有较强的空间自相关性,蔗糖酶和碱性磷酸酶活性具有较弱的空间自相关性,表明不同类型土壤酶活性的空间变异特征差异较大,这与土壤酶的专一特性有关。不同坡地土壤酶活性空间变异特征的差异,还与土壤理化性质空间变异特征有关。张燕江等<sup>[2]</sup>对研究区

退耕坡地苜蓿—铁杆蒿群落养分分布特征的研究发现,随着人工草地天然草地的演替,群落养分含量的空间结构性逐渐增强,而土壤酶活性与这些性质密切相关,因此随着苜蓿—铁杆蒿坡地向长芒草坡地的演替,土壤酶活性的空间结构逐渐增强。

本研究中苜蓿—铁杆蒿坡地土壤碳氮矿化指标具有中等空间自相关性,变异主要由结构因子和随机因子共同造成,长芒草坡地碳氮矿化指标具有强烈的空间自相关性,变异主要由结构性因素引起,表明土壤碳氮矿化指标的空间结构性随着群落演替的进行逐渐增强,这与其他研究结果相一致,如朱剑兴等<sup>[45]</sup>发现,土壤碳氮矿化指标随草地演替(过渡草地向典型草地)呈现出很好的空间格局。此外,坡地土壤对地表水土过程和植被生长与分布响应敏感,这些过程均使土壤资源重新分配并对养分转化指标的空间格局产生影响。Wei等<sup>[46]</sup>的研究结果表明,研究区天然草坡植被覆盖相对均匀,坡面土壤资源的重新分配作用较弱,而退耕坡地植物覆盖不均,土壤资源沿坡面的重新分配作用和空间异质性较强,而土壤碳氮矿化受土壤有机质含量与组成、环境因子和群落组成的影响,因此碳氮矿化指标的空间结构呈现出随苜蓿铁杆蒿坡地向长芒草坡地的演替增强的趋势(表2)。

### 参考文献:

- [1] 付晓莉. 水蚀风蚀交错区土壤水、碳、氮、磷分布及有关过程对植被类型的响应[D]. 陕西杨凌: 中国科学院教育部水土保持与生态环境研究中心, 2010.
- [2] 张燕江, 邱莉萍, 张兴昌, 等. 黄土高原农牧交错带退耕坡地苜蓿—铁杆蒿群落养分分布特征[J]. 干旱地区农业研究, 2015, 33(5): 211-216.
- [3] 赵哈林, 赵学勇, 张铜会, 等. 北方农牧交错带的地理界定及其生态问题[J]. 地球科学进展, 2002, 17(5): 739-747.
- [4] Chen Y P, Wang K B, Lin Y S, et al. Balancing green and grain trade[J]. Nature Geoscience, 2015, 8(10): 739-741.
- [5] 王辽宏, 邱莉萍, 高海龙, 等. 农牧交错带本氏针茅坡地土壤—植物系统磷素分布特征[J]. 植物营养与肥料学报, 2013, 19(5): 1192-1199.
- [6] 张平仓. 水蚀风蚀交错带水风两相侵蚀时空特征研究: 以神木六道沟小流域为例[J]. 土壤侵蚀与水土保持学报, 1999, 5(3): 93-96.
- [7] 张婷, 陈云明, 武春华. 黄土丘陵区铁杆蒿群落和长芒草群落地上生物量及土壤养分效应[J]. 中国水土保持科学, 2011, 9(5): 91-97.
- [8] 刘建, 邱莉萍, 程积民, 等. 黄土高原水蚀风蚀交错区5种典型草地群落土壤酶活性的研究[J]. 草地学报, 2011, 19(5): 91-97.

- 2017,25(1):32-37.
- [9] 沈芳芳,袁颖红,樊后保,等. 氮沉降对杉木人工林土壤有机碳矿化和土壤酶活性的影响[J]. 生态学报,2012,32(2):517-527.
- [10] Pajares P, Gallardo G F, Masciandaro M, et al. Enzyme activity as an indicator of soil quality changes in degraded cultivated Acrisols in the Mexican Trans-volcanic Belt [J]. *Land Degradation & Development*, 2011,22(3): 373-381.
- [11] 曹慧,孙辉,杨浩,等. 土壤酶活性及其对土壤质量的指示研究进展[J]. 应用与环境生物学报,2003,9(1): 105-109.
- [12] Zhao N, Li X G. Effects of aspect-vegetation complex on soil nitrogen mineralization and microbial activity on the Tibetan Plateau[J]. *Catena*, 2017,155:1-9.
- [13] Nunes D A D, Gama-Rodrigues E F, Barreto P A B, et al. Carbon and nitrogen mineralization in soil of leguminous trees in a degraded pasture in northern Rio de Janeiro, Brazil[J]. *Journal of Forestry Research*, 2016,27(1):91-99.
- [14] 胡伟,邵明安,王全九. 黄土高原退耕坡地土壤水分空间变异的尺度性研究[J]. 农业工程学报,2005,21(8): 11-16.
- [15] 陈立明,满秀玲. 小兴安岭谷地云冷杉林土壤酶活性的异质性[J]. 森林工程,2010,26(1):1-6.
- [16] 贺金红,廖允成,胡兵辉,等. 黄土高原坡耕地退耕还林(草)的生态经济效应研究[J]. 农业现代化研究,2006,27(2):110-114.
- [17] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京:中国农业出版社,1986.
- [18] 关松荫. 土壤酶及其研究方法[M]. 北京:农业出版社,1986.
- [19] 王玉红,马天娥,魏艳春,等. 黄土高原半干旱草地封育后土壤碳氮矿化特征[J]. 生态学报,2017,37(2):378-386.
- [20] Li H, Reynolds J F. On definition and quantification of heterogeneity[J]. *Oikos*, 1995,73(2):280-284.
- [21] Maag M, Vinther F P. Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperatures[J]. *Applied Soil Ecology*, 1996,4(1):5-14.
- [22] 曲国辉,郭继勋. 松嫩平原不同演替阶段植物群落和土壤特性的关系[J]. 草业学报,2003,12(1):18-22.
- [23] 景福军,张德罡,尚占环,等. 黄土高原弃耕地不同地形下植物群落演替初期的群落结构及多样性研究[J]. 甘肃农业大学学报,2005,40(2):233-238.
- [24] Liu X R, Dong Y S, Ren J Q, et al. Drivers of soil net nitrogen mineralization in the temperate grasslands in Inner Mongolia, China[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2010,87(1):59-69.
- [25] 程积民,井赵斌,金晶炜,等. 黄土高原半干旱区退化草地恢复与利用过程研究[J]. 中国科学:生命科学,2014,44(3):267-279.
- [26] 成毅,安韶山,马云飞. 宁南山区不同坡位土壤微生物生物量和酶活性的分布特征[J]. 水土保持研究,2010,17(5):148-153.
- [27] 邱莉萍,张兴昌,程积民. 坡向坡位和撂荒地对云雾山草地土壤酶活性的影响[J]. 草业学报,2007,16(1): 87-93.
- [28] Aon M A, Colaneri A C. Temporal and spatial evolution of enzymatic activities and physico-chemical properties in an agricultural soil[J]. *Applied Soil Ecology*, 2001,18(3):255-270.
- [29] Grayston S J, Prescott C E. Microbial communities in forest floors under four tree species in coastal British Columbia[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2005,37(6):1157-1167.
- [30] Grønli K E, Frostegård A, Bakken L R, et al. Nutrient and carbon additions to the microbial soil community and its impact on tree seedlings in a boreal spruce forest[J]. *Plant and Soil*, 2005,278(1):275-291.
- [31] 秦燕. 贺兰山西坡不同草地类型土壤酶活性特征[D]. 兰州:兰州大学,2007.
- [32] 安韶山,黄懿梅,刘梦云,等. 宁南宽谷丘陵区植被恢复中土壤酶活性的响应及其评价[J]. 水土保持研究,2005,12(3):31-34.
- [33] 杨佳佳. 延河流域植被类型对土壤酶活性和土壤碳氮形态的影响[D]. 陕西杨凌:西北农林科技大学,2014.
- [34] Elfstrand S, Hedlund K, Martensson A. Soil enzyme activities, microbial community composition and function after 47 years of continuous green manuring[J]. *Applied Soil Ecology*, 2007,35(3):610-621.
- [35] Pinay G, Barbera P, Carreras P A, et al. Impact of atmospheric CO<sub>2</sub> and plant life forms on soil microbial activities[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2007,39(1):33-42.
- [36] 李顺姬,邱莉萍,张兴昌. 黄土高原土壤有机碳矿化及其与土壤理化性质的关系[J]. 生态学报,2010,30(5): 1217-1226.
- [37] Saggat S, Yeates G W, Shepherd T G. Cultivation effects on soil biological properties, microfauna and organic matter dynamics in Eutric Gleysol and Gleyic Luvisol soils in New Zealand [J]. *Soil & Tillage Research*, 2001,58(1):55-68.
- [38] Eze S, Palmer S M, Chapman P J. Soil organic carbon stock and fractional distribution in upland grasslands [J]. *Geoderma*, 2018, 314:175-183.



- 地学报, 2013, 21(3): 485-493.
- [18] 刘文利, 吴景贵, 傅民杰, 等. 种植年限对果园土壤团聚体分布与稳定性的影响[J]. 水土保持学报, 2014, 28(2): 129-135.
- [19] 何淑勤, 郑子成, 宫渊波, 等. 不同退耕模式下土壤水稳性团聚体及其有机碳分布特征[J]. 水土保持学报, 2011, 25(5): 229-233.
- [20] 曾全超, 李娅芸, 刘雷, 等. 黄土高原草地植被土壤团聚体特征与可蚀性分析[J]. 草地学报, 2014, 22(4): 743-749.
- [21] 王英俊. 生草对渭北苹果园土壤团聚体及其有机 C : N 的影响[D]. 陕西杨凌: 西北农林科技大学, 2013.
- [22] Yoder R E. A direct method of aggregate analysis of soils and a study of the physical nature of erosion losses[J]. *Agronomy Journal*, 1936, 28(5): 337-351.
- [23] 王海霞, 孙红霞, 韩清芳, 等. 免耕条件下秸秆覆盖对旱地小麦田土壤团聚体的影响[J]. 应用生态学报, 2012, 23(4): 1025-1030.
- [24] Six J, Elliott E T, Paustian K. Soil structure and soil organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy [J]. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, 64(3): 1042-1049.
- [25] 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.
- [26] 程乙, 任昊, 刘鹏, 等. 不同栽培管理模式对农田土壤团聚体组成及其碳、氮分布的影响[J]. 应用生态学报, 2016, 27(11): 3521-3528.
- [27] 宫阿都, 何毓蓉. 金沙江干热河谷区退化土壤结构的分形特征研究[J]. 水土保持学报, 2001, 15(3): 112-115.
- [28] Salako F K, Hauser S. Influence of different fallow management systems on stability of soil aggregates in Southern Nigeria [J]. *Communications in Soil Science & Plant Analysis*, 2001, 32(9/10): 1483-1498.
- [29] 秦瑞杰, 郑粉莉, 卢嘉. 草本植物生长发育对土壤团聚体稳定性影响的试验研究[J]. 水土保持研究, 2011, 18(3): 141-144.
- [30] Barthès B, Roose E. Aggregate stability as an indicator of soil susceptibility to runoff and erosion; validation at several levels[J]. *Catena*, 2002, 47(2): 133-149.
- [31] 郭伟, 史志华, 陈利顶, 等. 红壤表土团聚体粒径对坡面侵蚀过程的影响[J]. 生态学报, 2007, 27(6): 2516-2522.
- [32] Wischmeier W H, Smith D D. A universal soil-loss equation to guide conservation farm planning [J]. *Transactions Int. Congr. Soil Sci*, 1960, 1: 418-425.
- [33] Renard K G, Foster G R, Weesies G A, et al. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE)[Z]. *Agricultural Handbook*, 1997.
- [34] 郑海金, 杨洁, 喻荣岗, 等. 红壤坡地土壤可蚀性 K 值研究[J]. 土壤通报, 2010, 41(2): 425-428.
- [35] 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.
- [36] 闫峰陵, 史志华, 蔡崇法, 等. 红壤表土团聚体稳定性对坡面侵蚀的影响[J]. 土壤学报, 2007, 44(4): 577-583.
- [37] 陈正发, 史东梅, 谢均强, 等. 紫色土旱坡地土壤团聚体稳定性特征对侵蚀过程的影响[J]. 中国农业科学, 2011, 44(13): 2721-2729.



(上接第 8 页)

- [39] 黄耀, 刘世梁, 沈其荣, 等. 环境因子对农业土壤有机碳分解的影响[J]. 应用生态学报, 2002, 13(6): 709-714.
- [40] Wei X, Reich P B, Hobbie S E, et al. Disentangling species and functional group richness effects on soil N cycling in a grassland ecosystem[J]. *Global Change Biology*, 2017, 23(11): 4717-4727.
- [41] Wei X, Shao M, Fu X, et al. The effects of land use on soil N mineralization during the growing season on the northern Loess Plateau of China[J]. *Geoderma*, 2011, 160(3): 590-598.
- [42] Tischer A, Blagodatskaya E, Hamer U. Microbial community structure and resource availability drive the catalytic efficiency of soil enzymes under land-use change conditions [J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2015, 89: 226-237.
- [43] Zhao H, Zhang X, Xu S, et al. Effect of freezing on soil nitrogen mineralization under different plant communities in a semi-arid area during a non-growing season[J]. *Applied Soil Ecology*, 2010, 45(3): 187-192.
- [44] 朱新萍, 贾宏涛, 郑春霞, 等. 高产棉田土壤碱性磷酸酶及脲酶空间变异特征分析[J]. 干旱区研究, 2012, 29(4): 586-591.
- [45] 朱剑兴, 王秋凤, 何念鹏, 等. 内蒙古不同类型草地土壤氮矿化及其温度敏感性[J]. 生态学报, 2013, 33(19): 6320-6327.
- [46] Wei X, Huang M, Shao M, et al. Shrubs increase soil resources heterogeneity along semiarid grass slopes in the Loess Plateau[J]. *Journal of Arid Environments*, 2013, 88(1): 175-183.