

东祁连山不同高寒灌丛草地土壤抗蚀性研究

赵锦梅¹, 徐长林², 马瑞¹, 马维伟¹, 张富¹

(1. 甘肃农业大学林学院, 兰州 730070; 2. 甘肃农业大学草业学院, 兰州 730070)

摘要: 为探讨祁连山东段不同高寒灌丛草地的土壤抗蚀性特征, 采用野外调查和室内试验的方式, 对东祁连山金露梅、柳、杜鹃3类高寒灌丛草地的土壤抗蚀性特征及其影响因素进行了研究。结果表明: 不同灌丛草地土壤水稳性团聚体主要以 >0.5 mm的大粒径水稳性团聚体为主, 土壤团聚结构破坏率表现为: 柳灌丛草地 $>$ 杜鹃灌丛草地 $>$ 金露梅灌丛草地; 土壤水稳性指数依次为: 杜鹃灌丛草地(97.1%) $>$ 柳灌丛草地(96.9%) $>$ 金露梅灌丛草地(95.8%); 土壤抗蚀指数表现为: 杜鹃灌丛草地最大(95.0%), 金露梅灌丛草地最小(92.9%)。总体上, 杜鹃灌丛草地的土壤抗蚀性最强, 金露梅灌丛草地的土壤抗蚀性最差。通过灰色关联度法, 对 >0.5 mm的机械团聚体含量、 >0.25 mm的机械团聚体含量、 >0.25 mm的水稳性团聚体含量、 >0.5 mm的水稳性团聚体含量、土壤结构破坏率、水稳性团聚体平均质量直径、有机质、土壤崩解率、土壤水稳性指数、土壤抗蚀指数10个土壤抗蚀性指标进行评价分析认为, 影响高寒灌丛草地土壤抗蚀性最主要的因素是水稳性指数、 >0.25 mm水稳团聚体和水稳性团聚体平均质量直径。

关键词: 土壤抗蚀性; 灰色关联度; 高寒灌丛草地; 东祁连山

中图分类号: S157.1; S714.7

文献标识码: A

文章编号: 1009-2242(2016)05-0119-05

DOI: 10.13870/j.cnki.stbcbx.2016.05.020

Study on Soil Anti-erodibility of Different Alpine Shrub Grassland in Eastern Qilian Mountain

ZHAO Jinmei¹, XU Changlin², MA Rui¹, MA Weiwei¹, ZHANG Fu¹

(1. College of Forestry, Gansu Agricultural University, Lanzhou 730070;

2. College of Grassland Science, Gansu Agricultural University, Lanzhou 730070)

Abstract: The effect of different shrub grassland on soil anti-erodibility in alpine areas in eastern Qilian Mountains was studied by the method of field investigation and laboratory analysis. In this research, three alpine shrub grasslands were selected in the experimental area, which were *Potentilla fruticosa* shrub grassland, *Salix* shrub grassland and *Rhododendron* shrub grassland. The results showed that large-aggregate (>0.5 mm aggregate) was the main composition of water-stable aggregate in different shrub grassland. The order of soil structure damage rate of different alpine shrub grassland was *Salix* shrub grassland $>$ *Rhododendron* shrub grassland $>$ *Potentilla fruticosa* shrub grassland. Soil aggregate survival rate of *Rhododendron* shrub grassland was the lowest. The order of soil water stable index of different alpine shrub grassland was *Rhododendron* shrub grassland(97.1%) $>$ *Salix* shrub grassland(96.9%) $>$ *Potentilla fruticosa* shrub grassland(95.8%). The soil water stability index of *Rhododendron* shrub grassland was the biggest(95.0%). Otherwise, *Potentilla fruticosa* shrub grassland was the smallest(92.9%). So the soil anti-erodibility of *Rhododendron* shrub grassland was the best, *Potentilla fruticosa* shrub grassland was the worst. Through the grey correlation method, >0.5 mm machinery aggregate content, >0.25 mm aggregate content, >0.25 mm water-stable aggregate content, >0.5 mm water-stable aggregate content, soil structure damage rate, mean weight diameter of water-stable aggregate, organic matter, soil disintegration rate, soil water stable index and soil anti-erodibility were selected to evaluate soil anti-erodibility. The results showed that the main factor influencing soil anti-erodibility in alpine shrub grassland was the water stable index, >0.25 mm stable aggregate and water stability aggregate average diameter.

Keywords: soil anti-erodibility; grey correlation; alpine shrub grassland; eastern Qilian Mountain

收稿日期: 2016-04-01

资助项目: 甘肃省高等学校科研项目(2014A-057)

第一作者: 赵锦梅(1978—), 女, 博士, 副教授, 主要从事水土保持与荒漠化研究。E-mail: zhaojm@gsau.edu.cn

通信作者: 张富(1962—), 男, 博士, 研究员, 主要从事水土保持与荒漠化研究。E-mail: fuzhang001@163.com

土壤抗蚀性是指土壤抵抗水的分散和悬浮的能力,是评定土壤抵抗侵蚀能力的重要指标之一^[1]。土壤抗蚀性的大小除了与土壤理化性质等土壤内在因素有关外,还与植被因素有着密切的关系^[2]。不同植被类型由于其地表的盖度、地下根系状况、凋落物等因子的差异,对土壤抗蚀性也有不同的影响^[3-4]。目前对不同植被类型土壤抗蚀性的研究已广泛开展,但大多集中在黄土高原区^[5-6],对高寒生态环境条件下分布的不同类型高寒植被土壤抗蚀性的研究较少。高寒灌丛草地对高寒气候和环境条件有极强的适应能力,是高寒地区的优势植被类型之一^[7-8]。在祁连山东端高寒灌丛草地广泛分布,其对祁连山东端高寒地区水土保持、高寒生境的维持与恢复具有重要的作用,研究该区域不同高寒灌丛草地土壤抗蚀特征,了解区域内不同灌丛植被生态系统土壤抗蚀能力及水土保持功能具有重要的意义。为此,本研究选取>0.5 mm 机械团聚体含量、>0.25 mm 机械团聚体含量、>0.25 mm 水稳性团聚体含量、>0.5 mm 水稳性团聚体含量、土壤结构破坏率、水稳性团聚体平均质量直径、有机质、土壤崩解率、土壤水稳性指数和土壤抗蚀指数 10 个指标,对分布在该区域的不同高寒灌丛草地土壤抗蚀性特征进行研究,分析不同高寒灌

丛草地土壤抗蚀性的特征、差异与影响因素,以期为东祁连山高寒区域的水土流失治理和植被合理利用提供基础资料。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区选在祁连山东端的天祝金强河地区,位于 37°11′—37°14′N,102°40′—102°47′E,海拔 2 900~4 300 m。研究区寒冷潮湿,年均温-0.8℃,1 月平均最低温度-18.3℃,7 月最高温度 12.7℃,年日照时数 2 600 h,>0℃积温 1 380℃,年均降水量 416 mm,主要集中于 7—9 月份,年均蒸发量 1 592 mm。研究区土壤类型主要有亚高山草甸土、亚高山栗钙土、亚高山灌丛草甸土和高山灌丛草甸土。

1.2 试验地设置

在研究区选取海拔相对一致的 3 类高寒灌丛草地,金露梅(*Potentilla fruticosa*)灌丛草地、杜鹃(*Rhododendron*)灌丛草地和柳(*Salix*)灌丛草地。对每种类型的高寒灌丛草地各设置 3 个面积为 20 m×20 m 的调查样方,分别在样方内调查植物种类、高度、地上生物量、植被盖度和郁闭度等指标。样地基本情况详见表 1。

表 1 样地的基本情况

灌丛类型	优势种	海拔/ m	坡度/ (°)	坡向	植被总 盖度/%	地上生物量/ (g·m ⁻²)	灌丛 高度/cm	草层 高度/cm	地被物积量/ (t·hm ⁻²)	有机质/ (g·kg ⁻¹)
金露梅灌丛草地	金露梅	3249	6	阳坡	92	412.66	65	25.2	4.32	129.721
杜鹃灌丛草地	头花杜鹃	3245	16	阴坡	89	266.71	40	18.6	11.40	214.427
柳灌丛草地	硬叶柳	3245	6	阳坡	96	570.56	43	22.5	5.04	151.609

1.3 样品采集与测定

于 2014 年 7 月在每种类型灌丛调查样方内,随机采集 0—10 cm 和 10—20 cm 原状表层土样,每层 3 次重复,将采集的原状土壤带回实验室,进行土壤团聚体和土壤崩解率测定。同时按照“S”形布点,采集 0—10 cm 和 10—20 cm 的表层土壤,各土层制成混合土壤样品,带回实验室进行土壤基本理化性质分析。

将采集的土壤样品风干后除去枯枝落叶、植物根、残茬、虫体以及石子等杂物,用干筛法和 Yoder 法测定土壤机械稳定性团聚体和水稳性团聚体;将土壤干、湿筛方法测量后的数据进行数值计算后得出团聚体结构破坏率;用静水崩解法测定土壤崩解率;土壤有机质采用重铬酸钾法测定。文中相关指标分别采用以下公式计算:

- (1) 结构体破坏率=
$$\frac{>0.25\text{ mm 团聚体含量}-(\text{干筛}-\text{湿筛})}{>0.25\text{ mm 干筛团聚体含量}}\times 100\%$$
- (2) 水稳性团聚体的平均重量直径=
$$\frac{\sum_{i=1}^n \overline{x_i} W_i}{\sum_{i=1}^n x_i W_T}$$

式中: $\overline{x_i}$ 为第 i 级的平均直径(mm); W_i 为第 i 级的

土壤重量(mg); W_T 为供试土壤的总重量(mg)。

(3) 水稳性指数计算:
$$K = \frac{\sum P_i K_i + P_j}{A}$$

式中: K 为水稳性指数; P_i 为第 i min 的分散土粒数; K_i 为第 i min 的校正系数, $i=1,2,\cdots,20$; P_j 为实验结束后没有分散的土粒数; A 为实验土粒总数(50 粒)。

(4) 土壤抗蚀性指数=
$$\frac{\text{总土粒}-\text{崩塌土粒}}{\text{总土粒}}\times 100\%$$

1.4 土壤抗蚀性灰色关联度计算方法

采用下式计算出土壤抗蚀性的灰色关联度^[9],即:
设反映各因素变化的数据为 $X_i(k)$, $i=1,2,\cdots,n$, n 为影响因子数目。利用下式将各指标因子无量纲化,消除因单位造成的影响。公式如下:

$$x_i(k) = \frac{X_i(k) - X_{i\min}}{X_{i\max} - X_{i\min}} \tag{1}$$

$$x_i(k) = \frac{X_{i\max} - X_i(k)}{X_{i\max} - X_{i\min}} \tag{2}$$

式中: $x_i(k)$ 为无量无纲化后的新数列; $X_{i\max}$, $X_{i\min}$ 为 $X_i(K)$ 数列中的最大者和最小者。

与土壤抗蚀性正相关时用(1)式,反之用(2)式。

将无量纲后的各比较指标 $X_i(k)$ 对参考指标 $X_0(k)$ 的关联灰色关联系数利用公式(3)进行计算:

$$\xi_i(k)=\frac{\min\limits_{i\ k}|X_0(k)-X_i(k)|+\zeta\max\limits_{i\ k}|X_0(k)-X_i(k)|}{|X_0(k)-X_i(k)|-\zeta\max\limits_{i\ k}|X_0(k)-X_i(k)|}$$

(3)

式中: $\xi(k)$ 为第 i 种影响因子在第 k 个因子对土壤抗蚀性的关联系数; ζ 为分辨率,本文取值 0.5; $\min\limits_{i\ k}|X_0(k)-X_i(k)|$, $\max\limits_{i\ k}|X_0(k)-X_i(k)|$ 分别表示 i,k 中两极最小差和两极最大差。

灰色关联度采取加权平均值计算,其公式为:

$$r_i=\frac{1}{N}\sum_{k=1}^N\xi_i(k)$$

(4)

式中: γ_i 为第 i 种影响因子对土壤抗蚀性的关联度。
采用 Excel 和 SPSS 13.0 软件对数据进行统计分析并作图。

2 结果与分析

2.1 不同灌丛草地土壤团聚体和结构体破坏率变化

通过对不同灌丛草地土壤团聚体、结构破坏率和水稳性团聚体平均质量直径的研究,结果表明(表 2),在 0—10 cm 土层,干筛>0.25 mm 的土壤团聚体分别表现为金露梅灌丛草地>柳灌丛草地>杜鹃灌丛草地,湿筛>0.25 mm 的土壤团聚体分别表现

为杜鹃灌丛草地>柳灌丛草地>金露梅灌丛草地;在 10—20 cm 土层,干筛>0.25 mm 的土壤团聚体分别表现为杜鹃灌丛草地>柳灌丛草地>金露梅灌丛草地,湿筛>0.25 mm 的土壤团聚体分别表现为柳灌丛草地>杜鹃灌丛草地>金露梅灌丛草地。灌丛草地土壤团聚体的结构破坏率在 0—10 cm 土层表现为柳灌丛草地最小,杜鹃灌丛草地次之,金露梅灌丛草地最大;在 10—20 cm 土层表现为柳灌丛草地最小,杜鹃灌丛草地次之,金露梅灌丛草地最大。

土壤水稳性团聚体平均质量粒径与土壤抗蚀性密切相关^[10],平均质量粒径越大,越有利于土壤抗蚀性的增强^[11]。研究区不同高寒灌丛草地土壤水稳性团聚体平均质量直径在 5.077 mm~7.467 mm 之间变化;其中在 0—10 cm 土层柳灌丛草地最高(6.305 mm),在 10—20 cm 土层杜鹃灌丛草地最高(7.467 mm)。不同的灌丛其土壤团聚体结构破坏率也有差异,表现为金露梅灌丛草地>柳灌丛草地>杜鹃灌丛草地。可见,在不同类型灌丛草地中,金露梅灌丛草地土壤团聚体保存率最低,而土壤团聚体结构破坏率最高,反映出金露梅灌丛草地土壤团聚体在 3 类灌丛草地土壤颗粒最易发生崩解和分散,说明其土壤抗蚀能力最差。

表 2 土壤团聚体各粒级分布特征及稳定性

样地	土层/cm	处理 方式	不同粒径下的土壤团聚体组成/%						结构破 坏率/%	团聚体质量 直径/mm
			>5 mm	5~2 mm	2~1 mm	1~0.5 mm	0.5~0.25 mm	>0.5 mm >0.25 mm		
金露梅灌 丛草地	0—10	干筛	73.80	6.60	4.90	4.70	1.80	91.80 93.60	26.788	6.030
		湿筛	50.57	5.57	5.12	6.10	1.17	67.36 68.53		
	10—20	干筛	59.10	1.40	1.00	1.30	0.80	63.60 64.40	36.894	5.077
		湿筛	33.53	0.86	1.06	2.97	2.22	38.42 40.64		
杜鹃灌 丛草地	0—10	干筛	71.10	6.00	4.00	5.60	3.00	86.70 89.70	19.844	5.755
		湿筛	56.07	5.00	2.90	4.87	3.07	68.83 71.90		
	10—20	干筛	68.60	10.10	5.60	5.00	2.50	91.80 94.30	31.707	7.467
		湿筛	40.00	6.67	4.50	8.17	5.07	59.33 64.40		
柳灌丛 草地	0—10	干筛	77.40	3.00	2.70	3.70	2.50	89.30 91.80	23.308	6.305
		湿筛	59.30	3.17	3.12	2.95	1.86	68.54 70.40		
	10—20	干筛	69.60	4.70	4.80	6.20	3.90	89.20 93.10	17.254	5.848
		湿筛	59.60	3.31	3.86	7.01	3.26	73.78 77.04		

2.2 不同灌丛土壤崩解率、水稳性指数和抗蚀性变化

土粒的静水崩解率,即某一时间内土粒崩解的个数比例,可以较好地反映土体抵抗水蚀的性能^[12]。3 类灌丛草地土壤不仅土壤颗粒在静水中出现崩解的时间不同,其崩解速率随时间变化也有一定的差异。首先,从土壤颗粒在静水中出现崩解的时间可以看出(图 1),在 0—10 cm 土层,金露梅灌丛草地和杜鹃灌丛草地在 1 min 内均出现崩解,而柳灌丛草地在第 2 min 内开始出现崩解。在 10—20 cm 土层,1 min 内金露梅灌丛草地和柳灌丛草地出现崩解现象,而杜鹃灌丛草地第 2 min 以后开始出现崩解。其次,从土壤崩解速率随时间变化可知,金露梅灌丛草地在 0—10

cm 和 10—20 cm 土层最初 1 min 内崩解率分别为 4%和 1%,随后在 5 min 内土壤崩解率在 2 个土层中均达到最大值(10%);杜鹃灌丛草地在 0—10 cm 和 10—20 cm 土层最初 1 min 内静水崩解率为 1%和 0%,随后在 5 min 内 2 个土层土壤崩解率均达到最大值 4%和 6%;柳灌丛草地在 0—10 cm 和 10—20 cm 土层最初 1 min 内静水崩解率为 0%和 1%,随后在 5 min 和 8 min 内 2 个土层土壤崩解率达到最大值 4%和 6%。可见,金露梅灌丛草地土壤颗粒在静水中最早出现崩解现象,且其崩解速率在 3 类灌丛草地中也最大,因此分析认为金露梅灌丛草地的土壤抗蚀性最差。

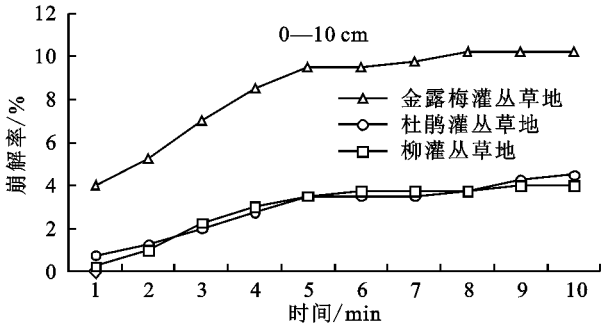


图 1 各类型高寒灌丛草地不同土层土壤崩解率变化规律

土壤水稳性指数是土粒静水崩解试验的计算结果,反映了在静水中的分散程度,是衡量土壤抗蚀性的有效指标之一^[13]。从图 2 看出,在 0—20 cm 土层范围内,从各样地土壤水稳性指数的平均值来看,杜鹃灌丛草地(97.1%)>柳灌丛草地(96.9%)>金露梅灌丛草地(95.8%)。从图 3 中可以看出,在 0—20 cm 土层范围内,杜鹃灌丛草地和柳灌丛草地土壤抗蚀指数最高(95.0%),金露梅灌丛草地最小(92.9%),表明杜鹃灌丛草地和柳灌丛草地土壤抗崩塌能力较强,土壤颗粒遇水难分散,土壤抗蚀性较好;金露梅灌丛草地土壤遇水易分散,土壤抗蚀性较弱。

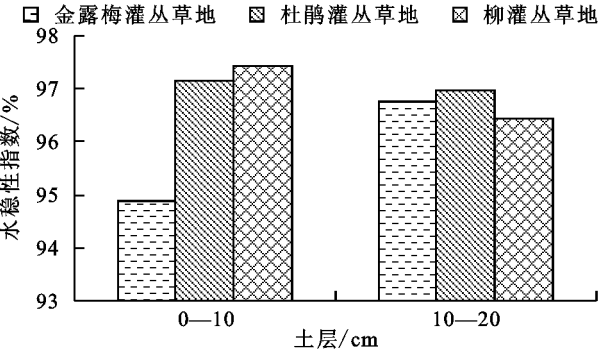


图 2 各类型高寒灌丛草地水稳性指数变化

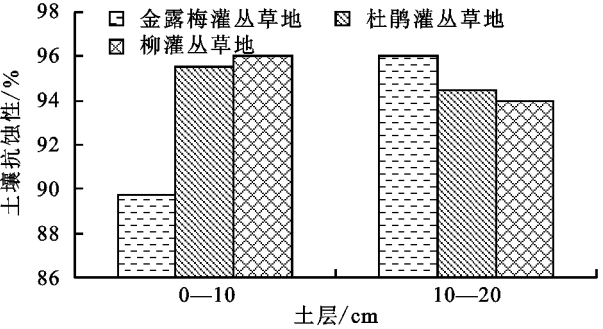
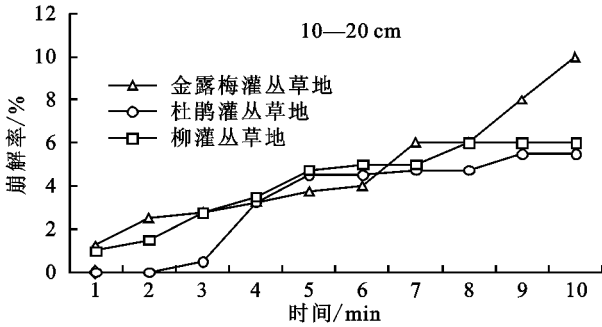


图 3 各类型高寒灌丛草地土壤抗蚀性变化

2.3 灌丛草地土壤抗蚀性评价

通过对影响高寒灌丛草地土壤抗蚀性因子的灰色关联度分析表明,>0.5 mm 机械团聚体、>0.25 mm 机械团聚体、>0.5 mm 水稳性团聚体、>0.25 mm 水稳性团聚体、结构破坏率、水稳性团聚体平均质量直径、有机质、土壤崩解率和土壤水稳性指数 9 个因子与土壤抗蚀性的灰色关联系数分别为 0.564,



0.581,0.616,0.805,0.504,0.721,0.681,0.611 和 0.833。根据灰色关联度系数大小可排序为:土壤水稳性指数>水稳团聚体(>0.25 mm)>水稳性团聚体平均质量直径>有机质>水稳性团聚体含量(>0.5 mm)>土壤崩解率>机械团聚体(>0.25 mm)>机械团聚体(>0.5 mm)>土壤结构破坏率。可见,水稳性指数、>0.25 mm 水稳性团聚体和水稳性团聚体平均质量直径是影响高寒灌丛草地土壤抗蚀型性最主要的 3 个因素;其次对土壤抗蚀性有重要影响的是有机质和>0.5 mm 水稳团聚体;其余影响因子与土壤抗蚀性的关联度较小,因此对高寒灌丛草地的土壤侵蚀性的影响也相对较弱。

3 结论与讨论

(1)研究区高寒灌丛草地土壤团聚体组成以>0.5 mm 的大粒径团聚体为主,其中>0.5 mm 的机械团聚体在 63.6%~91.8%之间变化,>0.5 mm 的水稳团聚体在 38.42%~73.78%之间变化。不同类型的灌丛草地土壤团聚体的结构破坏率不同,依次为柳灌丛草地>杜鹃灌丛草地>金露梅灌丛草地。水稳性团聚体平均质量粒径在 5.077~7.467 mm 之间变化,依次为杜鹃灌丛草地>柳灌丛草地>金露梅灌丛草地。

(2)金露梅灌丛草地在 1 min 内 2 个土层均最早出现土壤颗粒崩解现象,并在短时间内到达最大崩解速率(10%),柳灌丛草地和杜鹃灌丛草地分别在 0—10 cm 和 10—20 cm 土层土壤颗粒崩解现象晚于金露梅灌丛草地出现,二者的最大崩解速率也小于金露梅灌丛草地。土壤水稳性指数的平均值表现为杜鹃灌丛草地(97.1%)>柳灌丛草地(96.9%)>金露梅灌丛草地(95.8%),金露梅灌丛草地土壤遇水极易分散,土壤抗蚀性较弱。

(3)根据对研究区高寒灌丛草地选取的 10 个与土壤抗蚀性较为密切的指标进行灰色关联度分析表明,祁连山东段高寒灌丛草地的土壤抗蚀性产生主要的影响的最主要的 3 个因子分别为水稳性指数、>0.25 mm 水稳团聚体、水稳性团聚体平均质量直径;有机质、水稳性团聚体含量(>0.5 mm)、土壤崩解率、机械团聚体(>0.25 mm)、机械团聚体(>0.5 mm)、土壤结

构破坏率等影响因子对土壤抗蚀性的影响相对较弱。

综上可知,祁连山东段山区不同高寒灌丛草地土壤抗蚀性存在显著的差异。从以上研究分析的 10 个土壤抗蚀性指标来看,在 3 类灌丛草地中杜鹃灌丛草地土壤抗蚀性均优于金露梅灌丛草地和柳灌丛草地,因此杜鹃灌丛草地的土壤抗蚀性在 3 类灌丛草地中最强。金露梅灌丛草地的土壤水稳性指数,抗蚀性指数和土壤有机质含量在 3 类高寒灌丛草地中均最小,因此金露梅灌丛草地的土壤抗蚀性最差。

参考文献:

[1] 何淑勤,宫渊波,郑子成,等. 不同植被类型条件下土壤抗蚀性变化特征及其影响因素[J]. 水土保持学报, 2013,27(5):17-22.

[2] 陈佳,陈洪松,冯腾,等. 桂西北喀斯特地区不同土地利用类型土壤抗蚀性研究[J]. 中国生态农业学报, 2012, 20(1):105-110.

[3] 白秀梅,韩有志,郭汉清. 关帝山不同植被类型土壤抗蚀性研究[J]. 水土保持学报, 2014,28(2):79-84.

[4] 王佩将,戴全厚,丁贵杰,等. 退化喀斯特植被恢复过程中的土壤抗蚀性变化[J]. 土壤学报, 2014,51(4):806-815.

[5] 尹乐,倪晋仁. 黄土丘陵区土壤抗水蚀能力变化的动态

评估[J]. 自然资源学报, 2007,22(5):724-734.

[6] 张振国,范变娥,白文娟,等. 黄土丘陵沟壑区退耕地植物群落土壤抗蚀性研究[J]. 中国水土保持科学, 2007,5 (1):7-13.

[7] 杨成德,龙瑞军,陈秀蓉,等. 东祁连山高寒灌丛草地土壤微生物量及土壤酶季节性动态特征[J]. 草业学报, 2011,20(6):135-142.

[8] 柳小妮,孙九林,张德罡. 等. 东祁连山不同退化阶段高寒草甸群落结构域植物多样性特征研究[J]. 草业学报, 2008,17(4):1-11.

[9] 汤崇军,郑海金,谢颂华. 不同土壤抗蚀性指标对侵蚀泥沙影响的灰色关联度分析[J]. 水土保持研究, 2012,19 (2):1-6.

[10] 张磊,王嘉学,刘保强,等. 喀斯特山原红壤退化过程中土壤表层团聚体变化规律[J]. 山地学报, 2015,33(1): 8-15.

[11] 张笑培,杨改河,王和洲,等. 植被恢复土壤抗蚀性响应及其评价内容[J]. 农业现代化研究, 2010,31(5):352-355.

[12] 史长婷,王恩姮,陈祥伟. 典型黑土区水土保持林对土壤可蚀性的影响[J]. 水土保持学报, 2009,23(3):25-28.

[13] 黄进,杨会,张金池. 桐庐生态公益林主要林分类型土壤抗蚀性研究[J]. 水土保持学报, 2010,24(1):49-64.

(上接第 101 页)

[4] 王飞,李锐,杨勤科,等. 黄土高原土壤侵蚀的人为影响程度研究综述[J]. 泥沙研究, 2003,10(5):110-116.

[5] 周佩华,豆葆璋,孙清芳,等. 降雨能量的试验研究初报[J]. 水土保持通报, 1981(1):51-61.

[6] Nazzareno D, Gianni B. Estimating monthly (R) USLE climate input in a Mediterranean region using limited data[J]. Journal of Hydrology, 2007,345(3/4):224-236.

[7] Terranova O, Antronico L, Coscarelli R, et al. Soil erosion risk scenairos in the Mediterranean environment using RUSLE and GIS: An application model for Calabria (southern Italy)[J]. Geomorphology, 2009,112(3/4):228-245.

[8] Meng L, Feng Q, Wu K, et al. Quantitative evaluation of soil erosion of land subsided by coal mining using RUSLE[J]. Inter-national Journal of Mining Science and Technology, 2012,22(1):7-11.

[9] Soyoung P, Cheyoung O, Seongwoo J, et al. Soil erosion risk in Korean watersheds, assessed using the revised universal soil loss equation[J]. Journal of Hydrology, 2011,399(3/4):263-273.

[10] Wischmeier W H, Smith D D. Agriculture Handbook No. 282 Predicting rainfall-erosion losses from cropland and east of the Rocky Mountains: guide for selection for practices for soil and water conservation[S]. Washing-

ton: United States. Dept. of Agriculture, 1965

[11] 任坤,梅琨,朱慧敏,等. 基于 RUSLE 模型的珊溪水库流域土壤侵蚀定量估算[J]. 生态学杂志, 2015,34(7): 1950-1958.

[12] 怡凯,王诗阳,王雪,等. 基于 RUSLE 模型的土壤侵蚀时空分异特征分析:以辽宁省朝阳市为例[J]. 地理科学, 2015,35(3):365-372.

[13] 张小文. 祖厉河流域土壤侵蚀与水文:地貌过程变化的 GIS 辅助模拟[D]. 兰州:兰州大学, 2006.

[14] 孟庆香. 基于遥感、GIS 和模型的黄土高原生态环境质量综合评价[D]. 陕西 杨凌:西北农林科技大学, 2006.

[15] 岳玮,刘慧明,孙国钧. 基于遥感和 GIS 技术的祖厉河流域植被覆盖动态变化监测[J]. 兰州大学学报(自然科学版), 2009,45(增刊 1):6-11.

[16] 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.

[17] 魏伟,赵军,王旭峰. RS、GIS 支持下高寒草原退化过程中土壤流失及治理模式仿真研究[J]. 干旱区地理, 2009,32(1):47-56.

[18] 张甘霖,王秋兵,张凤荣,等. 中国土壤系统分类土族和土系划分标准[J]. 土壤学报, 2013,50(4):826-834.

[19] 韩承鼎. 甘肃省白银市祖厉河流域水土保持生态建设现状及发展对策[J]. 亚热带水土保持, 2011,23(2):49-51.