

东北近天然林土壤可蚀性 K 值研究

李旭^{1,2}, 王海燕¹, 杨晓娟¹, 刘玲¹, 李卫松¹, 王岳¹

(1. 北京林业大学 林学院, 北京 100083; 2. 北京林业大学 水土保持学院, 北京 100083)

摘要: 基于吉林省汪清林业局所辖林场 10 块近天然林样地, 采集 0—20, 20—40 和 40—60 cm 土层土壤样品, 对土样进行了粒径分析及养分测定。运用侵蚀—土地生产力影响评估模型 (EPIC) 对研究区土壤可蚀性因子 K 值进行了估算, 分析讨论了 K 值的影响因素及其与土壤养分之间的相关性。结果表明, 研究区内土壤可蚀性 K 值平均为 $0.0607 \text{ t} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h}/(\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^2)$; 0—20 cm 深度的土壤可蚀性 K 值较 20—60 cm 土层土壤大, 针阔混交林的 K 值比阔叶混交林的大; 当林分密度小于 $1200 \text{ 株}/\text{hm}^2$, 郁闭度小于 0.75 时, K 值随林分密度和郁闭度的增大而减小。 K 值与土壤养分的相关性由高到低依次为: 全氮 > 速效钾 > 有效磷 > 全磷, 除全氮外其他土壤养分均与 K 值呈负相关。最适林分密度为 $750 \sim 1200 \text{ 株}/\text{hm}^2$, 在该密度下各土壤养分含量状况较好且土壤抗蚀能力较高。

关键词: 土壤可蚀性因子 K 值; EPIC 模型; 土壤养分

文献标识码: A

文章编号: 1000-288X(2014)04-0005-06

中图分类号: S157.1

DOI:10.13961/j.cnki.stbctb.2014.04.016

Soil Erodibility K -Value of Semi-natural Forests in Northeast China

LI Xu^{1,2}, WANG Hai-yan¹, YANG Xiao-juan¹, LIU Ling¹, LI Wei-song¹, WANG Yue¹

(1. School of Forestry, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China;

2. School of Soil and Water Conservation, Beijing Forestry University, Beijing 100083, China)

Abstract: The soil particle size distribution and soil nutrients contents in the soil depth of 0—20 cm, 20—40 cm and 40—60 cm were analyzed, the soil sampling got from ten semi-natural forest plots in forest farms of Wangqing Forestry Bureau, Jilin Province. In addition, the soil erodibility K -value in this region was investigated with the formula calculation method of EPIC (erosion productivity impact calculator) and its affecting factors, the correlation between K -value and soil nutrients were discussed. The results indicated that the mean K -value was $0.0607 \text{ t} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h}/(\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^2)$. The K -value at the soil depth of 0—20 cm was higher than that at 20—60 cm. Higher K -values were found in coniferous and broad-leaved mixed forest than broad-leaved mixed forest. The K -value decreased with increasing stand density and canopy density when stand density was less than $1200 \text{ trees}/\text{hm}^2$ and canopy density less than 0.75. The correlations between K -value and soil nutrients were in a descending order of total nitrogen, readily available potassium, available phosphorus and total phosphorus in the study area. All soil nutrients were negatively correlated with K -value except total nitrogen. The optimal stand density was about $750 \sim 1200 \text{ trees}/\text{hm}^2$ with higher soil nutrient concentrations and soil anti-erodibility.

Keywords: soil erodibility K -value; erosion productivity impact calculator; soil nutrients

土壤侵蚀是指土壤及其母质主要在外营力作用下的破坏、分离和移动过程^[1]。随着人为活动对自然生态平衡影响的加剧, 土壤侵蚀已成为当今世界关注的重大环境问题之一, 同时它也造成许多其它的环境问题。对土壤可蚀性的研究是进行土壤侵蚀定量评价的重要途径。Middleton^[2]在 1930 年首先对土壤可蚀性进行了定义, 它是指土壤在雨滴打击、径流冲

刷等外营力作用下被分散、搬运的难易程度。1965 年美国学者 Wischmeier^[3]在定义了标准小区的基础上, 根据长期的观测实验资料总结出了土壤流失方程 (USLE), 并从中提出了土壤可蚀性因子 K , 即标准小区上单位降雨侵蚀力所引起的土壤侵蚀量。由于准确地估算土壤可蚀性因子 K 值是建立土壤侵蚀模型中重要的一步, 各国学者对其进行了大量的研究。

收稿日期: 2013-10-31

修回日期: 2013-11-14

资助项目: 中央高校基本科研业务费专项“典型水土流失类型区土壤可蚀性研究”(TD2011-2); 国家林业局林业公益性行业科研专项 (20100400201)

作者简介: 李旭 (1988—), 男 (汉族), 北京市人, 硕士研究生, 研究方向为土壤及植物营养。E-mail: LXxiaoyao@126.com。

通信作者: 王海燕 (1972—), 女 (汉族), 湖北省浠水县人, 博士, 副教授, 主要从事土壤及植物营养研究。E-mail: haiyanwang72@aliyun.com。

经过多年的研究,学者们总结出了计算 K 值的方法,主要包括:土壤流失方程(USLE)法^[4]、诺谟(NOMO)计算模型法^[4]、修正土壤流失方程(RUSLE)法^[5]、WEPP(water erosion prediction project)模型法^[6]和 EPIC(erosion productivity impact calculator)计算模型法^[7]。其中,USLE 法和 RUSLE 法计算较为精确,但是需要建立径流小区,所需时间较长,花费较高,国外大多数研究都采用这两种方法^[8-9];NOMO 法和 EPIC 法调查取样相对简单,适用于大规模土壤可蚀性研究,但是精度略低于前两种^[10];WEPP 法能够对单场降雨所产生的土壤流失量、侵蚀过程等进行预测,但是模型太多,实用性不强^[11]。本研究主要利用 EPIC 法对东北近天然林土壤可蚀性因子 K 值进行估算,为建立该地区土壤侵蚀模型及土壤侵蚀防治提供帮助,并研究其与土壤养分之间的相关性,为研究林地土壤侵蚀对土壤养分流失的影响奠定基础。

1 研究区概况

研究区设立在位于吉林省延边朝鲜族自治州东北部的汪清林业局所辖林场(43°06′—44°03′N, 129°51′—130°56′E)。该区域属于吉林省东部山区长白山系老爷岭山脉雪岭支脉,海拔高度 550~1 100 m,阳坡较陡,阴坡平缓,自然坡度 10~25°。属温带大陆性季风型气候,年平均气温约为 4℃,最冷月份为 1 月,平均气温 -32℃,最热月份为 7 月,平均气温

32℃;年降水量 600~700 mm,主要集中在 7 月份。土壤类型主要以暗棕壤为主。调查样地内主要树种有长白落叶松(*Larix olgensis*),云杉(*Picea jezoensis* var. *microsperma*),冷杉(*Abies nephrolepis*),红松(*Pinus koraiensis*),色木(*Acer mono*),水曲柳(*Fraxinus mandshurica*),白桦(*Betula platyphylla*),椴树(*Tilia amurensis*),枫桦(*Betula platyphylla*),榆树(*Ulmus pumila*)^[12]。

2 研究方法

2.1 土样采集和测定

2012 年 9—10 月,在研究区内建立了 10 块面积为 0.025 hm² 的样地,包括 7 块针阔混交林和 3 块阔叶混交林,样地概况详见表 1。在样地内以 S 形路线选取 5~7 个采样点,用土钻分层(0—20 cm,20—40 cm 和 40—60 cm)采集土样,将各层土样混匀后用四分法取约 1 kg 的待测土样,装入布袋内带回实验室分析。

将各层土样剔除植物根系、石砾等杂物后,风干、研磨、过筛(2,1 和 0.25 mm)后进行土壤粒径分析和土壤养分含量的测定(有机质和全量元素分析样品过 0.25 mm 筛,有效养分过 1 mm 筛)。土壤粒径分析采用吸管法;有机质采用重铬酸钾外加热法;有效磷采用碳酸氢钠浸提—钼锑抗比色法;速效钾采用乙酸铵浸提—火焰光度计法;全氮采用硫酸—高氯酸消煮—凯氏定氮仪法;全磷采用浓硫酸—高氯酸—钼锑抗比色法^[13]。

表 1 试验样地概况

样地编号	林分类型	林分密度(株/hm ²)	平均胸径/cm	平均树高/m	郁闭度	海拔/m
1	落叶松×水曲柳	687	21.44	20.48	0.85	760
2	落叶松×水曲柳	1 450	20.02	18.54	0.95	780
3	红松×白桦	488	21.95	19.57	0.75	670
4	落叶松×枫桦	930	20.90	19.87	0.80	645
5	云杉×白桦	773	20.80	20.24	0.73	615
6	云杉×紫椴	1 320	13.86	14.54	0.85	897
7	五角槭×白桦×落叶松	1 680	12.16	10.53	0.90	738
8	紫椴×白桦	1 120	15.04	10.87	0.72	817
9	五角槭×白桦×紫椴	2 040	11.30	12.65	0.95	799
10	五角槭×紫椴×青杨	1 200	11.04	11.53	0.85	753

2.2 EPIC 模型

土壤侵蚀和生产力影响的估算模型 EPIC 又称为环境政策综合气候模型^[7],它是美国研制的定量评价“气候—土壤—作物—管理”综合连续系统的动力

$$K_{EPIC} = \{0.2 + 0.3 \exp[-0.0256 S_a (1 - S_i/100)]\} \times [S_i / (C_i + S_i)]^{0.3} \times \left[1 - \frac{0.25C}{C + \exp(3.72 - 2.95C)}\right] \times \left[1 - \frac{0.7SN_i}{SN_i + \exp(-5.51 + 22.9SN_i)}\right]$$

式中: S_a ——砂粒(0.05~2 mm)含量; S_i ——粉粒

学模型。EPIC 模型作为一种多作物通用型生产系统模拟模型,得到了学者们的广泛试验验证和大量研究应用,成为较有影响的土壤可蚀性因子估算模型之一^[14]。EPIC 模型计算公式为:

(0.002~0.05 mm)含量; C_i ——黏粒(<0.002 mm)含

量; C ——有机碳含量, $SN_1 = 1 - S_a/100$ 。计算的 K 值单位为 $t \cdot hm^2 \cdot h / (MJ \cdot mm \cdot hm^2)^{[15]}$ 。

2.3 数据处理

土壤可蚀性因子 K 值的计算利用 Excel 进行, K 值与土壤养分之间相关性的研究采用统计软件 SPSS 20.0。

3 结果与分析

3.1 土壤可蚀性 K 值

土壤可蚀性因子 K 可以用来表示土壤抗蚀能力, K 值越大, 抗蚀能力越小, K 值越小, 抗蚀能力越大。表 2 为土壤粒径分析、有机碳含量及 K 值的计算结果。由表 2 可以看出, 该区域土壤可蚀性 K 值平均为 $0.0607 t \cdot hm^2 \cdot h / (MJ \cdot mm \cdot hm^2)$; 上层土壤的 K 值比下层土壤大, 这主要是因为上层根系多, 土壤较为疏松, 抗蚀能力低, 容易发生土壤侵蚀, 而下层根系少, 土壤较为紧实不易发生土壤侵蚀。区域内不同样地之间 K 值有一定差异, 比较林分密度

和郁闭度与 K 值之间的关系, 分析图 1 后发现, 当林分密度小于 1200 株/ hm^2 , 郁闭度小于 0.75 时, K 值会随着林分密度和郁闭度的增大而变小, 这是由于林冠对雨水有截留作用, 可以减少降雨对地面的直接打击, 同时森林的枯枝落叶层可以吸收一定的降水, 在腐烂后参与土壤团粒结构的形成, 能有效增加土壤的空隙度^[16]。但是当林分密度和郁闭度超出这个范围后, K 值反而随着林分密度的增大而增大, 这主要是因为林分达到一定密度后郁闭度变化不大, 但是过大的林分密度会影响林下植被的生长, 从而造成 K 值增大。在该区域林分密度为 $750 \sim 1200$ 株/ hm^2 时土壤抗蚀能力较强。对比针阔混交林和阔叶混交林两种林分类型后发现, 针阔混交林的 K 值平均值 ($0.0609 t \cdot hm^2 \cdot h / (MJ \cdot mm \cdot hm^2)$) 比阔叶混交林 ($0.0603 t \cdot hm^2 \cdot h / (MJ \cdot mm \cdot hm^2)$) 的大, 这可能是因为阔叶树种的林冠较大且枯落物较多, 对土壤保护作用比针叶树种强。

表 2 样地土壤可蚀性 K 值

样地 编号	土层深度/ cm	砂粒含量/ %	粉粒含量/ %	黏粒含量/ %	有机碳含量/ %	土壤可蚀性 K 值/ ($t \cdot hm^2 \cdot h \cdot MJ^{-1} \cdot mm^{-1} \cdot hm^{-2}$)
1	0—20	10.61	74.89	14.50	5.67	0.0623
	20—40	13.77	71.52	14.72	2.97	0.0621
	40—60	12.97	66.00	21.04	2.79	0.0605
2	0—20	28.82	64.37	6.81	5.59	0.0636
	20—40	42.05	51.25	6.70	3.23	0.0630
	40—60	25.42	60.20	14.39	1.94	0.0615
3	0—20	31.96	53.60	14.45	2.45	0.0610
	20—40	53.75	29.99	16.26	1.03	0.0573
	40—60	57.39	28.78	13.84	0.61	0.0580
4	0—20	21.03	63.81	15.16	6.10	0.0615
	20—40	23.61	59.20	17.19	2.79	0.0608
	40—60	44.07	41.80	14.12	2.51	0.0599
5	0—20	27.76	58.13	14.12	4.20	0.0614
	20—40	58.93	27.06	14.01	1.32	0.0576
	40—60	37.72	50.65	11.65	1.95	0.0615
6	0—20	10.61	74.89	14.50	1.71	0.0623
	20—40	28.16	54.92	16.93	0.68	0.0605
	40—60	27.50	57.62	14.88	0.62	0.0612
7	0—20	28.82	64.37	6.81	1.93	0.0636
	20—40	46.99	38.69	14.32	1.00	0.0595
	40—60	43.42	42.38	14.20	1.06	0.0600
8	0—20	21.03	63.81	15.16	1.32	0.0616
	20—40	56.50	31.55	11.94	0.79	0.0593
	40—60	74.59	17.59	7.82	1.77	0.0583
9	0—20	27.76	58.13	14.12	2.32	0.0614
	20—40	27.90	54.13	17.97	1.03	0.0602
	40—60	40.55	43.07	16.38	0.23	0.0594
10	0—20	10.61	74.89	14.50	4.08	0.0623
	20—40	34.93	46.35	18.72	0.30	0.0592
	40—60	40.91	48.37	10.72	0.18	0.0616

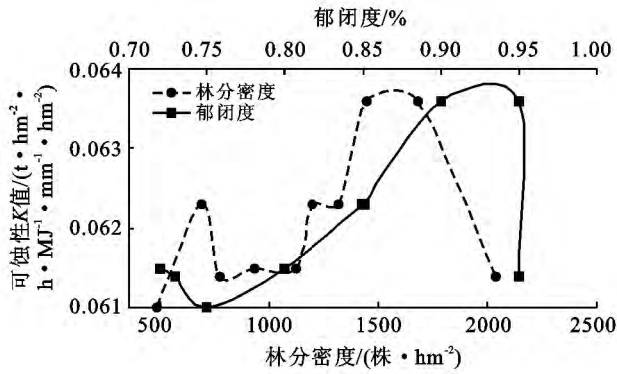


图 1 试验样地不同林分密度与郁闭度下土壤可蚀性 K 值趋势变化

3.2 土壤养分特征

由表 3 可以看出,在垂直剖面上土壤全氮和全磷呈规律性分布,均随着土壤深度的增加而降低,这符合一般规律。由于样地为近天然林,基本没有外来的干扰,植被及生态环境均处于自然演替状态,土壤养分主要来源于枯枝落叶的分解,而土壤养分会随着降雨的淋溶和水分的垂直运动向下层土壤迁移^[17],因此表层土壤养分含量比下层高。但土壤有效磷和速效钾在垂直剖面上的规律性不明显,这主要是由于在调查取样期间研究区内有几次较大程度的降水过程,而土壤有效养分容易随着降雨流失或向下层迁移。

土壤养分主要受结构性因素和随机性因素共同影响,由于研究区为近天然林,人为干扰较少,土壤养分含量主要受结构性因素的影响。枯枝落叶分解是土壤养分的主要来源,林分密度的影响在结构性因素中占了很大比例。由图 2 可以看出,在研究区内土壤全氮和速效钾含量整体上随着林分密度的增加而增加,都在 1 200 株/hm² 左右时达到最大值,而土壤有效磷和全磷含量随林分密度增加呈波动状态,均在林分密度为 750 株/hm² 左右时最大。虽然土壤养分主要来源于枯枝落叶的分解,理论上土壤养分含量应该随着林分密度的增加而增加,但随着林分密度的增加,树木从土壤中吸收带走的养分也在增加,同时枯枝落叶分解成不同的土壤养分元素所需时间不同,可能会使森林对土壤养分吸收的速度大于养分补偿的速度,这就造成了土壤养分含量与林分密度之间复杂的关系。综合分析后发现,该区域林分密度在 750~1 200 株/hm² 时土壤养分状况较好。

3.3 土壤可蚀性与土壤养分相关性分析

对土壤可蚀性与土壤养分含量进行相关性分析发现(表 4),其相关性由高到低依次为土壤全氮、速效钾、有效磷和全磷,除全氮与 K 值呈正相关外,其它土壤养分均与 K 值呈负相关, K 值与土壤全氮相

关程度和显著性水平都较高,说明全氮受土壤可蚀性的影响较大。负相关关系说明随着 K 值的增加,土壤养分含量降低,即易发生土壤水蚀的区域土壤养分流失量也越大;相关系数越高,土壤养分流失量越大。

表 3 试验样地土壤养分含量

样地编号	土层深度/cm	有效磷/(mg·kg ⁻¹)	速效钾/(mg·kg ⁻¹)	全氮/(g·kg ⁻¹)	全磷/(g·kg ⁻¹)
	0—20	26.84	43.50	1.38	0.30
1	20—40	36.99	28.00	0.66	0.27
	40—60	16.68	27.00	0.60	0.65
	0—20	36.27	57.50	1.05	0.63
2	20—40	24.30	25.00	0.54	0.43
	40—60	23.94	28.00	0.28	0.41
	0—20	40.92	33.00	0.40	0.63
3	20—40	31.77	46.00	0.16	0.54
	40—60	33.49	49.00	0.11	0.52
	0—20	34.71	75.00	1.14	0.77
4	20—40	34.54	100.00	0.45	0.71
	40—60	38.64	118.00	0.31	0.74
	0—20	51.10	41.50	1.05	1.14
5	20—40	66.64	28.00	0.47	0.94
	40—60	69.40	31.00	0.54	1.00
	0—20	7.93	90.00	0.98	0.48
6	20—40	6.28	40.00	0.61	0.33
	40—60	4.79	40.00	0.36	0.27
	0—20	10.40	130.00	1.73	0.19
7	20—40	8.75	90.00	0.81	0.27
	40—60	10.24	80.00	0.62	0.11
	0—20	29.43	120.00	1.06	0.14
8	20—40	7.60	90.00	0.56	0.09
	40—60	6.11	50.00	0.16	0.04
	0—20	25.43	150.00	1.42	0.86
9	20—40	20.48	120.00	0.85	0.62
	40—60	7.43	70.00	0.31	0.30
	0—20	22.13	150.00	2.64	0.16
10	20—40	29.23	100.00	1.42	0.18
	40—60	17.01	90.00	0.88	0.10

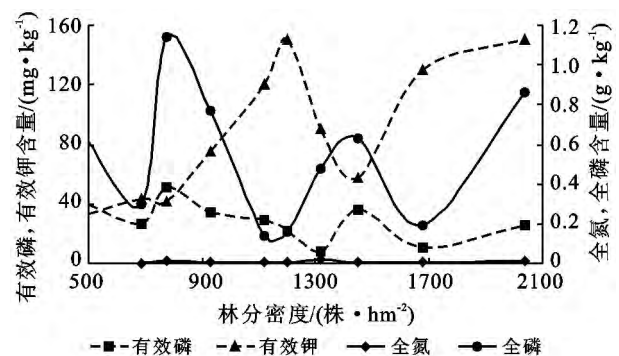


图 2 试验样地不同林分密度下土壤养分趋势变化

表4 试验样地土壤可蚀性与土壤养分相关系数

指标	有效磷/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	速效钾/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全氮/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)	全磷/ ($\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)
土壤可蚀性 K 值	-0.042	-0.142	0.541**	-0.010

注: **表示 $\alpha=0.01$ 显著水平, 样本数为 30。

4 结论

当前关于土壤可蚀性 K 值的研究主要集中在大范围的土壤调查、 K 值的分布特征和 K 值图的编制^[18-19], 对 K 值与土壤养分之间内在联系的研究关注较少, 同时在对土壤侵蚀和养分流失的相关研究中主要运用了¹³⁷Cs 法^[20]或径流小区人工降雨法^[21], 方法较为复杂, 所需要的时间较长。本研究主要利用东北近天然林样地, 对土壤可蚀性 K 值与林分密度及土壤养分的相关关系进行了探讨, 希望找到一种简单的方法研究土壤侵蚀对养分流失的影响。

研究区土壤可蚀性 K 值平均为 $0.0607 \text{ t} \cdot \text{hm}^2 \cdot \text{h} / (\text{MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^2)$ 。上层土壤的可蚀性 K 值比下层大, 这主要是因为林区植被覆盖率高, 根系较多, 使得表层土壤较为疏松, 再加上地表植被的保护, 下层土壤受到的侵蚀程度较低。高敏的研究表明, K 值与土壤粒径和有机质含量有很大的相关性, K 值在很大程度上取决于颗粒和有机质的共同耦合作用, 而在这一耦合作用中颗粒的贡献率可能更为明显^[15]。当林分密度小于 $1200 \text{ 株}/\text{hm}^2$ 、郁闭度小于 0.75 时, K 值随林分密度和郁闭度的增加而减小, 这是由于森林在一定程度上能够保护土壤, 减缓降雨对土壤的侵蚀。同时阔混交林的平均 K 值比阔叶混交林的大。朱立安等^[22]和周璟等^[23]都对土壤可蚀性 K 值的影响因素进行了研究, 得出结论是成土母质、耕作情况及不同土地利用类型度都会对 K 值产生影响, 而本研究则将关注点放在了林分密度和郁闭度的影响。

在垂直剖面上, 土壤全氮和全磷均随着土壤深度的增加而降低, 由于降雨的影响, 有效磷和速效钾的分布规律性不强。综合分析不同林分密度下土壤养分的含量, 适宜的林分密度有利于土壤养分的积累, 较小或过大的林分密度下土壤养分含量减小, 这是由于林分密度过大, 会导致林地植株的单株生长空间减小, 加速对土壤养分的吸收。同时研究表明该区域适宜的林分密度是 $750 \sim 1200 \text{ 株}/\text{hm}^2$, 这与刘玲等^[24]研究的长白落叶松天然林适宜密度为 $800 \sim 880 \text{ 株}/\text{hm}^2$ 的结果相近。

土壤可蚀性与土壤养分相关性分析结果表明, K 值与土壤各养分之间存在密切关系。其中只有全氮

与 K 值呈正相关, 这主要是因为 EPIC 模型中有机碳的含量参与了 K 值的计算, 而土壤中的氮素绝大多数是储藏在土壤有机质中的有机态含氮化合物^[25], 因此全氮与 K 值呈正相关性且相关程度较高, 但本研究并不能说明土壤水蚀越大的区域全氮含量越高, 对全氮含量与土壤侵蚀之间的关系还需要进一步研究。与 K 值的相关性由高到低依次为速效钾、有效磷和全磷, 且均为负相关, 说明随着土壤侵蚀的加剧, 土壤养分的流失量也在增加, 这与刘旦旦等^[26]所研究的土壤养分流失量随土壤侵蚀强度增加而增加的结果相似。其中速效钾更容易随着侵蚀而流失, 这主要是因为钾元素大部分以原生矿物形态分布在土壤粗粒部分, 更容易随着降雨等水蚀过程而流失。

之前研究土壤侵蚀与土壤养分流失之间的关系时, 大多采用了人工降雨或¹³⁷Cs 示踪的方法^[27-28], 虽然研究结果很精确, 但方法比较复杂, 耗费的时间和精力较大。本研究主要利用土壤可蚀性 K 值来代表土壤侵蚀量, 研究其与土壤养分之间的关系, 从而推断出土壤侵蚀与土壤养分流失量之间的关系, 野外操作比较简便, 研究结果较为准确。

[参考文献]

- [1] 张洪江. 土壤侵蚀原理[M]. 北京: 中国林业出版社, 2000.
- [2] Middleton H E. Properties of Soils Which Influence Soil Erosion [M]. Aarebookclub, 2012.
- [3] Wischmeier W H. Use and misuse of the universal soil loss equation [J]. Soil and Water Conservation, 1976, 31(1):5-9.
- [4] Wischmeier W H, Johnson C B. A soil erodibility nomograph for farmland and conservation sites [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 1971, 26(5): 189-193.
- [5] 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)[C]// Agricultural Handbook 703. Washington DC: USDA, 1997.
- [6] Laflen J M, Elliot W J, Simanton J R, et al. WEPP soil erodibility experiments for rangeland and cropland soils [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 1991, 46(1):39-44.
- [7] Williams J R, Jones C A, Dyke P T. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity [J]. Trans. ASAE, 1984, 27(2): 129-144.
- [8] Oguja B, Hicrettin C, Suat A, et al. Conditional simulation of USLE/RUSLE soil erodibility factor by geostatistics in a Mediterranean Catchment, Turkey [J]. Envi-

- ron Earth Sci., 2010, 60(6):1179-1187.
- [9] Ali B. Estimation of soil losses by USLE model using GIS at Mashhad plain, Northeast of Iran[J]. Arabian Journal of Geosciences, 2012, 15(11):47-57.
- [10] Jinchi Z, Donald D A, Jiayao Z. Theory and Practice of Soil Loss Control in Eastern China [M]. New York: Springer, 2011:101-113.
- [11] Pavel Y G, Sergiy V I. Regional Aspects of Climate-Terrestrial-Hydrologic Interactions in Non-boreal Eastern Europe [M]. Netherlands: Springer, 2009: 191-199.
- [12] 王海燕, 雷相东, 张会儒, 等. 近天然落叶松云冷杉林土壤有机碳研究[J]. 北京林业大学学报, 2009, 31(3): 11-16.
- [13] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 北京: 中国农业出版社, 2010:14-110.
- [14] Neitsch S L, Arnold J G, Kiniry J R, et al. Soil and water assessment tool, theoretical documentation [M]. College Station: Texas Water Resources Institute, 2000.
- [15] 高敏. 三峡库区紫色土小流域土壤可蚀性 K 值研究[D]. 重庆: 西南大学, 2011.
- [16] 王礼先. 林业生态工程学[M]. 北京, 中国林业出版社, 2000.
- [17] 邵方丽, 余新晓, 杨志坚, 等. 北京山区典型森林土壤的养分空间变异与环境因子的关系[J]. 应用基础与工程科学学报, 2012, 20(4):581-590.
- [18] 朱立安, 李定强, 魏秀国, 等. 广东省土壤可蚀性现状及影响因素分析[J]. 亚热带水土保持, 2007, 19(4):4-7.
- [19] 岑奕, 丁文峰, 张平仓. 华中地区土壤可蚀性因子研究[J]. 长江科学院院报, 2011, 28(10):66-68.
- [20] 张明礼, 杨浩, 邹军, 等. 北方土石山区土壤侵蚀对土壤质量的影响[J]. 水土保持学报, 2011, 25(4):218-221.
- [21] 金雁海, 柴建华, 朱智红. 内蒙古黄土丘陵区次降雨条件下坡面土壤侵蚀影响因子研究[J]. 水土保持研究, 2006, 13(6):192-194.
- [22] 朱明勇, 谭淑端, 顾胜, 等. 湖北丹江口水库库区小流域土壤可蚀性特征[J]. 土壤通报, 2010, 41(2):434-436.
- [23] 周璟, 张旭东, 何丹, 等. 小流域土壤可蚀性的空间变异及其在不同土地类型下的比较[J]. 土壤通报, 2011, 42(3):715-720.
- [24] 刘玲, 王海燕, 杨晓娟, 等. 不同密度长白落叶松天然林土壤有机碳及养分特征[J]. 东北林业大学, 2013, 41(2):51-55.
- [25] 孙向阳. 土壤学[M]. 北京: 中国林业出版社, 2005.
- [26] 刘旦旦, 王健, 尹武君. 天然降雨对黄土坡地土壤侵蚀和养分流失的影响[J]. 节水灌溉, 2011(8):17-24.
- [27] 贾宏文. 降雨与土壤养分流失关系分析[J]. 水土保持应用技术, 2007(1):21-23.
- [28] 张燕, 张洪, 彭补拙, 等. 不同土地利用方式下农地土壤侵蚀与养分流失[J]. 水土保持通报, 2003, 23(2):23-26.

(上接第 4 页)

- [8] Martz L W, De Jong E. Using Caesium-137 and landform classification to develop a net soil erosion budget for a small Canadian prairie watershed [J]. Catena, 1991, 8(1):289-308.
- [9] 武春龙, 刘普灵, 郑世清, 等. 坡面土壤侵蚀垂直分布定量分析研究[J]. 水土保持研究, 1997, 4(2):34-40.
- [10] 李勇, 张建辉, 杨俊诚, 等. 陕北黄土高原陡坡耕地土壤侵蚀变异的格局[J]. 水土保持学报, 2000, 14(4): 17-21.
- [11] 杨明义, 田均良, 刘普灵, 等. ^{137}Cs 测定法研究不同坡面土壤侵蚀空间的分布特征[J]. 核农学报, 1999, 13(6):368-372.
- [12] 陈浩, 方海燕, 蔡国强, 等. 黄土丘陵沟壑区沟谷侵蚀演化的坡向差异: 以晋西王家沟小流域为例[J]. 资源科学, 2006, 28(5):176-184.
- [13] 华绍祖. 黄河中游实验小流域的土壤侵蚀及水土保持效益[C]//国际土壤学术讨论会论文集. 北京:1982.
- [14] 刘普灵, 武春龙, 琚彤军, 等. 稀土元素示踪法在坡面土壤侵蚀垂直分布研究中的应用[J]. 水科学进展, 2001, 12(3):331-335.
- [15] 庄舜尧, 吴春艳, 杨浩, 等. 红壤侵蚀沉积点 ^{137}Cs 垂直剖面分布特征[J]. 水土保持学报, 2002, 16(2):65-67.
- [16] 陈永宗, 景可, 蔡强国. 黄土高原现代侵蚀与治理[M]. 北京: 科学出版社, 1988.