

薛永伟,王 茹. 紫色土丘陵区不同土地利用条件土壤的可蚀性  $K$  值[J]. 江苏农业科学,2016,44(11):488-491.

doi:10.15889/j.issn.1002-1302.2016.11.140

# 紫色土丘陵区不同土地利用条件土壤的可蚀性 $K$ 值

薛永伟,王 茹

(宁夏葡萄酒与防沙治沙职业技术学院,宁夏银川 750199)

**摘要:**利用侵蚀-生产力评价模型(erosion-productivity impact calculator,简称 EPIC)模型对紫色土小流域土壤可蚀性  $K$  值进行估算,研究紫色土丘陵区小流域的土壤可蚀性  $K$  值空间变异特征。结果表明:(1)土壤颗粒组成的变化是影响紫色土小流域土壤可蚀性大小的主要因素,沙粒含量越高,土壤可蚀性  $K$  值愈大,粉粒、黏粒、有机质的含量越高,土壤可蚀性  $K$  值愈小;(2)流域中 6 种不同土地利用条件下可蚀性指标  $K$  均值排序为荒草地>柑橘林地>马尾松林地>槐树林地>甘薯地>玉米地;(3)研究区紫色土小流域土壤可蚀性  $K$  值总体分布趋势是自东向西随着流域海拔的降低而降低,呈条带状分布,南北两侧高,中间低。随着海拔的降低,除槐树林外,5 种地类的可蚀性指标  $K$  值大致呈减小趋势,表现为  $K_{\text{上游}} > K_{\text{中游}} > K_{\text{下游}}$ ;在槐树林地则表现出相反的趋势,表现为  $K_{\text{上游}} < K_{\text{中游}} < K_{\text{下游}}$ 。

**关键词:**土壤可蚀性;紫色土丘陵区;小流域;EPIC 模型;土地利用条件;土壤侵蚀预报;可蚀性  $K$  值

**中图分类号:** S157 **文献标志码:** A **文章编号:** 1002-1302(2016)11-0488-04

土壤可蚀性  $K$  值的大小表示土壤被冲蚀的难易程度,是影响土壤流失量的内在因素,它也是定量研究土壤侵蚀的基础<sup>[1]</sup>。土壤可蚀性是定量计算土壤流失的重要指标,是土壤侵蚀预报模型中的必要参数<sup>[2]</sup>。1990 年 Wischmeier 建立了侵蚀-生产力评价模型(erosion-productivity impact calculator,简称 EPIC),简化了可蚀性  $K$  值的计算<sup>[3]</sup>。我国学者研究表明,土壤可蚀性  $K$  值与土壤的理化性质有着密切的联系<sup>[4-7]</sup>。

我国学者通过对东北黑土地<sup>[8-10]</sup>、黄土高原地区<sup>[11-13]</sup>、南方丘陵山区<sup>[14-16]</sup>土壤可蚀性的研究,总结上述地区流域可蚀性因子同可蚀性  $K$  值的关系。虽然在紫色土区也有相关的土壤可蚀性研究,但是主要集中在人工模拟降水条件下小区尺度的土壤可蚀性变化规律及其影响因素和大空间尺度的可蚀性空间变异<sup>[17-19]</sup>。本研究以戴家沟小流域为试验地点,通过采用可蚀性计算模型(EPIC 模型),探讨紫色土小流域中不同土地利用类型方式和空间因素对土壤可蚀性  $K$  值的影响规律,其目的是为了更好地了解小流域尺度土壤可蚀性空间分布特征,为小流域综合治理中的土壤侵蚀预报和水土保持规划提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 研究区概况

戴家沟小流域位于重庆市万州区长岭镇五桥河流域,闭合面积为 0.67 km<sup>2</sup>,沟口地理位置为 108°30'19"E、30°44'21"N,距汇入长江的出口 15.45 km;地貌以浅、中丘为主,海拔在

427.9 ~ 811.3 m 之间,年均气温 17 ℃,年均降水量 1 100 mm;出露侏罗系沙溪庙组紫色砂泥岩地层,岩层倾向 15°~30°,土壤为灰棕紫泥,保水抗旱抗侵蚀能力较弱。流域内分布着以马尾松(*Pinus massoniana* Lamb)、洋槐(*Robinia pseudoacacia* L.)为主的林地,以柑橘(*Citrus reticulata* Banco)为主的经果林,以玉米(*Zea mays* L.)、甘薯(*Lpomoeba batatas*)为主的农地、荒草地。流域内多陡坡,25°以上的陡坡地面积占流域总面积的 55.7%,可耕作土地比重低,丰富的降水和易流失的土壤为水土流失提供了动力。

### 1.2 土壤样品采集及处理方法

结合 1:10 000 地形图,在实地调查绘制戴家沟小流域土地利用类型的基础上,选择林地(马尾松林地、洋槐林地和柑橘林地)、农地(玉米地、甘薯地)、荒草地 3 种土地利用类型为研究对象,主要采集小流域内上、中、下游不同坡位、不同土地利用中 0~15 cm 表层土壤样品。根据戴家沟小流域内不同土地利用类型面积的大小,并参考张金池等在流域中土样的采集方法<sup>[16]</sup>,首先选定 1 个样点,以所选样点为中心、10~15 m 为半径范围内随机采集 3 个表层土样,共采集 54 个土壤样品。土壤颗粒组成采用英国马尔文公司生产的 Mastersize2000 激光粒度仪进行测试,该型号仪器所测定的颗粒组成是按照美国土壤粒级制的分类标准,计算出沙粒(0.05 mm<粒径≤2.00 mm)、粉粒(0.002 mm<粒径≤0.05 mm)、黏粒(≤0.002 mm)3 个粒级的体积分数;土壤有机质含量采用重铬酸钾-硫酸法测定<sup>[20]</sup>,且土壤有机质含量为土壤有机碳含量的 1.724 倍。

### 1.3 土壤可蚀性因子 $K$ 值的计算

利用 Wischmeier 等于 1990 年提出的 EPIC 模型计算土壤可蚀性  $K$  值<sup>[3]</sup>:

$$K = \{0.2 + 0.3 \exp[-0.025 6SAN(1 - SIL/100)]\} \cdot \left[ \frac{SIL}{CLA + SIL} \right]^{0.3} \cdot \left[ 1.0 - \frac{0.25C}{C + \exp(3.72 - 2.95C)} \right] \cdot \left[ 1.0 - \frac{0.7SN_1}{SN_1 + \exp(-5.51 + 22.9SN_1)} \right]$$

收稿日期:2015-09-06

基金项目:宁夏葡萄酒与防沙治沙职业技术学院院级优质核心课建设。

作者简介:薛永伟(1981—),男,宁夏固原人,硕士研究生,讲师,主要从事草地生态、土壤侵蚀方向的研究。E-mail: xueyongwei\_2001@163.com。

式中:  $SA_N$  为沙粒 (0.05 ~ 2.00 mm) 含量, %;  $SIL$  为粉粒 (0.002 ~ 0.05 mm) 含量, %;  $CLA$  为黏粒 (< 0.002 mm) 含量, %;  $C$  为有机碳含量, %;  $SN_1 = 1 - SA_N/100$ 。计算的  $K$  值如用美国惯用单位, 为  $shortton \cdot ac \cdot h / (100 ft \cdot short ton \cdot ac \cdot in)$ , 将其乘以 0.131 7 则可转变为国际制单位 ( $t \cdot hm^2 \cdot h / (MJ \cdot mm \cdot hm^2)$ )。

## 2 结果与分析

### 2.1 土壤理化性质与可蚀性相关分析

土壤可蚀性作为土壤的属性之一, 其值与土壤质地、入渗特性、有机质含量、土壤结构有关。1990 年 Wischmeier 等将土壤可蚀性  $K$  值的计算公式简化为侵蚀-生产力评价模型, 使土壤可蚀性  $K$  值仅与土壤沙粒、粉粒、黏粒含量、土壤有机质有关<sup>[3]</sup>。通过分析土壤可蚀性与土壤机械组成、有机质含量的相关性, 得图 1、表 1。

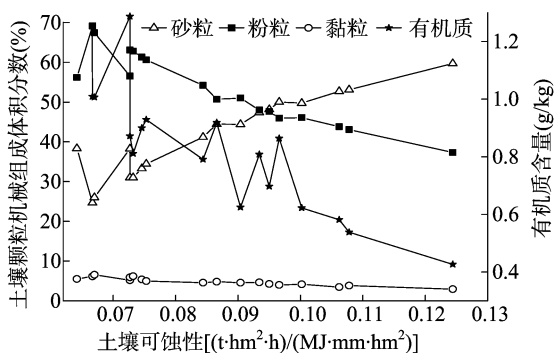


图1 土壤可蚀性与土壤机械组成、有机质含量的关系

表1 土壤机械组成、有机质含量与土壤可蚀性  $K$  值的相关关系

类别	沙粒	粉粒	黏粒	有机质	$K$ 值
沙粒	1.000	-0.998 **	-0.852 **	-0.464 **	0.941 **
粉粒	-0.998 **	1.000	0.815 **	0.446 **	-0.935 **
黏粒	-0.852 **	0.815 **	1.000	0.527 **	-0.838 **
有机质	-0.464 **	0.446 **	0.527 **	1.000	-0.683 **
$K$ 值	0.941 **	-0.935 **	-0.838 **	-0.683 **	1.000

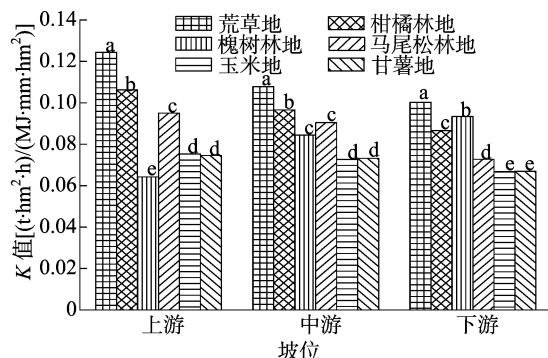
注: “\*”表示在 0.05 水平显著; “\*\*”表示在 0.01 水平显著。

从图 1、表 1 可以看出, 土壤可蚀性  $K$  值与沙粒含量呈极显著正相关, 随着沙粒含量的增加, 土壤可蚀性  $K$  值大致呈线性上升趋势; 而土壤可蚀性  $K$  值与粉粒、黏粒含量呈极显著负相关, 随着粉粒、黏粒含量的增加, 土壤可蚀性  $K$  值呈线性下降趋势, 与黏粒含量相比, 粉粒含量与土壤可蚀性关系更密切。由图 1 可见, 随着有机质含量的增加, 土壤可蚀性  $K$  值相应下降, 但相关性较低。因此可以认为, 土壤颗粒组成的变化是影响紫色土小流域土壤可蚀性差异的主要因素, 且土壤可蚀性的大小主要与土壤中沙粒、粉粒含量密切相关, 沙粒含量越高, 越易发生侵蚀, 土壤可蚀性  $K$  值愈大。

沙粒含量越高, 土壤可蚀性  $K$  值越大, 可能原因是沙粒含量越大, 则土壤颗粒中的粉粒、黏粒含量越低。研究表明, 土壤中的有机质是土壤水稳性结构的胶结剂, 能增加土壤疏松度、通透性, 可增强团聚性, 从而增强土壤的抗侵蚀能力。而有机质主要吸附于土壤颗粒中的黏粒上, 因此黏粒含量越低, 土壤中的有机质含量也越低, 表现为沙粒含量增高, 土壤容易被侵蚀。

### 2.2 土地利用对土壤可蚀性 $K$ 值的影响特征

研究区内荒草地和马尾松林主要分布在流域南北两侧的山顶, 柑橘林地、槐树林地主要分布在中坡位置, 下坡位置主要分布农耕地。根据 EPIC 模型, 按经典统计方法分析, 分别计算出 6 种不同土地利用类型土壤的可蚀性指标  $K$  值, 其计算差异性分析结果见图 2。



图中数据为紫色土小流域 6 种土地利用类型土壤可蚀性因子基于 EPIC 模型 3 次重复测定的总体平均值; 不同小写字母表示相同流域、不同土地利用类型间土壤可蚀性  $K$  值差异显著 ( $P < 0.05$ )。图 3 同

图2 不同坡位、不同土地利用类型土壤表层可蚀性  $K$  值变化特征

通过采用 EPIC 模型计算小流域中 6 种不同土地利用类型表层土壤的可蚀性  $K$  值, 得出流域中可蚀性指标  $K$  均值从大到小排序为荒草地 > 柑橘林地 > 马尾松林地 > 槐树林地 > 甘薯地 > 玉米地。从图 2 可以看出, 在上游位置, 6 种土地利用类型中槐树林地的可蚀性  $K$  值最低, 同时玉米地的可蚀性  $K$  值要大于甘薯地。进一步比较相同流域不同土地利用类型的土壤可蚀性差异的显著性, 由图 2 可以看出, 玉米地、甘薯地的土壤可蚀性差异不显著, 它们与其他 4 种土地利用类型的土壤可蚀性表现出显著性差异 ( $P < 0.05$ ), 而在流域的中游位置, 槐树林地、马尾松林地的土壤可蚀性表现出差异不显著现象, 这有待进一步研究。

通过分析不同地类土壤表层的理化性质发现: (1) 荒草地的沙粒含量在 6 种地类中最高, 而有机质含量则最低。这是由于荒草地在流域中处于母质出露较多、土壤发育未完全成熟、土层薄、养分比较贫瘠的坡顶位置, 同时荒草地的覆盖度低、根系浅, 在雨滴的动能打击下, 土壤颗粒被破坏, 在重力作用下向下坡迁移, 因此荒草地表层土沙粒含量增多, 而粉粒、黏粒含量减少, 可见荒草地对于土壤侵蚀的敏感程度最高。

(2) 流域中柑橘林地的土壤可蚀性  $K$  值较高, 高于马尾松林地、槐树林地。主要原因是土壤可蚀性  $K$  值还与土壤中的有机质积累量有关, 研究表明, 植被能改善土壤性质、增加有机质含量, 使土壤可蚀性  $K$  值降低<sup>[19]</sup>。橘园主要由人为管理, 林下多数为无覆盖状态, 或者种有甘薯, 因此橘园林地有机质积累较马尾松林地、槐树林地少。同时, 由于橘园的郁闭度相对较低, 发生侵蚀性降水时, 林下土壤细颗粒容易被冲走, 使得土壤的可蚀性要高于马尾松林地、槐树林地。通过对比机械组成变化和有机质含量也可以发现: 与荒草地相比, 柑橘林地的沙粒含量较低, 而粉粒、黏粒、有机质含量则较高, 但

是与马尾松林地、槐树林地相比,柑橘林的沙粒含量明显高于马尾松林、槐树林地,而柑橘林的有机质含量要明显低于另外 2 种林地。

(3) 马尾松林地、槐树林地的可蚀性  $K$  值总体呈高于玉米地和甘薯地的趋势。这是因为虽然 2 种林地的有机质含量高于农耕地,但是由于玉米地、甘薯地主要分布在农户附近,主要为梯平地,与其他地类相比,受到人为因素的影响相对较大,人为活动对地表的扰动使土壤大颗粒物含量减少,粉粒、黏粒含量相对增加。因此,侵蚀性因子对玉米地和甘薯地的影响要小于马尾松林地、槐树林地。

(4) 上游、中游马尾松林地的可蚀性  $K$  值大于槐树林地。主要是因为马尾松林地的郁闭度较小。遇到降水时,马尾松林的枝叶降低雨滴动能的效果明显要弱于槐树林的枝叶,而马尾松林地覆盖度较低,雨滴的击溅作用破坏了马尾松林地土壤表层的结构;同时,马尾松林地主要生长于流域的山顶,土层较薄,沙粒含量要高于槐树林地,且枯枝落叶难以分解,有机质含量较槐树林地低,因此马尾松林地表现出比槐树林地更容易受到侵蚀的特征。

(5) 在流域的中游位置马尾松林地和槐树林地的可蚀性差异不显著。发生异变主要是由于这一流域位置的马尾松林地、槐树林地的沙粒、黏粒含量差异不明显。虽然马尾松林地土壤可蚀性的平均值大于槐树林地,但是由于这一流域位置的马尾松林地、槐树林地所有样本测定的土壤沙粒、黏粒含量差异不明显,因而可蚀性  $K$  值差异也不显著。因此马尾松林地和槐树林地在流域上游、下游的可蚀性差异显著,流域中游的可蚀性的差异反而不显著。

(6) 整个流域中玉米地和甘薯地的可蚀性差异性不显著。这可能是由于 2 种地类都受到人为因素的影响,2 种作物的管理措施差异性较小,且土壤的沙粒、黏粒含量差异不大,因而其可蚀性差异性不显著。

### 2.3 土壤可蚀性 $K$ 值的空间响应特征

研究区海拔自东向西逐渐降低、南北两侧高,中间低,研究区内土壤可蚀性  $K$  值总体分布趋势是自东向西随着流域海拔的降低而降低,呈条带状分布,南北两侧高、中间低。通过流域的分析可知,随着海拔的降低,除槐树林地外 5 种地类的可蚀性指标  $K$  值大致呈减小趋势,排序为  $K_{\text{上游}} > K_{\text{中游}} > K_{\text{下游}}$ ,槐树林地的土壤可蚀性则表现出相反的趋势,排序为  $K_{\text{上游}} < K_{\text{中游}} < K_{\text{下游}}$ 。通过相同土地利用类型不同流域位置可蚀性的差异显著性分析,从图 3 可以看出:玉米地、甘薯地在上、中、下游位置的土壤可蚀性差异不显著,柑橘林地、槐树林地不同流域位置土壤可蚀性都表现出显著差异 ( $P < 0.05$ );荒草地在上游位置的土壤可蚀性与中游、下游位置的土壤可蚀性差异显著 ( $P < 0.05$ ),中游与下游位置的土壤可蚀性差异不显著;马尾松林地在上游位置土壤可蚀性差异不显著,而下游马尾松林地的土壤可蚀性都与上游、中游马尾松林地的土壤可蚀性差异显著。

从上游到下游,随着海拔的降低,可蚀性指标  $K$  值大致呈减小趋势,根据陈利顶等的研究<sup>[21]</sup>,上游位置为整个流域的“源”景观,属于能促进土壤侵蚀过程发展的景观类型,在降水侵蚀、径流冲刷的双重作用下,上游位置的地表结构被破坏后,土壤表层中细颗粒的粉粒、黏粒被冲刷至流域的中、下

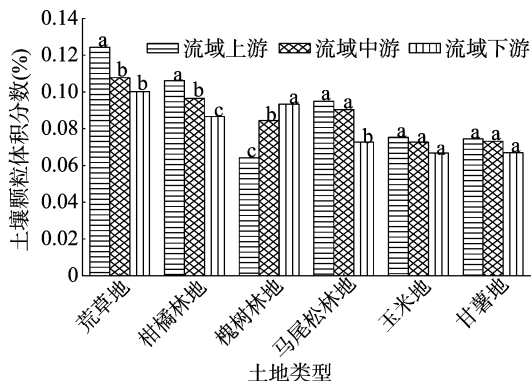


图3 戴家沟小流域土壤可蚀性  $K$  值空间变化特征

游。此外,在流域的下游处于“汇”景观位置,接纳来自流域上游和中游迁移而来的细颗粒、养分,能阻止或延缓土壤侵蚀过程的发展。通过机械组成分析也可知,6 种地类的沙粒含量随着海拔的降低而减少,粉粒、黏粒、有机质含量随着海拔的降低而增加,土壤可蚀性随着海拔降低表现为  $K_{\text{上游}} > K_{\text{中游}} > K_{\text{下游}}$ ,由此得出以下结论。

(1) 柑橘林地、槐树林地都表现出在不同流域位置土壤可蚀性差异显著 ( $P < 0.05$ )。因为土壤可蚀性  $K$  值与土壤中的有机质积累量有关,植被能改善土壤性质,增加有机质含量,使土壤可蚀性  $K$  值降低。而橘园主要由人为管理,林下多为无覆盖状态,郁闭度相对较低,发生侵蚀性降水时,林下土壤细颗粒容易被冲走,集中至下游,肥力也跟着降低,从而使土壤可蚀性从流域的上游到下游迅速减小;槐树林的土壤可蚀性随着海拔的降低反而增大是因为在中、下游位置由于人为活动的影响,致使槐树林地郁闭度低,为疏林地,土壤表层结构较差,随着海拔的降低,沙粒含量反而增加。所以槐树林在上游位置的土壤表层有机质含量要远远高于流域中、下游位置。(2) 玉米地、甘薯地的土壤可蚀性从流域的上游到下游逐渐减小,但是由于它们的耕地类型主要为梯平地,且受到人工施肥、翻耕等管理因素的影响较大,因此受到流域位置“源”“汇”景观生态学的影响较小,2 种农耕地的土壤可蚀性在相同流域中表现为差异不显著。(3) 虽然荒草地、马尾松林都处于流域的上坡位置,但是由于地面覆盖度以及根系的不同,且在上游位置由于荒草地的覆盖度低、荒草的浅根性特征,使固土效果较差,土壤母质还在发育,因此水土流失现象严重,在中游、下游位置,都有细粒的泥沙沉积、养分的积累,因此荒草地上游位置与中、下游位置的土壤可蚀性差异显著 ( $P < 0.05$ ),而中、下游位置的土壤可蚀性差异不显著。(4) 马尾松林在中游位置,土层相对于下游位置较薄,地表覆盖情况较上游变化不大,表现为土壤表层的沙粒含量变化差异不明显,因此上游、中游的马尾松林地土壤可蚀性差异不明显,而在下游位置由于“汇”景观的影响,土壤中的细颗粒物大量沉积,同时马尾松林地的枯枝落叶层能够通过腐殖质的大量分解,使流域下游的马尾松林地有机质含量要大大高于上游、中游。因此,通过不同流域位置的土壤可蚀性显著性分析可知,上游、中游的马尾松林地土壤表层的可蚀性差异不显著,而与下游的马尾松林土壤表层的可蚀性差异显著 ( $P < 0.05$ )。

### 3 结论与讨论

#### 3.1 结论

通过基于 EPIC 模型对 6 种土地利用类型的表层土壤可蚀性的计算,同时分析土壤机械组成、有机质含量与土壤可蚀性  $K$  值的相关性得出以下结论。

(1)通过分析土壤可蚀性与土壤机械组成、有机质含量的相关性可知,土壤颗粒组成的变化是影响紫色土小流域土壤可蚀性大小差异的主要因素,且可蚀性大小主要与土壤中沙粒、粉粒含量密切相关。沙粒含量越高,越易发生侵蚀,土壤可蚀性  $K$  值愈大;粉粒、黏粒、有机质含量越高,越不容易发生侵蚀,土壤可蚀性  $K$  值愈小。

(2)流域中可蚀性指标  $K$  均值从大到小依次为荒草地 > 柑橘林地 > 马尾松林地 > 槐树林地 > 甘薯地 > 玉米地。下坡位置的玉米地和甘薯地由于土地利用方式为梯平地,且受到人为因素的影响,抵抗土壤侵蚀能力较强,而流域中荒草地的土壤抗侵蚀能力最弱,这与张金池等得出的结论<sup>[16]</sup>刚好相反。

(3)研究区紫色土小流域土壤可蚀性  $K$  值总体分布趋势是自东向西随着流域海拔的降低而降低,呈条带状分布,南北两侧高、中间低。随着海拔的降低(除槐树林外),5 种地类的可蚀性指标  $K$  值大致呈减小趋势,表现为  $K_{\text{上游}} > K_{\text{中游}} > K_{\text{下游}}$ 。在槐树林地则表现出相反的趋势,表现为  $K_{\text{上游}} < K_{\text{中游}} < K_{\text{下游}}$ 。而流域位置对玉米地、甘薯地的影响要小于其他 4 种地类。

#### 3.2 讨论

通过对比发现,对于不同土壤类型,其土壤可蚀性受到的土壤机械组成变化的影响也不同。黄土可蚀性的大小主要与土壤中粉粒、黏粒含量密切相关。黄土中黏粒含量愈高,土壤抵抗侵蚀的能力越强,可蚀性指标值越小。粉粒含量愈高,越易发生侵蚀,土壤可蚀性指标值愈大。张金池等认为,土壤可蚀性与土壤颗粒组成和有机碳含量有关,植被能改善土壤性质,增加有机碳含量,使土壤可蚀性  $K$  值降低<sup>[16]</sup>。紫色土作为一种成土作用迅速、矿物组成复杂、矿质养分含量丰富,质地松软,易于风化,抗蚀性较差的一种土壤类型,其可蚀性的大小主要与土壤中沙粒、粉粒含量密切相关,紫色土丘陵区不同土地利用方式土壤的可蚀性差异也比较大。通过研究可知,紫色土小流域的土壤可蚀性表现出不同于其他土壤类型的规律。例如,沙粒含量越高,越易发生侵蚀,土壤可蚀性  $K$  值愈大。由于人为因素的影响,梯平地中的农耕地可蚀性  $K$  值反而要低于森林覆盖区的,而马尾松林地作为针叶林地的可蚀性  $K$  值要比作为阔叶林地的槐树林地土壤可蚀性  $K$  值大。这和张金池研究的黄棕壤、红壤小流域的可蚀性分布规律不同。

流域中的土壤可蚀性受到气象因素、地形因素、植被类型和人为因素等多种因素的影响。本研究通过采用 EPIC 模型计算紫色土小流域不同土地利用方式的土壤可蚀性  $K$  值,探讨植被类型以及空间分布对流域中可蚀性变化规律的影响。由于自然情况下的土壤可蚀性的影响因子复杂,目前国内外研究学者对不同土质的土壤可蚀性实测值主要是结合野外径流小区观测,采用通用土壤流失方程进行推算,而这种土壤可蚀性估算方法需要有降水观测资料,具有一定的限制性,不能适应国内复杂地形的小流域土壤可蚀性计算。目前土壤可蚀

性估算方法主要有土壤可蚀性诺莫方程估算、EPIC 估算、Shirazi 公式估算,这些直接应用于紫色土丘陵区土壤可蚀性的估算,需要进行一定的修正,而侵蚀生产力模型 EPIC 需求的资料相对较少,且估算精度较高,应用广泛。土壤可蚀性作为评价土壤对侵蚀敏感程度的一个重要指标,其不同坡度和坡长条件下,对紫色土小流域土壤可蚀性大小的影响以及在紫色土丘陵区对比上述 3 种估算的差异性有待于更深入研究和论证。

#### 参考文献:

- [1] Wischmeier W H. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning [M]. Washington DC: USDA, Agricultural Handbook, 1978: 537.
- [2] 刘宝元, 张科利, 焦菊英. 土壤可蚀性及其在侵蚀预报中的应用 [J]. 自然资源学报, 1999, 14(4): 345 - 350.
- [3] United States Department of Agriculture. EPIC - erosion/productivity impact calculator 1. Model documentation [Z].
- [4] 方学敏, 万兆惠, 徐永年. 土壤抗蚀性研究现状综述 [J]. 泥沙研究, 1997, 17(2): 87 - 91.
- [5] 宋 阳, 刘连友, 严 平, 等. 土壤可蚀性研究评述 [J]. 干旱区地理, 2006, 29(1): 124 - 131.
- [6] 田积莹, 黄义端. 午午岭连家砭地区土壤物理性质与土壤抗侵蚀性指标的初步研究 [J]. 土壤学报, 1964, 12(3): 286 - 296.
- [7] 杨玉盛. 不同利用方式下紫色土可蚀性的研究 [J]. 水土保持学报, 1992, 6(3): 52 - 58.
- [8] 高德武. 黑龙江土壤流失方程中土壤可蚀性因子 ( $K$ ) 的研究 [J]. 国土与自然资源研究, 1993(3): 40 - 43.
- [9] 范昊明, 蔡强国, 崔 明. 东北黑土漫岗区土壤侵蚀垂直分带性研究 [J]. 农业工程学报, 2005, 21(6): 8 - 11.
- [10] 缪驰远, 刘宝元, 刘 刚, 等. 东北典型黑土区剖面粒径分布特征及其可蚀性研究 [J]. 水土保持学报, 2008, 22(3): 20 - 23.
- [11] 朱显谟. 黄土地区植被因素对于水土流失的影响 [J]. 土壤学报, 1960, 8(2): 110 - 121.
- [12] 蒋定生. 黄土区不同利用类型土壤抗冲刷能力的研究 [J]. 土壤通报, 1979(4): 20 - 23.
- [13] 周佩华, 武春龙. 黄土高原土壤抗冲性的试验研究方法探讨 [J]. 水土保持学报, 1993, 7(1): 29 - 34.
- [14] 邢廷炎, 史学正, 于东升. 我国亚热带土壤可蚀性的对比研究 [J]. 土壤学报, 1998, 35(3): 296 - 302.
- [15] 张黎明. 我国南方不同类型土壤可蚀性  $K$  值及相关因子研究 [D]. 海口: 华南热带农业大学, 2005.
- [16] 张金池, 李海东, 林 杰, 等. 基于小流域尺度的土壤可蚀性  $K$  值空间变异 [J]. 生态学报, 2008, 28(5): 2199 - 2206.
- [17] 张 兵, 蒋光毅, 陈正发, 等. 紫色丘陵区土壤可蚀性因子研究 [J]. 土壤学报, 2010, 47(2): 354 - 358.
- [18] 侯大斌. 川渝地区土壤可蚀性评价 [D]. 雅安: 四川农业大学, 2001.
- [19] 李月臣, 刘春霞, 赵纯勇, 等. 三峡库区(重庆段)土壤侵蚀敏感性评价及其空间分异特征 [J]. 生态学报, 2009, 29(2): 788 - 796.
- [20] 中国科学院南京土壤研究所土壤物理研究室. 土壤理化分析 [M]. 上海: 上海科学技术出版社, 1980.
- [21] 陈利顶, 傅伯杰, 赵文武. “源”“汇”景观理论及其生态学意义 [J]. 生态学报, 2006, 26(15): 1444 - 1449.