

万山汞矿区表层土壤汞迁移*

戴智慧^{1,2} 冯新斌^{1**} 张超^{1,2} 仇广乐¹ 商立海¹

(¹中国科学院地球化学研究所 环境地球化学国家重点实验室, 贵阳 550002; ²中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要 水土流失是土壤退化的根本原因, 是最严重的生态环境问题之一。目前对喀斯特山区土壤侵蚀研究已经进入成熟阶段, 但对以典型喀斯特山区为背景、汞污染严重地区因土壤侵蚀发生的汞迁移的研究却很少。本文基于 GIS 平台, 借助通用土壤流失方程 (RUSLE) 模型评估研究区侵蚀强度, 对万山汞矿区 (167.4 km²) 因土壤侵蚀造成的汞迁移进行了研究。结果表明, 万山土壤侵蚀模数为 0~600884 t·km⁻²·a⁻¹, 微度侵蚀和剧烈侵蚀面积占全区总面积的 76.6%, 其中剧烈侵蚀对土壤总侵蚀量的贡献率达到 90.5%。全区因土壤侵蚀发生的土壤汞 (THg) 流失量高达 505 kg·a⁻¹, 迁移速率为 3.02 kg·km⁻²·a⁻¹。土地利用方式和坡度是影响汞流失的重要因素。旱地和灌木林最易发生汞流失, 流失量分别为 175 和 319 kg·a⁻¹。本研究不仅为当地治理水土流失、制定水土保持方案奠定了可靠的科学依据, 也为当地环境汞污染治理提供了有力的数据支持。

关键词 土壤侵蚀; 汞迁移; 万山

中图分类号 S151 文献标识码 A 文章编号 1000-4890(2012)8-2103-09

Surface soil mercury translocation in Wanshan mercury mining area of Southwest China. DAI Zhi-hui^{1,2}, FENG Xin-bin^{1**}, ZHANG Chao^{1,2}, QIU Guang-le¹, SHANG Li-hai¹ (¹State Key Laboratory of Environmental Geochemistry, Institute of Geochemistry, Chinese Academy of Sciences, Guiyang 550002, China; ²Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2012, 31(8): 2103-2111.

Abstract: Water and soil loss is the main cause of soil degradation, and one of the most serious ecological environmental problems. Many achievements have been obtained in the study of soil erosion in Karst region, but few studies are conducted on the mercury (Hg) translocation induced by soil erosion in seriously Hg-polluted areas of typical Karst regions. Selecting the Wanshan Hg mining area (167.4 km²) of Southwest China as study area and by using geographic information system (GIS) and a revised universal soil loss equation (RUSLE), this paper assessed the intensity of soil erosion and the surface soil Hg translocation via soil erosion. In the mining area, soil erosion modulus was in the range of 0-600884 t·km⁻²·a⁻¹, and the areas with slight and severe erosion occupied 76.6% of the total, among which, the area with severe erosion made up 90.5%. On annual basis, the surface soil Hg loss was up to 505 kg·a⁻¹, and the Hg loss rate was 3.02 kg·km⁻²·a⁻¹. Land use type and slope gradient were the main factors affecting the Hg loss, and Hg loss easily occurred on the farmland and shrub land in steep zones, with an amount of 175 and 319 kg a⁻¹, respectively. This study not only provided scientific basis for the control of water and soil erosion in the study area, but also supplied data support for the management of Hg pollution of local ecosystems.

Key words: soil erosion; Hg translocation; Wanshan of Southwest China.

水土流失是径流对土粒分散和搬运的过程, 不仅破坏土地资源, 影响植被发育, 还在一定程度上成

为影响气候的重要因素, 是世界性的重大环境问题 (Blaikie, 1985; Yu, 1998)。由于侵蚀导致的土壤元素流失也日益成为研究重点, 其直接后果是降低了土壤元素及有机质的含量 (Zhang & Nearing 2003)。全世界每年的水土流失量高达 750 亿 t (中国科学

* 国家高技术研究发展计划项目 (2008AA06Z335) 和国家自然科学基金项目 (40703024) 资助。

** 通讯作者 E-mail: fengxinbin@vip.skleg.cn

收稿日期: 2012-02-15 接受日期: 2012-03-25

院可持续发展研究组 2003),导致每年近 11.4 亿 t 土壤有机碳释放到大气层中(Lal 2003)。

我国是土壤侵蚀最为严重的国家之一(龚子同和陈鸿昭 2000),全国水土流失面积达 367 万 km²,占国土总面积的 38.2%(陆兆熊等,1991)。N、P、K 各养分元素流失总量每年高达几亿吨(蔡崇法和丁树文,1996)。尤其在西南典型喀斯特山区,碳酸盐岩广布,裸露岩面分散,土壤质量低(何永彬和张信宝 2009)。山地环境的高侵蚀潜能使土壤分散性加剧,人为因素的植被砍伐进一步加剧了土地侵蚀(林昌虎和朱安国 2002)。

位于我国西南的贵州,是“世界上最大的喀斯特连续带”的中心地区(Sweeting,1993),地形破碎,土层瘠薄,生态环境非常脆弱。隶属贵州的万山汞矿区,不仅属于典型的喀斯特地貌,还位于环太平洋矿化带的中心,是世界第三大汞矿。万山汞矿有 600 多年的开采冶炼历史,大量的炉渣和脉石等废弃物随意堆放在河流上游。据估计,仅 1954—1990 年,矿区的冶炼炉渣达到 1210 万 t,约 250 t 金属汞进入大气、土壤和河流生态系统,严重污染周围环境(Qiu *et al.*,2005; Feng & Qiu,2008; Lin *et al.*,2009)。万山土壤汞含量在 0.1~790 mg·kg⁻¹(丁振华 2004;刘鹏 2005;戴智慧等 2011),河流汞含量为 2.91~12000 ng·L⁻¹(Zhang *et al.*,2004;仇广东 2004; Zhang *et al.*,2010),大气含量在 17.8~1101.8 ng·m⁻³,土壤和大气的交换通量介于 162~27827 ng·m⁻²·h⁻¹(王少锋等,2006; Wang *et al.*,2007)。土壤侵蚀对汞的陆地生态系统循环和迁移扮演着重要角色,不仅导致土壤汞的向下迁移,同时还扩大了汞在空间上的分布范围。随着对汞在

生态环境系统中危害性认识的不断深入,国外学者已将因土壤侵蚀导致的汞迁移和转化纳入研究范围(Tsiros,1999,2001; Suchanek *et al.*,2009),而我国鲜有关于因水土流失产生的汞迁移方面的研究,尤其是针对汞污染严重的地区。

利用卫星遥感技术、模型模拟、GIS 等先进的技术研究水土流失已经成为世界上水土流失学科的前沿领域和水土流失过程定量研究的有效手段(Helldén,1987; Jain & Kothiyari,2000; Lufafa *et al.*,2003; Li *et al.*,2007)。为探索万山流域土壤侵蚀特征,笔者搜集已有研究中万山表层土壤汞含量,借助 GIS 和 RS 技术,基于 RUSLE 进行计算,对汞污染严重的万山汞矿区进行了土壤侵蚀和汞迁移量的初步研究,旨在为当地生态保护和环境治理提供依据。

1 研究地区与研究方法

1.1 研究区概况

万山特区包含 1 个镇、4 个民族乡。本研究选取万山镇、敖寨乡和下溪乡,共计面积 167.4 km²(图 1)。境内平均海拔 800 m,属中亚气候,年均温 15℃左右,年降雨量 1200~1400 mm。该区域上游多出露白云岩、石灰岩及白云质灰岩等碳酸盐类岩石,属典型的岩溶区;中下游地区出露砂页岩,为非岩溶区且支流发育。岩溶区少河流溪沟,井泉水发育;非岩溶区受强烈风化和水流冲刷,溪沟发育。全区以低矮灌木和森林覆盖为主,其中森林覆盖率大于全区总面积的 35%。

1.2 数据来源与研究方法

1.2.1 数据来源 本文采用的基础数据包括:流域 1:1 万数字高程模型(DEM)、1:10 万土壤类型

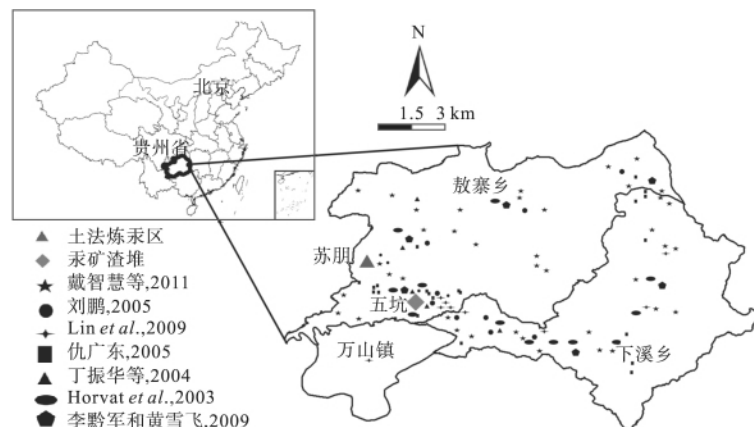


图 1 研究区位置示意图

Fig. 1 Districts of Wanshan Hg mining area

图、遥感影像和 2000—2010 年逐日降雨数据等。其中遥感影像数据包括 2009 年 10 月和 2010 年 5 月的 TM 影像,分辨率为 30 m。图件数据来自贵州省万山农业局和国土资源局。气象数据由贵州省铜仁地区气象局提供。土壤表层汞含量数据来自已发表的文章(Horvat *et al.*, 2003; 丁振华等, 2004; 仇广乐, 2004; 刘鹏, 2005; Lin *et al.*, 2009; 李黔军和黄雪飞, 2009; 戴智慧等, 2011)。

1.2.2 研究方法

(1) 遥感解译与土地利用。基于 ENVI 平台,以数字化地形图为参照,将遥感影像数据进行几何校正和重采样,误差控制在 0.5 个像元内。然后根据建立的遥感解译标志,在 ArcGIS 9.3 软件的支持下,对流域 2 期遥感影像进行人工目视解译,得到流域土地利用现状图和土地覆被图。在 Erdas 平台下,通过随机抽取地面点,对土地覆被数据结果进行评价(Anderson, 1976)。2009 年和 2010 年解译精度分别为 81% 和 83%。

(2) 模型的选择。目前已有许多学者将 RUSLE 应用于贵州喀斯特山区的土壤侵蚀研究,模拟和预测结果与实际情况吻合度高(蔡崇法和丁树文, 2000; 许月卿和邵晓梅, 2006)。因此,本文选用 RUSLE 预测研究区年均土壤流失量:

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot C \cdot P \quad (1)$$

式中: A 为年平均土壤流失量($t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$); R 为降雨和径流因子($MJ \cdot mm \cdot hm^{-2} \cdot h^{-1} \cdot a^{-1}$); K 为土壤可蚀性因子($t \cdot hm^2 \cdot h \cdot MJ^{-1} \cdot mm \cdot hm^{-2}$); L 为坡长因子, S 为坡面坡度因子(无量纲); C 为土壤覆盖与管理因子(无量纲); P 为水土保持措施因子(无量纲)。

a) 降雨和径流因子 R

本研究利用 2000—2010 年逐日降雨数据计算 R 因子(Yu, 1998; 宁丽丹和石辉, 2003; 许月卿和邵晓梅, 2006):

$$E_i = a [1 + \eta \cos(2\pi f j + \omega)] \sum_{d=1}^N R_d^\beta \quad (2)$$

式中: E_i 为月降雨侵蚀力($MJ \cdot mm^{-1} \cdot hm^{-2} \cdot h^{-1} \cdot mon^{-1}$); R_d 为日降雨量; R_0 为产生侵蚀的日降雨量强度阈值,一般为 12 mm; N 为某月中日降雨量超过 R_0 的天数; f 为频率(1/12); $\omega = 5\pi/6$; j 为月序; a, η, β 为模型参数。

在年降雨量 > 1050 mm 的地方, α, β 的关系式

为(2),在年降雨量为 500 ~ 1050 mm 的地方, α, β 的关系式为:

$$\ln a = 2.11 - 1.57\beta \quad (3)$$

$$a = 0.395(1 + 0.098^{3.26S/P}) \quad (4)$$

$$\eta = 0.58 + 0.25P/1000$$

式中 S 为下半年降雨量, P 为年均降雨量。

b) 土壤可蚀性因子 K

土壤可蚀性 K 值是指土壤受侵蚀潜在的可能性。 K 值与土壤类型、土壤质地、土壤有机含量等有关。在土壤测定或计算方法中, Wischmeier 和 Smith (1978) 建立的计算土壤可蚀性 K 值的诺谟公式得到广泛应用:

$$K = \{2.1 \times 10^{-4} \times (12 - a) \times [\text{soil}_{\text{粉}} \times (100 - \text{soil}_{\text{粉}})]^{1.14} + 3.25(b - 2) + 2.5(c - 3)\} / 100 \quad (5)$$

式中: a 为土壤有机质含量; b 为土壤结构等级; c 为土壤渗透等级; $\text{soil}_{\text{粉}}, \text{soil}_{\text{粘}}$ 为土壤中粉砂粒和粘粒的百分比含量。可蚀性诺谟图要求有土壤结构系数和渗透级别资料,而我国现有的土壤背景资料很少,尤其在偏远山区土壤普查成果资料都很难获得。本研究亦未在研究区设置降雨侵蚀力标准小区,缺少土壤理化性质数据。故参考已有研究成果(朱安国, 1992; 何腾兵, 1995; 徐燕和龙健, 2005), 结合实际情况,分别赋予研究区主要土壤类型可蚀性 K 值(表 1)。

c) 地形因子

地形因子根据 Hickey(2000) 和 van Remortel 等(2001) 提出的计算方法进行计算,即利用 Arc/Info

表 1 万山主要土壤类型可蚀性 K 值

Table 1 K factors under main soil types in Wanshan

土壤类型	K 值
黄色石灰土	0.41
黄壤	0.4
黄红壤	0.231
水稻土	0.28
大土泥	0.05

表 2 不同坡度下 m 值对照

Table 2 Description of m in different slope gradients

坡度($^\circ$)	m 值
<0.57	0.2
0.57 ~ 1.72	0.3
1.72 ~ 2.86	0.4
>2.86	0.5

表3 不同土地利用方式下植被覆盖因子和水土保持因子值对照
Table 3 *C* and *P* under different land uses

	稻田	旱地	林地	灌木林	其他林地	水域	城镇居民点及 工矿用地	裸地
<i>C</i>	0.1	0.22	0.0006	0.001	0.004	0	0	0
<i>P</i>	0.01	0.22	1	1	0.7	0	0	0

输入整数型的 DEM 和栅格边界图层,运行计算 LS 的宏语言程序,得到流域地形因子 LS 的图层。其算法原理为建立一个无凹陷点的栅格数字高程模型,假定计算的坡长是从栅格中心到其输入栅格中心的基础上的,所有输入数据需要计算累积坡长。LS 值的计算为:

$$LS = (\lambda / 72.6)^m (65.41 \sin^2 \beta + 4.56 \sin \beta + 0.065) \quad (6)$$

式中, λ 为累积坡长, β 为坡度角, m 为取决于坡度的可变值(表2)。

d) 植被覆盖因子 *C* 和水土保持措施因子 *P*:

植被覆盖和经营管理措施是土壤侵蚀的抑制因素,可削减降雨能量、保水和抗蚀。*C* 值主要与植被覆盖和土地利用类型有关,由于流域没有植被覆盖因子和水土保持措施因子的小区实验数据,本研究采用蔡崇法和丁树文(2000)提出的计算方法,通过实地考察,得到 *C* 值(表3)计算方法为:

$$\begin{cases} C = 1 & V = 0 \\ C = 0.6500 \times 0.343611gV & 0 < V < 78.3\% \\ C = 0 & V > 78.3\% \end{cases} \quad (7)$$

$$V = (NDVI - NDVI_{\min}) / (NDVI_{\max} - NDVI_{\min}) \quad (8)$$

式中, V 为植物的覆盖度,为平均值。将计算结果赋予流域内土地利用类型(表3)。0 表示无侵蚀,1 表示未采取水保措施。

水土保持措施 *P* 因子是采用专门措施后的土壤流失量与顺坡种植时的土壤流失量的比值。由于本研究没有设置小区试验, *P* 因子参照相关文献进行赋值(朱安国,1992;何腾兵,1995;万军等,2004;许月卿和邵晓梅,2006)(表3)。

将 RUSLE 各因子土层均转化为同一坐标系下的像元大小为 15×15 m 的栅格图。基于 Arc/Info 9.3 的空间数据管理分析功能,得到流域土壤侵蚀的空间分布图(图 2A)。根据水利部土壤侵蚀强度标准(SL 190-2007)确定土壤侵蚀分类标准(表4),并将土壤侵蚀相元图进行重分类,得出土壤侵蚀强度分级图(图 2B)。

(3) 土壤汞流失量。空间插值法被广泛用于资源管理、灾害管理和生态环境治理中(郭旭东和杨福林,2000;姜勇等,2003),其中反距离权重空间插值法是一种加权平均的内插法,认为任何一个观测值都对邻近的区域有影响,且影响的大小随距离的增加而减小(曲宸绪等,2006)。由于研究区不同土地利用方式土壤汞含量差异较大,基于已有的土壤 THg 研究数据,利用反距离权重法对研究区林地土、灌木土、耕作土表层土壤汞含量内插分析。

受到研究数据的限制,本研究只考虑地表侵蚀引起的汞迁移,而地下侵蚀引起的汞迁移不做考虑。计算公式为:

$$M_{Hg} = k_{sE} \cdot V_s \cdot BD \cdot C_{Hg} \quad (9)$$

式中: M_{Hg} 为汞流失量($g \cdot a^{-1}$); k_{sE} 为汞迁移系数(a^{-1}); V_s 为土壤体积(m^3); BD 为土壤容重($g \cdot cm^{-3}$); C_{Hg} 为土壤汞含量($mg \cdot kg^{-1}$)。其中 k_{sE} 计算为:

$$k_{sE} = \frac{A \cdot SDR \cdot ef}{z_d} \times \frac{f_{ps}}{BD} \quad (10)$$

式中: A 为单位面积内年平均土壤流失量($t \cdot hm^{-2} \cdot a^{-1}$); SDR 为沉积物运移系数; ef 为汞富集因子; z_d 为研究区土壤混合厚度(cm); f_{ps} 为土壤颗粒态汞在土壤总汞中的比例。

汞在土壤中主要包括溶解态和颗粒态汞,分配比例的大小取决于土壤的含水量以及固定汞的能

表4 土壤侵蚀分类标准

Table 4 Reference index of soil erosion intensity class (SL 190-2007)

级别	平均侵蚀模数 ($t \cdot km^{-2} \cdot a^{-1}$)	平均流失厚度 ($mm \cdot a^{-1}$)	指标
微度	<200, <500, <1000	<0.15, <0.37, <0.74	A、B、C 3 层剖面保持完整
轻度	200-500, 1000-2500	0.15-0.37, 0.74-1.9	A 层保留厚度大于 1/2, B、C 层完整
中度	2500-5000	1.9-3.7	A 层保留厚度大于 1/3, B、C 层完整
强烈	5000-8000	3.7-5.9	A 层无保留, B 层开始裸露, 受到剥蚀
极强烈	8000-15000	5.9-11.1	
剧烈	>15000	>11.1	A、B 层全部剥蚀, C 层出露, 受到剥蚀

力。可表示为:

$$f_{ws} = \theta_w / (\theta_w + K_{ds} \times BD) \quad (11)$$

$$f_{ps} = 1 - f_{ws} \quad (12)$$

式中: f_{ws} 为土壤汞的液相比例; f_{ps} 为土壤汞的固相比例; θ_w 为土壤体积含水量 ($\text{mL} \cdot \text{cm}^{-3}$); K_{ds} 为分配系数 ($\text{mL} \cdot \text{g}^{-1}$)。

k_{ds} 为污染物在土壤溶液及土壤颗粒表面的界面反应过程定量化的一个重要表征指标 (朱永官, 2003)。 k_{ds} 为取决于土壤的 pH、有机质含量、土壤含水率、土壤的机械组成以及土壤的化学组成。由于矿区土壤理化性质比较复杂, 无法得到确切资料, 因此综合国内外已有相关资料 (Lyon *et al.*, 1997; Koeman & Horvat 2009) 采用理想状态赋值法进行估算, 矿区污染源附近土壤 k_{ds} 赋予 $250 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、其他区域土壤赋予 $100 \text{ L} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

富集因子 ef 在较差的土壤理化性质、土壤汞含量相对富集的区域、高有机质含量的土壤中, 往往表现越高的值。对于研究区总面积 (A_{ws} , km^2), 应用 Mullins 等 (1993) 描述 ef 的计算方法, 公式为:

$$ef = 2 + 0.2 \cdot \ln\left(\frac{A}{A_{ws}}\right) \quad (13)$$

以 GIS 为平台, 计算 ef 值得到, 研究区各水文单元 ef 平均值为 2.9, 其与地质地貌特征相似的 Idricea 流域中 ef 大小相近 (2.02 ~ 2.57, Koeman & Horvat 2009)。沉积物运移率 SDR 的计算采用 Gavrilovic (1988) 的计算方法:

$$SDR = \frac{(O \cdot D)^{0.5}}{0.25 \cdot (L + D)} \quad (14)$$

式中: O 为研究区的周长 (km); D 为平均高度距离 (km); L 为研究区的长度 (km)。

2 结果与分析

2.1 土壤侵蚀强度

基于已有的土壤 THg 研究数据, 利用反距离权重法对研究区林地土、灌木土、耕作土表层土壤汞含量内插分析 (图 2)。林地土、灌木土和耕作土土壤汞含量分别为 $0.1 \sim 280.0$ 、 $0.1 \sim 412.2$ 和 $0.1 \sim 788.1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。值得注意的是, 由于收集到的数据中没有明确指出旱作土和稻田土中 THg 含量, 因此在内插分析时, 将旱作土和稻田土 2 种土地利用方式作为一个图层 (耕作土) 进行分析。此外, 万山镇土壤采样点稀少, 故插值时无法体现该区域的土壤汞含量。

研究区土壤侵蚀模数范围为 $0 \sim 600884 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$, 年土壤侵蚀量为 23.1 万 t (图 3A), 相当于研究区每年将有 0.6 mm 厚度的土壤发生土壤流失。由于研究区包括建筑用地、住宅用地、交通用地、水域等, 但收集到的土壤汞含量并没有针对这些土地利用方式的研究, 因此本研究的研究范围主要为林地、灌木林地、耕作土, 而不包括其他类型土壤。由表 5 和图 3B 可以看出, 发生微度和剧烈侵蚀面积分别占研究区总面积的 45% 和 31.6%, 而其土壤流失量分别占流失总量的 0.2% 和 90.5%。从水土流失分布看, 处于地势最高处的万山镇多处于微度侵蚀, 土法炼汞区和矿渣堆堆放区属于轻度和中度侵蚀, 伴有强烈侵蚀。位于下游的下溪乡, 由于山多坡陡, 大部分属于极强烈侵蚀和剧烈侵蚀。

降雨和径流可使土壤颗粒发生剥离, 是发生水土流失的直接原因 (贾志伟等, 1990; 王晓燕和高焕文, 2000)。研究区降雨和径流因子为 $4083.3 \text{ MJ} \cdot \text{mm} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{h}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, 在数据采集期间, 年降雨量为 1317 mm, 但由于降雨量多集中在暖季, 加剧了水土流失的程度。从地形来看, 研究区地貌复杂, 沟蚀明显, 地形因子为 0.03 ~ 79.49。坡度和坡长通过土壤入渗和产流影响着水土流失程度, 坡度越大, 降雨过程中土壤入渗量少, 产生的径流越大, 从

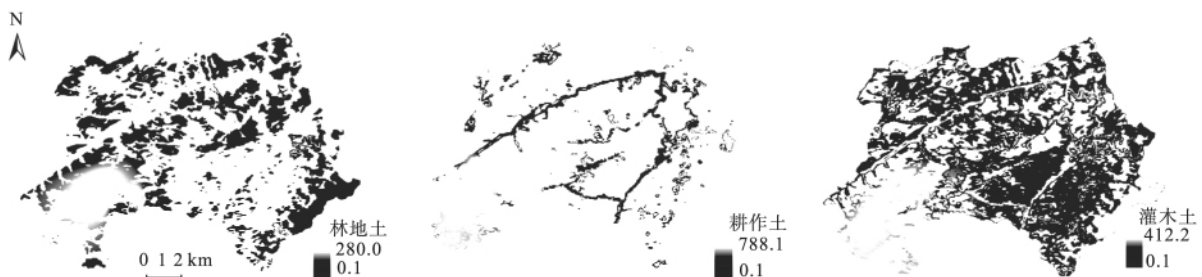


图 2 不同土地利用方式下表层土壤 THg 含量示意图

Fig. 2 THg concentrations in surface soil under forest soil, meadow soil and alluvial soil

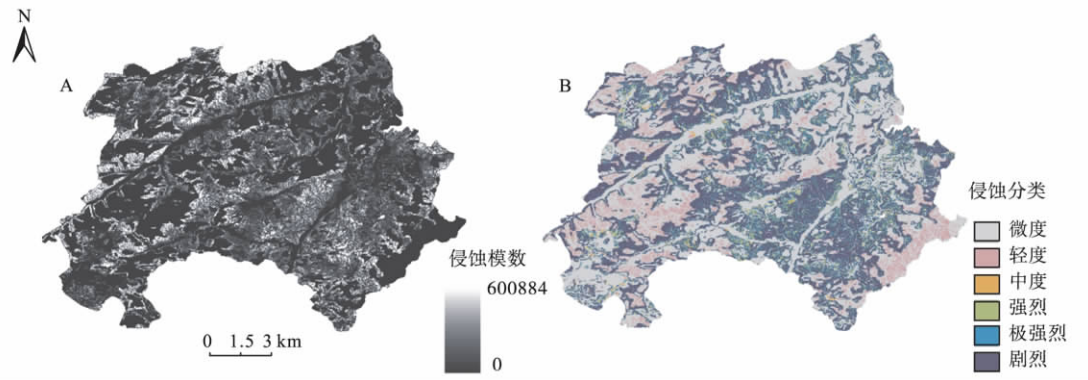


图3 万山土壤侵蚀空间分布(A)和土壤侵蚀强度分级(B)示意图
Fig.3 Spatial distribution (A) and classification (B) of soil erosion in Wanshan

而侵蚀量也越大(周佩华和郑世清,1997)。坡度的增加同时会导致土壤含水量降低,地表冲刷侵蚀强,土壤粘粒含量低(曹文洪,1993;贺祥等,2009)。研究区内灌木土和旱地多分布在坡度较陡的坡面上,占剧烈侵蚀总面积的98.6%,而位于山顶的林地发生剧烈侵蚀的面积仅占剧烈侵蚀总面积的0.7%。另外,植被覆盖度和植被活力也可能是保护林地土免受剧烈侵蚀的另一因素。低矮的灌木和草地根系浅薄,高大的乔木不仅能消耗大量风能降低风速(刘树华,1998),发达的植物根系对侵蚀也有控制作用(蔡光荣和林金炳,1998)。此外,林木旺盛的新陈代谢可增加土壤的有机质含量,保持良好的土壤质地。而良好的土壤结构和质地,可以大大增加降雨的渗漏和通透性,从而减少雨水和径流的冲刷(张丽娟和毕淑芹,2007)。在万山,诸如开矿、修路、滥垦滥耕等人为活动的干扰普遍,灌木土和旱地分别收到不同程度的人为干扰,导致其土层浅薄,土壤有机质含量低(苏维词,2001;徐燕和龙健,2005),这也是导致灌木土和旱地水土流失严重的重要原因。

2.2 土壤侵蚀与土壤汞的关系

利用公式(8)计算得到研究区每年因土壤侵蚀

表5 万山地区土壤侵蚀强度分级统计
Table 5 Statistics of soil erosion in Wanshan

侵蚀级别	面积(km ²)					年侵蚀量(万t)	年侵蚀总量(%)
	林地	灌木土	旱地	稻田	裸地		
微度	45.11	2.73	7.06	15.82	0.04	0.4	0.2
轻度	13.03	2.27	1.19	0.01	0.03	0.6	0.3
中度	0.01	1.42	2.64	0.02	0.00	1.5	0.7
强烈	0.02	2.99	3.26	0.02	0.01	3.9	1.7
极强烈	0.06	7.34	6.61	0.04	0.01	14.8	6.6
剧烈	0.37	40.65	10.35	0.09	0.27	202.9	90.5

而产生的汞流失量为505 kg,迁移速率为 $3.02 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

将土壤总汞流失量按不同土地利用方式分类统计(表5),流失量大小依次为灌木土>旱地>裸地>林地>稻田。而已有数据表明,研究区表层土壤汞含量范围为 $0.1 \sim 790 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Iwata *et al.*, 2007),远高于全球土壤总汞含量的背景值 $0.01 \sim 0.50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Senesil *et al.*, 1999)。土壤总汞含量除了具有明显的空间分布规律外(王中根等, 2003;仇广乐, 2004),在不同土地利用方式上也有明显差异,总体表现出稻田土>灌木土>林地土的趋势(戴智慧等, 2011),这与土壤汞的迁移规律完全不同。在耕作土中,稻田中汞的迁移速率最小,仅为 $0.1 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。目前,坡改梯工程已在万山普及,多用于水稻的种植。该工程的实施,使原本的坡耕地变成水平梯土,土层加厚,保水能力大幅度增强,有效地防止了土壤的流失(刘志刚, 2011)。而旱地多分布在较大坡度、地势陡的区域,尤其在轮作条件下,垦殖活动多,土壤结构破坏严重,土壤养分贫瘠,水土流失导致的汞迁移严重(Lal, 2003),甚至大大增强了汞向大气的释放。而在自然土中,裸地中汞迁移速率最大($16.07 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$),林地土则最小($0.08 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)。Hudson和Chobanian(1957)指出植被覆盖能有效分散降雨冲击和地表径流引起的剥蚀,以及防止雨滴打击下土壤表面结皮的形成(唐泽军和雷廷武, 2004)。植被覆盖还可以增加土壤湿度,提高有机质含量,在一定程度上减少因水土流失导致的汞迁移(Wood *et al.*, 1977)。但在灌木土中,植物的截留作用小,加上陡坡开垦严重,汞迁移通量偏高。

水土流失直接关系到土壤汞的迁移程度。有学

表 6 不同土地利用方式、不同坡度下因土壤侵蚀产生的土壤汞迁移速率和年侵蚀量

Table 6 Hg erosion load and migration rate under different land use and different slope

	迁移速率 ($\text{kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)	不同坡度下汞流失量 ($\text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$)					不同土地利用方式下 汞流失量 ($\text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$)	面积 (km^2)	
		$0^\circ \sim 10^\circ$	$10^\circ \sim 15^\circ$	$15^\circ \sim 25^\circ$	$25^\circ \sim 50^\circ$	$50^\circ \sim 70^\circ$			$> 70^\circ$
林地土	0.08	-	-	0.02	0.12	0.96	3.64	4.74	58.6
灌木土	5.55	-	-	-	0.01	0.41	318	318.78	57.4
旱地	5.62	0.01	-	-	-	0.02	174.87	174.9	31.1
稻田	0.1	1.59	-	-	-	-	-	1.59	16
裸地	16.07	-	-	-	-	-	4.82	4.82	0.36

者认为,土地利用在坡度上的分布格局对土壤侵蚀的控制临界值为 $15^\circ \sim 25^\circ$ (徐天蜀和岳彩荣 2002; 吴秀芹和蔡运龙 2005)。为此,本研究将全区坡度 ($0^\circ \sim 79^\circ$) 划分为 6 个等级后与汞迁移通量叠加,分别统计不同坡度汞迁移通量(表 6)。 $0^\circ \sim 25^\circ$ 坡度的土壤汞迁移占总迁移量的 0.3%,其中 99.5% 的汞迁移由稻田的土壤侵蚀产生。随着坡度的增加,土壤侵蚀量加大,土壤汞迁移能力增强。当坡度大于 50° 时,汞流失量达 $502.7 \text{ kg} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

3 结论

基于 GIS 平台,应用 RUSLE 模型计算万山年均土壤侵蚀模数,并搜集已有关于土壤汞含量的数据,估算因水土流失导致的土壤汞迁移。研究表明,万山土壤侵蚀模数为 $0 \sim 600884 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,相当于每年有 0.6 mm 厚度的土层发生水土流失。微度侵蚀和剧烈侵蚀面积占全区总面积的 76.6%,其中剧烈侵蚀对土壤总侵蚀量的贡献率达到 90.5%。受到土壤自身的理化性质、地形和人为活动的影响,灌木土和旱地最易发生水土流失。与土壤侵蚀相伴的汞流失,每年高达 505 kg,迁移速率平均为 $3.02 \text{ kg} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。其中,旱地和灌木林是发生汞流失的主要土地利用方式,流失量分别为 175、319 $\text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$,占总量的 35.2% 和 64.1%,这主要是由于二者多处于陡坡区域,垦殖活动多,土壤结构破坏严重,水土流失严重。作为环境汞循环的重要部分,估算因土壤侵蚀产生的土壤汞流失量可为当地治理水土流失、制定水土保持方案提供可靠的科学依据。

参考文献

蔡崇法,丁树文. 1996. 三峡库区紫色土坡地养分状况及养分流失. 地理研究, 15(3): 77-84.
 蔡崇法,丁树文. 2000. 应用 USLE 模型与地理信息系统 ID-RISI 预测小流域土壤侵蚀量的研究. 水土保持学报, 14(2): 19-24.
 蔡光荣,林金炳. 1998. 植生根系力学模式应用于台湾西南

部泥岩坡面冲蚀灾害之防治研究// 崔鹏. 海峡两岸山地灾害与环境保育研究. 成都: 四川科学技术出版社: 373-379.
 曹文洪. 1993. 土壤侵蚀的坡度界限研究. 水土保持通报, 13(4): 1-5.
 仇广乐. 2004. 贵州省万山汞矿区地表水中不同形态汞的空间分布特点. 地球与环境, 32(3-4): 77-82.
 戴智慧,冯新斌,李平,等. 2011. 贵州万山汞矿区自然土壤汞污染特征. 生态学杂志, 30(5): 902-906.
 丁振华,王文华,瞿丽雅,等. 2004. 贵州万山汞矿区汞的环境污染及对生态系统的影响. 环境科学, 25(2): 111-114.
 龚子同,陈鸿昭. 2000. 人为作用对土壤环境质量的影响及对策. 土壤与环境, 9(1): 7-10.
 郭旭东,杨福林. 2000. 基于 GIS 和地统计学的土壤养分空间变异特征研究. 应用生态学报, 11(4): 557-563.
 何腾兵. 1995. 贵州山区土壤物理性质对土壤侵蚀影响的研究. 土壤侵蚀与水土保持学报, 1(1): 85-95.
 何永彬,张信宝. 2009. 西南喀斯特山地的土壤侵蚀研究探讨. 生态环境学报, 18(6): 2393-2398.
 贺祥,熊康宁,陈洪云. 2009. 喀斯特石漠化地区不同治理措施下的土壤抗蚀性研究——以贵州毕节石桥小流域为例. 西南师范大学学报(自然科学版), 34(4): 133-139.
 贾志伟,江忠善,刘志. 1990. 降雨特征与水土流失关系的研究. 水土保持研究, (2): 14-21.
 姜勇,张玉革,梁文举. 2003. 沈阳市苏家屯区耕层土壤养分空间变异性研究. 应用生态学报, 14(10): 1673-1676.
 李黔军,黄雪飞. 2009. 汞对动物食物链污染规律及防治的研究进展. 安徽农学通报, 15(9): 78-80.
 林昌虎,朱安国. 2002. 贵州喀斯特山区土壤侵蚀与环境变异的研究. 水土保持学报, 16(1): 9-12.
 刘鹏,吴攀,陶秀珍. 2005. 贵州丹寨汞矿土壤汞含量的变化趋势. 环境科学与技术, 28(B12): 9-10.
 刘树华. 1998. 森林冠层上下端流谱结构和耦散率. 中国科学, 28(5): 469-480.
 刘志刚. 2011. 坡改梯对我国经济可持续发展的影响和对策. 中国水土保持科学, 9(4): 46-49.
 陆兆熊,蔡强国,朱同新,等. 1991. 黄土丘陵沟壑区土壤侵蚀过程研究. 中国水土保持, (11): 19-22.
 宁丽丹,石辉. 2003. 利用日降雨量资料估算西南地区的降雨侵蚀力. 水土保持研究, 10(4): 183-186.

- 曲宸绪,姜勇. 2006. 使用反距离权重内插法绘制中国1990年代肿瘤分布地图. *中华流行病学杂志*, **27**(3): 230-233.
- 苏维词. 2001. 贵州喀斯特山区的土壤侵蚀性退化及其防治. *中国岩溶*, **20**(3): 217-223.
- 唐泽军,雷廷武. 2004. 雨滴溅蚀和结皮效应对土壤侵蚀影响的试验研究. *土壤学报*, **41**(4): 632-635.
- 万军,蔡运龙,张惠远. 2004. 贵州省关岭县土地利用/土地覆被变化及土壤侵蚀效应研究. *地理科学*, **24**(5): 573-579.
- 王少锋,冯新斌,仇广乐. 2006. 万山汞矿区地表与大气界面间汞交换通量研究. *环境科学*, **27**(8): 1487-1494.
- 王晓燕,高焕文. 2000. 保护性耕作对农田地表径流与土壤水蚀影响的试验研究. *农业工程学报*, **16**(3): 66-69.
- 王中根,刘昌明,吴险峰. 2003. 基于DEM的分布式水文模型研究综述. *自然资源学报*, **18**(2): 168-173.
- 吴秀芹,蔡运龙. 2005. 喀斯特山区土壤侵蚀与土地利用关系研究——以贵州省关岭县石板桥流域为例. *水土保持研究*, **12**(4): 46-48.
- 徐燕,龙健. 2005. 贵州喀斯特山区土壤物理性质对土壤侵蚀的影响. *水土保持学报*, **19**(1): 157-159.
- 徐天蜀,岳彩荣. 2002. 基于GIS的小流域土壤侵蚀评价研究. *南京林业大学学报(自然科学版)*, **26**(4): 43-46.
- 许月卿,邵晓梅. 2006. 基于GIS和RUSLE的土壤侵蚀量计算——以贵州省猫跳河流域为例. *北京林业大学学报*, **28**(4): 67-71.
- 张丽娟,毕淑芹. 2007. 不同土地利用方式土壤侵蚀与养分流失的模拟试验. *林业科学*, **43**(1): 17-21.
- 中国科学院可持续发展研究组. 2003. 中国可持续发展战略报告. 北京: 科学出版社.
- 周佩华,郑世清. 1997. 黄土高原土壤抗冲性的试验研究. *水土保持研究*, **4**(5): 47-58.
- 朱安国. 1992. 贵州省武陵山区土壤侵蚀研究. *贵州农业科学*, (2): 1-6.
- 朱永官. 2003. 土壤-植物系统中的微界面过程及其生态环境效应. *环境科学学报*, **23**(2): 205-210.
- Anderson JR, Hardy EE, Roach JT, et al. 1976. A Land Use and Land Cover Classification System for Use with Remote Sensor Data. Washington D. C.: United States Government Printing Office.
- Blaikie PM. 1985. The political economy of soil erosion in developing countries. New York: Longman Science & Technology.
- Feng XB, Qiu GL. 2008. Mercury pollution in Guizhou, South-western China: An overview. *Science of the Total Environment*, **400**: 227-237.
- Gavrilovic Z. 1988. The use of an empirical method (erosion potential method for calculating sediment production and transportation in unstudied or torrential streams). Wallingford, England: International Conference on River Regime.
- Helldén U. 1987. An Assessment of Woody Biomass, Community Forests, Land Use, and Soil Erosion in Ethiopia: A Feasibility Study on the Use of Remote Sensing and GIS Analysis for Planning Purposes in Developing Countries. Sweden: Lund University Press.
- Hickey R. 2000. Slope angle and slope length solutions for GIS. *Cartography*, **29**: 1-8.
- Horvat M, Nolde N, Fajon V, et al. 2003. Total mercury, methylmercury and selenium in mercury polluted areas in the province Guizhou, China. *Science of the Total Environment*, **304**: 231-256.
- Hudson JB, Chobanian AV. 1957. Hypoaldosteronism. *New England Journal of Medicine*, **257**: 529-536.
- Iwata T, Sakamoto M, Feng X. 2007. Effects of mercury vapor exposure on neuromotor function in Chinese miners and smelters. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, **80**: 381-387.
- Jain MK, Kothyari UC. 2000. Estimation of soil erosion and sediment yield using GIS. *Hydrological Sciences Journal*, **45**: 771-786.
- Kocman D, Horvat M. 2009. A laboratory based experimental study of mercury emission from contaminated soils in the River Idrjica catchment. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, **9**: 25159-25185.
- Lal R. 2003. Soil erosion and the global carbon budget. *Environment International*, **29**: 437-450.
- Li J, Wu J, Xue L. 2007. GIS-based assessment of sensitivity of land eco-environment in Shaanxi Province. *Agricultural Research in the Arid Areas*, **4**: 19-30.
- Lin Y, Larssen T, Vogt R. 2009. Identification of fractions of mercury in water, soil and sediment from a typical Hg mining area in Wanshan, Guizhou province, China. *Applied Geochemistry*, **25**: 60-68.
- Lufafa A, Tenywa M, Isabirye M. 2003. Prediction of soil erosion in a Lake Victoria basin catchment using a GIS-based Universal Soil Loss model. *Agricultural Systems*, **76**: 883-894.
- Lyon B, Ambrose R, Rice G, et al. 1997. Calculation of soil-water and benthic sediment partition coefficients for mercury. *Chemosphere*, **35**: 791-808.
- Mullins JA, Carsel RF, Scarbrough JE, et al. 1993. A model for predicting pesticide fate in the crop root and unsaturated soil zones: Users manual for release 2.0. EPA/600/R-93/046. US Environmental Protection Agency, Athens.
- Qiu G, Feng X, Wang S. 2005. Mercury and methylmercury in riparian soil, sediments, mine-waste calcines, and moss from abandoned Hg mines in east Guizhou province, south-western China. *Applied Geochemistry*, **20**: 627-638.
- Senesil GS, Baldassarre G, Senesi N. 1999. Trace element inputs into soils by anthropogenic activities and implications for human health. *Chemosphere*, **39**: 343-377.
- Suchanek TH, Cooke J, Keller K. 2009. A mass balance mercury budget for a mine-dominated lake: Clear Lake, California. *Water, Air, & Soil Pollution*, **96**: 51-73.
- Sweeting M. 1993. Reflections on the development of Karst geomorphology in Europe and a comparison with its development in China. *Zeitschrift für Geomorphologie*, **37**: 127-

- 138.
- Tsiros I. 1999. A modeling analysis of factors influencing mass balance components of airborne deposited mercury in terrestrial landscapes. *Journal of Environmental Science & Health Part A*, **34**: 1979 – 2005.
- Tsiros I. 2001. A screening model-based study of transport fluxes and fate of airborne mercury deposited onto catchment areas. *Chemosphere*, **44**: 99 – 107.
- van Remortel R, Hamilton M, Hickey R. 2001. Estimating the LS-Factor for RUSLE through iterative slope length processing of digital elevation data within arc infogrid. *Cartography*, **30**: 27 – 35.
- Wang SF, Feng XB, Qiu GL. 2007. Characteristics of mercury exchange flux between soil and air in the heavily air-polluted area, eastern Guizhou, Chin. *Atmospheric Environment*, **41**: 5584 – 5594.
- Wischmeier WH, Smith DD. 1978. Predicting Rainfall Erosion Losses: A Guide to Conservation Planning. Agriculture Handbook No. 537. USDA/Science and Education Administration, US. Washington, DC: Govt. Printing Office.
- Wood CM, McMahon BR, McDonald DG. 1977. An analysis of changes in blood pH following exhausting activity in the starry flounder *Platichthys stellatus*. *Journal of Experimental Biology*, **69**: 173 – 185
- Yu B. 1998. Rainfall erosivity and its estimation for Australia's tropics. *Australian Journal of Soil Research*, **143**: 36.
- Zhang G, Liu C, Wu P. 2004. The geochemical characteristics of mine-waste calcines and runoff from the Wanshan mercury mine, Guizhou, China. *Applied Geochemistry*, **19**: 1735 – 1744.
- Zhang H, Feng XB, Larssen T. 2010. Fractionation, distribution and transport of mercury in rivers and tributaries around Wanshan Hg mining district, Guizhou province, southwestern China. I. Total mercury. *Applied Geochemistry*, **25**: 633 – 641.
- Zhang X, Nearing M. 2003. Using rare-earth oxide tracers for studying soil erosion dynamics. *Soil Science Society of America Journal*, **67**: 279 – 288.
-
- 作者简介 戴智慧,女,1983年生,博士研究生,主要从事汞的环境地球化学研究。E-mail: daidai1983821@163.com
责任编辑 魏中青
-