

赣南稀土尾矿堆积区水土流失规律初探^①

卢慧中^{1,2}, 梁音^{1*}, 曹龙熹¹, 陈玲¹

(1 中国科学院土壤环境与污染修复重点实验室(南京土壤研究所), 南京 210008; 2 中国科学院大学, 北京 100049)

摘要: 赣南是我国重要的离子型稀土矿生产基地, 但在其开采的同时也对矿区周围的土壤与环境造成影响, 特别是稀土尾矿的水土流失问题尤为严重。本文选择典型的尾矿水土流失区, 采用野外测量等方法对矿堆的主要水土流失类型及其强烈程度进行研究, 同时对典型水土流失路径进行实地监测。结果表明: 尾矿水土流失区沟道平均侵蚀模数约为 $3.73 \times 10^4 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$, 坡面细沟平均侵蚀模数为 $1\ 651.2 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$, 水土流失情况极其严重。在降雨过程中, 侵蚀沟内路径为侵蚀状态, 侵蚀深度不断增加, 在距沟头 66 m 处侵蚀深度开始减小, 径流流出冲沟后到距离侵蚀沟出口处大约 60 m 的地方侵蚀深度为 0 cm, 之后随着距离的增加, 泥沙开始逐渐沉积, 水土流失状态转为堆积。

关键词: 离子型稀土矿; 稀土尾矿; 水土流失

中图分类号: S137.1; TD865

我国是世界第一大稀土资源国, 素有“稀土王国”之称, 已公布的我国已探明的稀土资源储量为 4 300 万 t, 占世界总储量的 43%^[1]。赣南地区是我国重要的稀土矿区之一, 分布着大量离子吸附型中重稀土矿, 矿场为国家提供稀土产品的同时, 也对矿区周围的土壤与环境造成严重影响。该地区从 20 世纪 70 年代开始采用池浸开采工艺, 开采稀土时剥离表层土被, 对矿体开挖, 开采后的矿山基本被夷为平地, 而浸泡之后的弃渣则形成规模庞大的尾矿堆, 这种开采方式被形象地称为“搬山运动”^[2], 对地表扰动极其强烈。由于原有植被被破坏, 尾矿堆中含有酸性较强的化学物质, 植物很难生长, 矿区地表基本荒漠化, 即使采矿扰动已经停止, 生态环境仍长年无法恢复; 加上赣南稀土矿山大部分缺少防治措施, 每到雨季便泥流成河, 造成严重的水土流失, 土壤侵蚀模数可达 $15\ 000 \text{ t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ ^[3]。

控制稀土尾矿堆积区的水土流失是治理矿区污染的重要途径, 而明确稀土尾矿区的水土流失现状则是采取治理措施的前提。长期以来国内外研究者们针对稀土矿区污染物的迁移特征和治理模式进行了研究, 残留在尾矿中的化学药剂、尾矿中伴生的稀土元素、重金属元素等将通过不同途径污染周围环境^[4]。酸性废水中的铵氮和硫酸根随地表径流和泥沙迁移进入临近水体和土壤^[5-6]; 尾砂中重金属如 Pb、Cd、

Zn、Cu 等元素和稀土元素(镧系钪系元素)主要为水迁移和生物迁移^[7-10], 迁移特性决定于其自身的理化性质, 同时受介质的酸碱度、氧化还原条件、矿物类型及生物有机体的组成等多种环境因素的影响^[11]。沟谷工程、植被恢复和土地复垦等是常见的治理模式^[12-14]。目前学者们对稀土尾矿区水土流失的研究仍比较薄弱, 石辉等^[15]曾通过测定河流淤积泥沙流断面计算泥沙淤积量, 估算稀土尾矿区的水土流失量。而直接针对尾矿堆积区的水土流失监测研究尚未见报道, 严重制约了人们对稀土尾矿区水土流失发生发展规律的认识水平, 也将影响相关治理措施的优化配置。

针对目前赣南稀土尾矿区水土流失研究中存在的问题, 本文选择典型的尾矿水土流失区, 采用野外测量等方法对矿堆的主要水土流失类型及其强烈程度进行研究, 同时对典型水土流失路径进行实地监测, 以探讨水土流失的发生发展规律, 为尾矿堆水土流失治理提供依据。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

研究区位于江西省信丰县城东部龙舌乡的稀土尾矿水土流失警示区($25^{\circ}23'10'' \text{ N}$, $115^{\circ}0'26'' \text{ E}$), 面积为 6.9 km^2 。信丰县属中亚热带季风区, 气候温和,

基金项目: 中国科学院南京土壤研究所知识创新工程领域前沿项目(ISSASIP1116)和水利部长江委水土保持局重点项目资助。

* 通讯作者(yliang@issas.ac.cn)

作者简介: 卢慧中(1990—), 女, 黑龙江方正人, 博士研究生, 主要从事水土保持与生态恢复方面的研究。E-mail: hzlu@issas.ac.cn

雨量充沛,年平均降雨量 1 500.4 mm,4—6 月降雨量 711.2 mm,占全年降雨量的 47.4%;年径流模数为 874 mm,年径流总量 52.5 亿 m^3 ;年平均气温为 19.5 $^{\circ}C$,极端最高气温 39.4 $^{\circ}C$,极端最低气温 -4 $^{\circ}C$,年平均日照数 1 795.6 h^[16];研究区土壤类型为花岗岩风化物发育的红壤,稀土矿开采工艺为硫酸池浸法,尾矿堆形成时间为 1986 年。由于水土流失严重,土地贫瘠,土壤酸性大,尾矿堆积区植物生长特别稀疏,样地内只有耐酸性的草本植物芒萁和木本植物马尾松。图 1 为研究区沟道及水流路径的示意图。

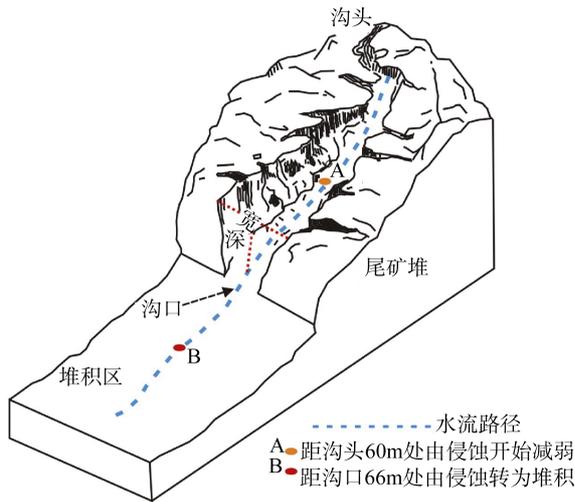


图 1 沟道及水流路径示意图
Fig. 1 Sketch of gully and flow path

1.2 沟道侵蚀测量

沟道侵蚀调查的对象主要为尾矿堆上由流水冲刷形成的切沟和冲沟。在尾矿堆积区,这两种沟道常组合在一起构成类似流域水系的沟道系统,其中体积较大的冲沟是主沟道,大小各异的切沟则分布在冲沟两侧。不同规模的沟道系统形成不同面积的汇水单元,具有相互独立的径流泥沙过程,是水土流失发生发展的主要形式。以沟道系统为基本调查单元开展沟蚀调查,选择不同面积的沟道汇水单元,用便携式 GPS 跟踪汇水单元边界和主沟道,从主沟道沟头出发测量主沟道,每隔 10 m 测量冲沟的长、宽、深,那么一条冲沟的总体积可以表示为:

$$V_c = \sum_{i=1}^n (a_i \times b_i \times h_i) \quad (1)$$

式中: V_c 为 i 段冲沟的总体积(m^3); n 为测量一条冲沟的次数; a_i 为第 i 段冲沟的长度(m); b_i 为第 i 段冲沟的宽度(m); h_i 为第 i 段冲沟的深度(m); i 的取值范围为 $1 \leq i \leq n$ 。

同时测量主沟道沿程切沟的长度和平均截面积,

每隔 10 m 测量切沟的长、宽、深,进而计算切沟体积,一条切沟的体积计算公式可以表示为:

$$V_q = \sum_{j=1}^n (a_j \times b_j \times h_j) \quad (2)$$

式中: V_q 为一条切沟的总体积(m^3); n 为测量一条切沟的次数; a_j 为第 j 段切沟的长度(m); b_j 为第 j 段切沟的宽度(m); h_j 为第 j 段切沟的深度(m); j 的取值范围为 $1 \leq j \leq n$ 。

那么沟道侵蚀总侵蚀模数为:

$$SEM_g = \left(\sum_{i=1}^m V_c + \sum_{j=1}^n V_q \right) \times r_d / A_g / yr \quad (3)$$

式中: SEM_g 为沟道总侵蚀模数($t/(km^2 \cdot a)$); m 为冲沟条数, i 为第 m 条切沟, i 的取值范围为 $1 \leq i \leq m$; n 为切沟条数, j 为第 n 条切沟, j 的取值范围为 $1 \leq j \leq n$; r_d 为土壤体积质量(容重)(g/cm^3); A_g 为沟道的汇水面积(m^2); yr 为尾矿堆的堆积年限(a)。

在尾矿区共测量汇水单元 4 个,包括各类侵蚀沟道 117 个。

1.3 坡面侵蚀测量

在尾矿区进行坡面细沟调查,测量细沟长、宽、深等指标,建立坡面细沟体积估算方程,从另一个方面估算稀土尾矿水土流失量。

在野外调查中,首先记录细沟所在的 GPS 位置,然后从沟头开始,自上而下每隔 2 m 量测细沟的宽、深、坡度等指标。细沟的总体积计算公式为:

$$V_s = \sum_{l=1}^m [a_s \times \sum_{k=1}^n (b_k \times h_k) / n] \quad (4)$$

式中: V_s 为细沟的总体积(cm^3); m 为细沟条数; l 为第 m 条细沟; l 的取值范围为 $1 \leq l \leq m$; a_s 为第 m 条细沟的长度; n 为量测一条细沟宽深的次数; b_k 、 h_k 分别代表第 k 段细沟宽度和深度(cm); k 的取值范围为 $1 \leq k \leq n$ 。

那么坡面侵蚀总侵蚀模数为:

$$SEM_s = V_s \times r_d / A_s / yr \quad (5)$$

式中: SEM_s 为坡面总侵蚀量模数($t/(km^2 \cdot a)$); r_d 为土壤体积质量(g/cm^3); A_s 为坡面的汇水面积(m^2); yr 为尾矿堆的堆积年限(a)。

在尾矿区共测量侵蚀坡面 15 个,采集土壤样品 134 个。

1.4 典型路径水土流失监测

选择沟道和沟道外坡面的典型水流路径,沿水流方向每 5 m 或 10 m 设置一个监测点布设标桩,标桩长 25 cm,打入土中深度为 20 cm,另外 5 cm 露出地

表,用油漆区别地表上下的标桩部分。将每个标桩编号并记录 GPS 位置,通过对比降雨前后标桩出露地表的长度来确定监测点处的泥沙侵蚀和堆积状况,共设置水土流失监测标识点 60 处,其中 4 个侵蚀沟道内定点 29 个,沟道外坡面 4 条水土流失路径上定点 31 个。

2 结果与分析

2.1 尾矿堆沟道水土流失状况

表 1 为 4 个典型冲沟汇水单元内沟道侵蚀的调查

表 1 沟道侵蚀观测结果
Table 1 Gully erosion findings

| 冲沟编号 | 长度 (m) | 宽深比 | 切沟条数 | 冲沟体积 (m ³) | 切沟体积 (m ³) | 总体积 (m ³) | 平均体积质量 (g/cm ³) | 总侵蚀量 (t) | 汇水面积 (m ²) | 侵蚀模数 (t/(km ² ·a)) |
|------|--------|------|------|------------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------------|----------|------------------------|-------------------------------|
| 1 | 23.2 | 0.86 | 6 | 40.51 | 6.54 | 47.05 | 1.27 | 59.8 | 109.0 | 21 077.4 |
| 2 | 45.4 | 1.53 | 11 | 261.21 | 180.50 | 441.71 | 1.26 | 556.6 | 365.4 | 58 582.6 |
| 3 | 136.1 | 1.10 | 22 | 775.93 | 210.00 | 985.93 | 1.24 | 1 222.6 | 1 282.6 | 36 661.2 |
| 4 | 42.5 | 1.03 | 9 | 249.40 | 50.90 | 300.30 | 1.37 | 411.4 | 479.4 | 33 006.9 |
| 平均 | 61.8 | 1.13 | 12 | 331.76 | 111.99 | 443.75 | 1.29 | 562.6 | 559.1 | 37 332.0 |

冲沟平均宽度和深度的比值(宽深比)是表征沟道形状的一个参数,研究区汇水单元主沟道的宽深比在 0.86 ~ 1.53,这一数值与孟令钦等^[17]报道的荒地沟道宽深比在 0.76 ~ 1.30 相近。分析宽深比与冲沟侵蚀模数的关系(图 2),可以看出随着宽深比的增加,侵蚀模数呈直线增加的趋势,并且两者有极显著的相关关系($R^2=0.99$)。这是由于在沟道侵蚀的初期,主要表现为沟头下切加深,下切沟头间径流加剧了对沟底的冲刷作用,当沟深达到一定深度后,侵蚀沟沟壁和沟槽两侧出现大量崩塌,沟宽会伴随着沟壁的崩塌而拓宽,

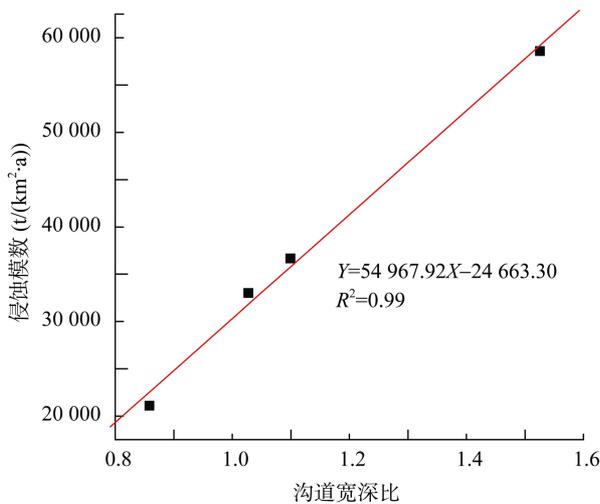


图 2 沟道宽深比与侵蚀模数的关系

Fig. 2 Relationship between width to depth ratio and erosion modulus

结果,冲沟的平均总侵蚀量为 562.57 t,4 号冲沟的总侵蚀量最小为 411.4 t,3 号冲沟的总侵蚀量最大为 1 222.6 t。年沟道平均侵蚀模数为 37 332.0 t/(km²·a),2 号冲沟的冲沟体积占总体积的比例较大,汇水面积较小,侵蚀模数最大为 58 582.6 t/(km²·a)。1 号冲沟的长度、沟道体积小,切沟条数少,侵蚀模数最小为 21 077.4 t/(km²·a)。而 3 号冲沟的长度最长为 136.1 m,尽管其切沟条数、沟道体积及总侵蚀量值都最大,但是由于该汇水单元面积最大,所以侵蚀模数没有 2 号冲沟大。

而此时沟底斜切侵蚀较为缓和^[18]。所以宽深比增大说明沟道发展的程度较高,沟道的侵蚀模数也随之增大。

通过对尾矿堆侵蚀沟道的实地测量,本研究明确了沟道侵蚀是稀土尾矿堆积区的主要水土流失类型,并估算了年均侵蚀模数。需要指出,矿堆坡面面蚀过程也非常强烈,而本研究估算沟道侵蚀体积时所依据的沟道边缘是经面蚀剥离后留存的边缘。事实上,尾矿堆总侵蚀体积不仅包括实地测量估算的现存沟道体积,还包括因坡面侵蚀已经消失的土层,由于实地无法对这部分土层厚度进行测量,所以本研究对尾矿区实际侵蚀强度可能存在一定程度的低估。考虑到尾矿堆沟道侵蚀与坡面侵蚀是同时发生的,可以用坡面细沟侵蚀调查得到的土壤侵蚀模数对沟道总侵蚀量进行补充。

2.2 尾矿堆坡面细沟侵蚀状况

细沟是在坡面径流差异性侵蚀条件下,在坡面上产生的一种小沟槽地形。细沟侵蚀是稀土尾矿堆积体坡面面蚀的一种类型,通过实地测量坡面细沟密度和侵蚀体积计算细沟侵蚀模数(表 2),坡面平均面积为 18.4 m²,细沟平均长度为 18.8 m,细沟平均体积为 0.66 m³,土壤平均体积质量为 1.30 g/cm³。坡面细沟平均侵蚀模数为 1 651.2 t/(km²·a),其中 6 号坡面的坡面面积大、细沟数量多、细沟体积大,所以侵蚀模数也最大为 3 672.2 t/(km²·a),15 号坡面的细沟体积小,侵蚀模数也最小为 414.9 t/(km²·a)。

表 2 坡面细沟侵蚀观测结果
Table 2 Rill erosion findings

| 坡面编号 | 坡面面积 (m ²) | 细沟数量 (个) | 细沟长度 (m) | 细沟体积 (m ³) | 平均体积质量 (g/cm ³) | 侵蚀模数 (t/(km ² ·a)) |
|------|---------------------------|-------------|-------------|---------------------------|--------------------------------|----------------------------------|
| 1 | 30.0 | 7 | 22.7 | 0.31 | 1.20 | 495.3 |
| 2 | 11.3 | 5 | 18.1 | 0.21 | 1.35 | 991.8 |
| 3 | 38.3 | 8 | 36.4 | 1.05 | 1.36 | 1 497.2 |
| 4 | 15.0 | 5 | 16.9 | 0.36 | 1.33 | 1 270.0 |
| 5 | 13.7 | 4 | 21.6 | 0.93 | 1.28 | 3 492.0 |
| 6 | 60.8 | 12 | 58.7 | 4.11 | 1.36 | 3 672.2 |
| 7 | 12.1 | 5 | 18.9 | 0.65 | 1.31 | 2 809.2 |
| 8 | 17.0 | 6 | 18.3 | 0.41 | 1.29 | 1 233.5 |
| 9 | 20.8 | 4 | 19.2 | 0.48 | 1.41 | 1 307.5 |
| 10 | 8.8 | 4 | 11.0 | 0.26 | 1.20 | 1 426.4 |
| 11 | 9.6 | 2 | 6.8 | 0.49 | 1.18 | 2 400.8 |
| 12 | 6.6 | 3 | 7.8 | 0.18 | 1.33 | 1 486.3 |
| 13 | 10.9 | 3 | 7.7 | 0.30 | 1.32 | 1 465.2 |
| 14 | 7.9 | 3 | 7.8 | 0.12 | 1.33 | 806.8 |
| 15 | 13.9 | 4 | 10.3 | 0.11 | 1.30 | 414.9 |
| 平均 | 18.4 | 5 | 18.8 | 0.66 | 1.30 | 1 651.2 |

尾矿堆积体坡面坡度都较大,最小坡度为 27°,最大坡度为 40°,平均坡度都有 37°。一般来说,坡度在 25°~35°和大于 35°的坡面,更容易发生中度、强烈和极强烈侵蚀(土壤侵蚀分类分级标准 SL190-2007)。进一步分析坡面细沟侵蚀模数与坡度的关系,从图 3 可以看出,侵蚀模数随着坡度的增加呈幂指数函数增加的趋势,坡度越大,侵蚀模数增加程度越快,侵蚀模数越大,这说明坡度对坡面细沟侵蚀的发生发展有促进作用。

2.3 尾矿堆总体侵蚀状况

沟道平均侵蚀模数为 37 332.0 t/(km²·a),坡面细

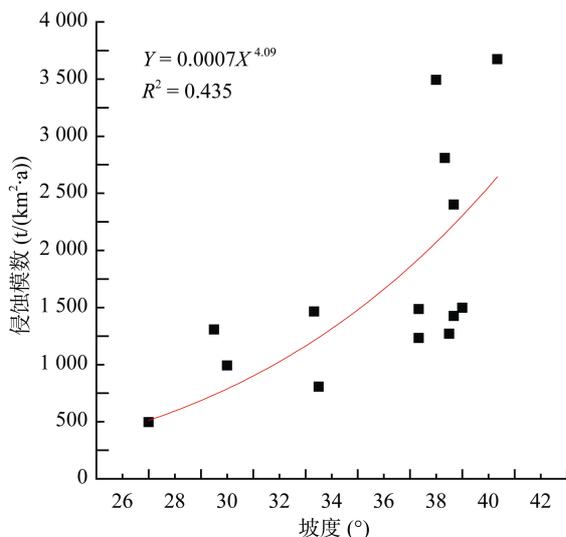


图 3 坡面侵蚀模数与坡度的关系

Fig. 3 Relation between rill erosion modulus and gradient

沟平均侵蚀模数为 1 651.2 t/(km²·a),则尾矿区总侵蚀模数平均约为 3.8×10^4 t/(km²·a)。以往学者的监测和估算结果表明,稀土尾矿区土壤侵蚀模数大约在 $(2 \sim 4) \times 10^4$ t/(km²·a)^[19],而本文的研究结果在其估算的范围内。石辉等^[15]通过实测河流淤积尾矿泥沙断面,考虑流域的泥沙输移比得到稀土尾矿区的土壤侵蚀模数为 3.4×10^4 t/(km²·a),其结果可以当作矿区水土流失的真实值,本文估算尾矿区的土壤侵蚀模数与其研究结果十分相近,证明了本研究结果的可靠性。根据水利部土壤侵蚀分类分级标准(SL190-2007),尾矿研究区水土流失强度超过剧烈侵蚀标准(1.5×10^4 t/(km²·a))的 2 倍,水土流失情况极其严重。

针对稀土尾矿区的水土流失问题,迫切需要采取措施进行治理,由于沟道侵蚀是水土流失的主要类型,改造侵蚀沟道是治理关键。治理时应生物措施和工程措施相结合,根据地形开设好排水沟,进行水平阶整地,阶内设置竹节沟,台阶上挖出植穴,客土施肥后种植脐橙等经济作物。台缘坡面可用稻草混泥土覆盖,并培植生物埂。

2.4 典型路径水土流失动态特征

以 2012 年 6 月 16 日的降雨侵蚀过程为例研究沿径流路径的水土流失动态特征,该场降雨历时 55 min,雨强为 0.91 mm/min。降雨过程中,坡面和沟道的径流汇流在沟道里,顺着沟道的水流路径流出沟口。分析典型侵蚀沟内不同位置标桩记录的侵蚀深度(图 4),图中 Y 轴的负值代表侵蚀,正值代表泥沙

堆积。可以看出，在侵蚀沟内泥沙的状态大体上是一个侵蚀的状态，平均侵蚀深度 1.58 cm。从侵蚀沟起点开始，随着地表径流的汇集，水流能量不断增加，水流携沙力和对地表泥沙的冲刷能力也随之增大，泥沙被分离启动随径流向下迁移，所以侵蚀深度不断增加。从沟头开始到达一定的距离之后，随着水流含沙量的不断增加，流水对地表泥沙的侵蚀能力逐渐减弱，因而侵蚀深度也逐渐减小。分段回归分析结果表明，冲沟内侵蚀深度随距沟头的距离变化可以用两个趋势相反的线性方程进行拟合，拟合方程交点处对应的距离代表了两种变化趋势变化的临界条件，在本研究的条件下冲沟内侵蚀状态在距沟头约 66 m 处出现转折，超过临界距离之后地表虽然仍然呈现侵蚀的状态，但侵蚀的深度逐渐减小。

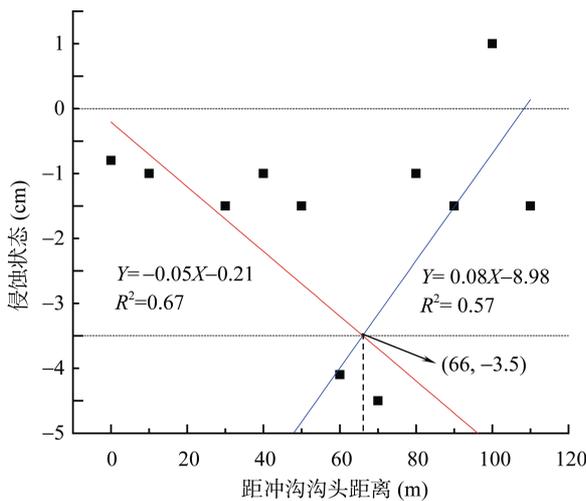


图 4 侵蚀沟内路径的侵蚀状态(其中负值为侵蚀，正值为堆积)
Fig. 4 Erosion condition inside erosion gully

水流携带泥沙逐渐从侵蚀沟内流出沟外，图 5 表示的是典型侵蚀沟外路径标桩记录的侵蚀深度，可见随着距侵蚀沟出口距离的增加，表征水土流失状态的数值呈线性增加的趋势。在 0 ~ 60 m 的距离范围内是侵蚀的状态，随着距出口距离的增加，水流携沙量逐渐饱和，且由于水流发散，径流深度和水流能量减小，因而侵蚀能力降低，侵蚀深度也逐渐减小，最终在 60 m 处侵蚀深度为 0 cm，水土流失状态由侵蚀转为堆积。距侵蚀沟出口距离大于 60 m 后，随着水流能量的减小，泥沙堆积深度也随着距离增加而增加的。

典型路径上的侵蚀动态特征可以用水流搬运泥沙的平衡方程进行解释，这一方程也是目前常用土壤侵蚀过程模型的核心部分。根据泥沙平衡方程，侵蚀量(E)是搬运能力(T_c)和输沙量(qs)的函数： $E/D +$

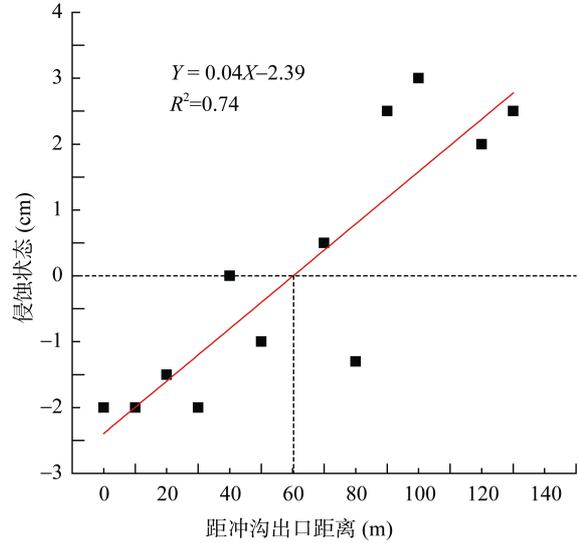


图 5 侵蚀沟外路径的侵蚀状态(其中负值为侵蚀，正值为堆积)
Fig. 5 Erosion condition outside erosion gully

$qs/T_c = 1$ 。当输沙量小于泥沙搬运能力时，侵蚀状态以侵蚀-搬运过程为主，相反，则以侵蚀-沉积过程为主^[20]。Zhang 等^[21]通过试验得到 T_c 是流量和坡度的函数($T_c = 19831q^{1.237}S^{1.227}$)，这说明泥沙搬运能力不会无限增大，它在一定流量坡度条件下是一个稳定的值。而雷廷武等^[22]的研究表明输沙量在一定流量和坡度条件下随着沟长的增加而增加，但增加的幅度变得越来越小，泥沙的含量渐渐趋近一个稳定的值，可以认为该稳定的极限输沙量即为泥沙搬运能力所对应的输沙量，侵蚀量和沉积量达到平衡态，当输沙量大于搬运能力时，泥沙便开始沉积。随着矿堆沟道内水流中的泥沙含量不断增加，侵蚀过程不断减弱而沉积过程逐渐增强，因而到一定距离侵蚀深度逐渐减小，直至由侵蚀状态完全转为沉积状态。

3 结论

1) 综合沟道侵蚀和坡面细沟侵蚀的调查结果，沟道平均侵蚀模数为 37 332.0 t/(km²·a)，坡面细沟平均侵蚀模数为 1 651.2 t/(km²·a)，总侵蚀模数平均约为 3.8×10⁴ t/(km²·a)。随着冲沟宽深比的增加，沟道侵蚀模数增加；随着坡度的增加，坡面侵蚀模数也逐渐增大。

2) 本文量化了尾矿堆沟道内外的水土流失状态，沿水流路径确定了土壤侵蚀与堆积的临界点。侵蚀沟内路径为侵蚀状态，侵蚀深度不断增加，在距沟头约 66 m 处侵蚀深度开始减小，径流流出冲沟后到距离侵蚀沟出口处大约 60 m 的地方侵蚀深度为

0 cm,之后随着距离的增加,泥沙开始逐渐沉积,水土流失状态转为堆积。

3) 由于尾矿中的污染物也随着泥沙、水流的迁移而迁移,进入下游水体,进一步对水体、农田产生污染。所以在今后工作中要进一步研究尾矿堆的污染物随着水流迁移的特征,分析迁移距离、降雨量和坡度等因素对泥沙和污染物搬运量的影响机制,量化泥沙和污染物的迁移过程,建立估算侵蚀量和污染物迁移量的模型。

参考文献:

- [1] 李红卫, 黄小卫. 我国稀土出口现状与对策[J]. 稀土信息, 2005(2): 13-17
- [2] 兰荣华. 赣南离子型稀土矿环境问题及防治对策[J]. 求实, 2004(5): 174-175
- [3] 彭冬水. 赣南稀土矿水土流失特点及防治技术[J]. 亚热带水土保持, 2005, 17(3): 14-15
- [4] Guo GL, Zhou QX. Evaluation of heavy metal contamination in Phaeozem of northeast China[J]. Environmental Geochemistry and Health, 2006, 28: 331-340
- [5] 陈志澄, 黄丽玫, 陈达慧, 赵淑媛, 颜戊利, 吴健. 开采离子型稀土矿床对环境水质影响的研究[J]. 广东医药学院学报, 1992, 8(2): 1-4
- [6] Johannesson KH, Lyons WB, Yelken MA, Gaudette HE, Stetzenbach KJ. Geochemistry of the rare-earth elements in hypersaline and dilute acidic natural terrestrial waters: complexation behavior and middle rare-earth element enrichments[J]. Chemical Geology, 1996, 133(1): 125-144
- [7] 陈志澄, 赵淑媛, 黄丽斌, 黄小涛. 稀土矿山水系中 Pb、Cd、Cu、Zn 的化学形态及其迁移研究[J]. 中国环境科学, 1994, 14(3): 220-225
- [8] 陈志澄, 庄文明, 俞受璠. 华南花岗岩风化壳中稀土元素迁移富集规律研究的新认识[J]. 地球科学进展, 1993, 8(1): 47-48
- [9] 刘胜洪, 张雅君, 杨妙贤, 刘文, 梁红. 稀土尾矿区土壤重金属污染与优势植物积累特征[J]. 生态环境学报, 2014, 23(6): 1 042-1 045
- [10] 魏正贵, 尹明, 张翼, 洪法水, 李冰, 陶冶, 赵贵文, 汪振立, 谢先求. 稀土元素在赣南非稀土矿区和不同稀土矿区土壤-铁芒萁(*Dicranopteris linearis*)系统中的分布、累积和迁移[J]. 生态学报, 2001, 21(6): 900-906
- [11] 高效江, 章申, 王立军, 王玉琦. 赣南稀土矿区环境地球化学景观中稀土元素的迁移特征[J]. 环境科学, 1999, 20(3): 1-4
- [12] 彭冬水. 赣南稀土矿水土流失特点及防治技术[J]. 亚热带水土保持, 2005, 17(3): 14-15
- [13] 周立江, 李冰, 唐大云, 李守剑, 李鉴平. 赣南山地生物措施治理水土流失的研究与实践——江西省信丰县崇墩沟项目区技术方案[J]. 中国水土保持科, 2007, 5(2): 96-101
- [14] 涂宏章, 陈志彪, 余明. 稀土矿废弃区的治理途径探讨[J]. 福建环境, 2002, 19(1): 24-24, 37
- [15] 石辉, 田锋, 黄林, 王峰, 周立江. 红壤区稀土矿开发导致河流泥沙淤积量的估算——以江西省信丰县崇墩沟小流域为例[J]. 水土保持通报, 2005, 25(6): 53-54, 58
- [16] 魏源, 郑文, 陈明秀. 信丰县水土流失及防治[J]. 江西地质, 2000, 14(2): 106-112
- [17] 孟令钦. 东北黑土区沟蚀机理及防治模式的研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2009
- [18] 吴海生, 隋媛媛. 东北黑土区沟道侵蚀及防治技术研究进展[J]. 吉林水利, 2013(7): 47-51
- [19] 刘毅. 稀土开采工艺改进后的水土流失现状和水土保持对策[J]. 水利发展研究, 2002, 2(2): 30-32
- [20] 张玉斌, 郑粉莉, 贾媛媛. WEPP 模型概述[J]. 水土保持研究, 2004, 11(4): 146-149
- [21] Zhang GH, Liu YM, Han YF, Zhang XC. Sediment transport and soil detachment on steep slopes: I. Transport capacity estimation[J]. Soil Science Society of America Journal, 2009, 73(4): 1 291-1 297
- [22] 雷廷武, 张晴雯, 赵军, 唐泽军. 细沟侵蚀动力过程输沙能力试验研究[J]. 土壤学报, 2002, 39(4): 476-482

Water and Soil Loss Research in Rare Earth Tailing Heap in Southern Jiangxi

LU Hui-zhong^{1,2}, LIANG Yin^{1*}, CAO Long-xi¹, CHEN Ling¹

(1 Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2 University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: Southern Jiangxi is an important iron-absorbed rare-earth mineral production base of China, however, strip-mining can influence the soil and environment, especially in water and soil loss. In this study, a typical tailing heap water and soil loss zone was chosen and field measurement was taken to study soil erosion type and degree, meanwhile the typical water and soil loss route was monitored. The result showed that the gully mean erosion modulus were about 3.73×10^4 t/(km²·a), rill mean erosion modulus were 1 651.2 t/(km²·a) and erosion modulus increased with gradient increasing. During the rainfall, a great deal of sediment was transported. The water and soil loss condition inside the erosion gully was in erosion state, and erosion depth constantly increased. The erosion depth turned to decrease at a distance of 66 m far from the gully head, and decreased further when runoff flowed outside the gully. The erosion depth was 0 cm at about 60 m distance outside the gully, then sediment deposited gradually with increasing distance. Finally, the erosion condition turned to deposit.

Key words: Ionic REE mine; Rare earth tailing heap; Water and soil loss