

李俊杰,王仰麟,李定强,等.基于核示踪的深圳市农用地土壤侵蚀特征及评价[J].环境科学研究,2013,26(7):780-786.

LI Junjie, WANG Yanglin, LI Dingqiang *et al.* Characterization and evaluation of agricultural soil erosion in Shenzhen City using environmental radionuclides [J]. Reserach of Environmental Sciences 2013 26(7): 780-786.

## 基于核示踪的深圳市农用地土壤侵蚀特征及评价

李俊杰<sup>1,2</sup>, 王仰麟<sup>3</sup>, 李定强<sup>1</sup>, 卓慕宁<sup>1</sup>, 吴健生<sup>2</sup>

1. 广东省生态环境与土壤研究所, 广东 广州 510650

2. 北京大学深圳研究生院, 城市与人居环境重点实验室, 广东 深圳 518055

3. 北京大学城市与环境学院, 北京 100871

**摘要:** 运用<sup>137</sup>Cs 和<sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub> 联合示踪技术, 考察深圳特区内外典型区域<sup>137</sup>Cs 和<sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub> 面积活度的背景值与变化特征, 以及典型区农用地土壤侵蚀速率、分布特征和主要影响因素。结果表明: ①在城市化剧烈的人为扰动作用下, 深圳市的地表土壤环境已经大部分不具备自然土壤的基本属性。深圳市<sup>137</sup>Cs 面积活度背景值介于 99 ~ 653 Bq/m<sup>2</sup> 之间, 仙湖植物园的<sup>137</sup>Cs 实测面积活度背景值最大(为(653 ± 81) Bq/m<sup>2</sup>), 南澳新大村的<sup>137</sup>Cs 实测面积活度背景值最小(为(99 ± 47) Bq/m<sup>2</sup>)。②随着海拔升高,<sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub> 的实测面积活度背景值呈增加趋势, 这和低纬度地区亚热带海洋性季风气候的水汽运动有关。③深圳市南澳新大村和公明水库陡坡农用地种果造成的土壤侵蚀已达到了极剧烈的程度, 土壤平均侵蚀速率分别高达 6 150 和 40 530 t/(km<sup>2</sup>·a)。深圳市农用地土壤侵蚀具有分布面积广、人为扰动较剧烈、产流产沙集中、侵蚀强度较大等特征。人为扰动主导的土地开发与陡坡种果是造成城市水土流失的主要影响因素。④深圳市近 30 年来快速城市化活动加速了城市土壤侵蚀的发生和发展, 亟待加强开发建设项目水土保持、陡坡还林还草等生态治理工作。

**关键词:** 深圳市; 土壤侵蚀; 核示踪

中图分类号: S151.3 文献标志码: A 文章编号: 1001-6929(2013)07-0780-07

## Characterization and Evaluation of Agricultural Soil Erosion in Shenzhen City Using Environmental Radionuclides

LI Jun-jie<sup>1,2</sup>, WANG Yang-lin<sup>3</sup>, LI Ding-qiang<sup>1</sup>, ZHUO Mu-ning<sup>1</sup>, WU Jian-sheng<sup>2</sup>

1. Guangdong Institute of Eco-environment and Soil Sciences, Guangzhou 510650, China

2. The Key Laboratory for Environmental and Urban Sciences, Shenzhen Graduate School, Peking University, Shenzhen 518055, China

3. College of Urban and Environment Sciences, Peking University, Beijing 100871, China

**Abstract:** Quantitative research on urban soil and water loss is limited because of the complexity of the process and the lack of data accumulation. Nuclear tracer technology is quantitative and has a high resolution, which provides a unique method for understanding the mechanism of urban soil and water loss. A combination of <sup>137</sup>Cs and <sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub> tracing was applied to determine the background inventory of <sup>137</sup>Cs and <sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub> value and characteristics, agricultural soil erosion rate, distribution, and main factors that influence soil erosion in Shenzhen City. The results indicated that: 1) Disturbances from urbanization has greatly altered the natural properties of the surface soil in Shenzhen City. The background inventory of <sup>137</sup>Cs in Shenzhen City ranged from 99 to 653 Bq/m<sup>2</sup>, being highest in Shenzhen City Fairy Lake Botanical Garden at (653 ± 81) Bq/m<sup>2</sup> and lowest in XinDaat (99 ± 47) Bq/m<sup>2</sup>. 2) The background inventory of <sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub> cumulative sedimentation increased with increasing altitude, which is attributed to the amount of the movement of water vapor in the subtropical marine monsoon climate in low-latitude regions. 3) The steep sloped orchards farmland in NanAo and GongMing reservoir in Shenzhen City were seriously eroded, with average soil erosion rates as high as 6,150 and 40,530 t/(km<sup>2</sup>·a), respectively. The agricultural soil erosion in Shenzhen City has a wide distribution area and exacerbated by severe human disturbance, with relatively concentrated runoff and sediment and severe erosion intensity. Land development and steep orchard caused by human disturbance were the

main factors that influence urban soil and water loss. 4) After nearly 30 years of reform and opening-up policies in Shenzhen City, the rapid urbanization accelerated the urban soil erosion. Therefore, projects for soil and water conservation should be implemented, such as returning steep slopes into forests and

收稿日期: 2012-11-21 修订日期: 2013-04-10

基金项目: 国家自然科学基金项目(41001183, 41271517, 40635028)

作者简介: 李俊杰(1979-) 男, 山西忻州人, 副研究员, 博士, 主要从事土壤学与核示踪研究, lijunjie981@126.com.

grasslands, and other ecological management reforms.

**Key words:** Shenzhen City; soil erosion; environmental radionuclides

作为改革开放的先行先试者,深圳市率先享受了其他城市没有的突破体制的优惠政策,也更早地碰到由于高速发展所带来的资源消耗与生态环境破坏造成的种种不和谐、不可持续的问题,成为深圳市未来发展的瓶颈与制约,其中尤为突出的是遭遇了城市发展的土地瓶颈。2011年底,深圳市建设用地面积为934 km<sup>2</sup>,占全市土地总面积的47%,可用的未建设用地面积已近于耗尽,预计到2020年新增可建设用地面积仅剩58 km<sup>2</sup>[1]。然而,在土地资源不足的严峻情况下,近年来快速城市化使一些地区盲目开发,水土保持工作没有跟上,导致严重的水土流失。据2004年的统计数据,深圳市水土流失面积达80.26 km<sup>2</sup>,占全市土地总面积的4.11%。其中城市化或工业化开发区水土流失面积约占总流失面积的80.37% [2]。近年来,随着深圳市水土保持工作得到重视,水土流失的情况有所缓解,但是,截至2009年底,全市水土流失面积仍有52.66 km<sup>2</sup>[3]。水土流失的危害是不仅使城市的生态环境不断恶化,而且大量泥沙淤积排洪河道和城市排水道,严重影响了城市防洪,所造成的水土流失灾害使得已极其匮乏的城市土地面积愈来愈少,这与城市不断发展的经济需求构成了难以调和的矛盾。

<sup>137</sup>Cs核示踪技术已作为一个重要的研究手段应用于土壤侵蚀研究[4-7],我国相关的研究主要集中在北方黄土高原、长江上游地区[8-9]。城市土壤侵蚀因其自身的复杂性,目前在方法学和研究思路仍存在许多缺点与不足,针对剧烈人为扰动的加速,土壤侵蚀的核示踪可以开辟新的研究途径[10-12]。该研究应用核示踪技术对深圳市快速城市化影响下的典型农用地土壤侵蚀特征与土壤侵蚀强度进行评价,以期深圳市城市水土保持工作提供理论依据与基础资料。

## 1 研究区概况

深圳市东临大亚湾和大鹏湾,西濒珠江口伶仃洋。陆域范围为113°15′44″E~114°37′21″E、22°09′00″N~22°51′49″N,全市陆地面积1 952.84 km<sup>2</sup>,海岸线长260 km。深圳市分特区内与特区外,特区外包括宝安、龙岗两区,宝安区位于市西北部,龙岗区位于市东北部,两区合计面积1 557.03 km<sup>2</sup>,占全市陆地总面积的79.73%。特区内包括南山、福田、

罗湖、盐田四区,合称深圳经济特区,位于深圳市南部,东起大鹏背仔角,西至珠江口安乐村,北与宝安、龙岗两区接壤,南邻香港新界,东西长约49 km,南北平均宽约7 km,呈狭长带状,陆地面积395.81 km<sup>2</sup>,海岸线长66.32 km。深圳市的土壤种类按土类、亚类、土属、土种4级系统划分,可划分为6个土类、9个亚类、18个土属、40个土种[13]。

深圳市植被属南亚热带季雨林,林地覆盖率45.34%(包括针阔叶林、疏林、稀树灌丛和果树),自然植被分常绿季雨林、常绿阔叶林、红树林、竹林、稀树灌丛、灌草丛、刺灌丛、草丛等。

## 2 材料与方法

### 2.1 样品采集与测试

调研采样遍及深圳全市,土壤侵蚀的采样点分布在宝安区、福田区、罗湖区和龙岗区,地理位置为22°31′55″N~22°45′57″N、113°50′51″E~114°32′45″E,起于深圳大亚湾核电站,止于深圳福永凤凰山,长度约280 km,穿越深圳市主要的土壤侵蚀分布区。于2009年3月进行土壤样品采集,采样点分布见图1,其中在1、2、4、6、8和9号采样点同时布设参考点。采样点布设采用剖面线法,样品采集采用地形剖面法,每个采样点根据地形特点分别采集坡顶部、坡上部、坡中部和坡下部样品。

将野外采集的土壤样品带回室内,经过自然风干,研磨过筛(孔径2.0 mm),剔除草根、石块等杂物,称300 g供测试放射性核素比活度[14-15]。<sup>137</sup>Cs与<sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub>的比活度采用美国CANBERRA公司高纯锗Gamma能谱仪进行测定,Gamma能谱仪的测定范围为3.0~3 000.0 keV,相对探测效率为50.2%,能量分辨(<sup>60</sup>Co@1 332.5 keV)为2.2 keV。在能量为662.0 keV处测定土壤中<sup>137</sup>Cs的比活度,在能量为46.5 keV处测定土壤中<sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub>的比活度;<sup>226</sup>Ra(在能量为186.2 keV处)的比活度不能直接测定,因此采用其子体<sup>214</sup>Pb(在能量为351.0 keV处)和<sup>214</sup>Bi(在能量为609.0 keV处)的比活度的加权平均值计算得到。测定时间80 000 s左右,测定误差<8% [16-17]。

### 2.2 计算方法

<sup>137</sup>Cs和<sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub>的比活度(*a*)根据式(1)换算成<sup>137</sup>Cs和<sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub>的面积活度:

$$A_a = am/S \quad (1)$$



采样点: 1—大亚湾; 2—南澳新大村; 3—南澳王母新村; 4—比亚迪汽车厂;  
5—平湖市区; 6—仙湖植物园; 7—福田红树林; 8—凤凰山; 9—公明水库。  
底图自国家测绘局网站 ([http://www.gdtr.gov.cn/cms/directory/StandardMap\\_gd\\_sz.jsp](http://www.gdtr.gov.cn/cms/directory/StandardMap_gd_sz.jsp))  
下载, 审图号: 粤S(2009)034号。

图1 深圳市土壤环境放射性核素监测采样点分布

Fig. 1 The location of the sampling sites of environmental radionuclides  
of soil in Shenzhen City

式中:  $A_a$  为  $^{137}\text{Cs}$  或  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  的面积活度,  $\text{Bq}/\text{m}^2$ ;  $a$  为土壤中  $^{137}\text{Cs}$  和  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  的比活度,  $\text{Bq}/\text{kg}$ ;  $m$  为相应采样点采集的土样质量,  $\text{kg}$ ;  $S$  为土钻横断面积,  $\text{m}^2$ 。

应用  $^{137}\text{Cs}$  质量平衡简化模型 (mass balance model I) 的改进形式——非农耕地的扩散-迁移模型来计算土壤侵蚀量:

$$C_u(t) \approx \frac{I(t)}{H} + \int_0^{t-1} \frac{I(t') e^{-R/H}}{\sqrt{D\pi(t-t')}} e^{V^2(t-t')/4D - \lambda(t-t')} dt' \quad (2)$$

式中:  $C_u(t)$  为表层土壤  $^{137}\text{Cs}$  的比活度,  $\text{Bq}/\text{kg}$ ;  $I(t)$  为  $^{137}\text{Cs}$  的沉降通量,  $\text{Bq}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ;  $H$  为  $^{137}\text{Cs}$  在土壤剖面中开始分布的松弛质量浓度,  $\text{kg}/\text{m}^2$ ;  $\lambda$  为  $^{137}\text{Cs}$  的衰减系数,  $\text{a}^{-1}$ ;  $R$  为侵蚀速率,  $\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ;  $D$  为扩散系数,  $\text{kg}^2/(\text{m}^4 \cdot \text{a})$ ;  $V$  为土壤剖面中  $^{137}\text{Cs}$  向下迁移的速率,  $\text{kg}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ ;  $t$  为样品采集年份;  $t'$  为  $^{137}\text{Cs}$  的沉降年份。

对于侵蚀地点来说,  $^{137}\text{Cs}$  面积活度小于当地参考点的面积活度 ( $A_{\text{ref}}$ )。  $R$  (侵蚀速率) 可由  $^{137}\text{Cs}$  面积活度的减少值 ( $A_{\text{is}}(t)$ , 即  $A_{\text{ref}} - A_a$ ) 和表层土壤  $^{137}\text{Cs}$  的活度值 ( $C_u(t')$ ) 根据式(3)计算:

$$\int_0^t PRC_u(t') e^{-\lambda(t-t')} dt' = A_{\text{is}}(t) \quad (3)$$

式中,  $P$  为侵蚀点的粒度校正因子, 用来计算侵蚀速率。

对于沉积地点来说,  $R'$  (沉积速率) 由沉积点  $^{137}\text{Cs}$  的活度值 ( $C_d(t')$ ) 和  $^{137}\text{Cs}$  面积活度的增加值 ( $A_{\text{ex}}(t)$ ) 计算:

$$R' = \frac{A_{\text{ex}}}{\int_{t_0}^t C_d(t') e^{-\lambda(t-t')} dt'} = \frac{A_u - A_{\text{ref}}}{\int_{t_0}^t C_d(t') e^{-\lambda(t-t')} dt'} \quad (4)$$

$$C_d(t') = \frac{1}{\int_S R dS} \int_S P' PC_u(t') R dS \quad (5)$$

式中,  $P'$  为沉积点的粒度校正因子。

扩散-迁移模型考虑了  $^{137}\text{Cs}$  沉降通量的时间变化以及  $^{137}\text{Cs}$  随时间在土壤剖面上的再分布, 比剖面分布模型有所改进, 它适合应用于非农耕地区<sup>[18-20]</sup>。

Walling 等<sup>[21]</sup> 利用世界各地数据校正了以往的模型, 建立了一个更为准确的热核爆炸源  $^{137}\text{Cs}$  背景值模型:

$$A(\varphi, \theta) = 1.10 f_{h_z}(\varphi_z) A_{h_b}(\theta_b) [\beta + \gamma (P/P')^\delta] / \alpha(\varphi_z, \theta_b) \quad (6)$$

式中:  $A(\varphi, \theta)$  为  $^{137}\text{Cs}$  沉降总量,  $\text{Bq}/\text{m}^2$ ;  $f_{h_z}(\varphi_z)$  为 16 个经度带  $^{137}\text{Cs}$  的相对沉降量, 其中  $h=1, 2, \dots, 8$ , 分别代表北半球和南半球,  $z=1, 2, \dots, 8$ ;  $\varphi_z$  为经度带位置;  $A_{h_b}(\theta_b)$  为每个纬度带  $^{137}\text{Cs}$  沉降总量的平均值,  $\text{Bq}/\text{m}^2$ , 其中  $b=1, 2, \dots, 9$ ;  $\theta_b$  为纬度带位置;  $P'=1 \text{ mm}$ , 常数  $\beta, \gamma$  和  $\delta$  分别取值为 0.15、0.051 和 0.4; 常数  $\alpha(\varphi_z, \theta_b)$  的值可以表示为

$$\alpha(\varphi_z, \theta_b) = \frac{1}{S'} \int_{\varphi_z} \int_{\theta_b} dS [\beta + \gamma (P/P')^\delta] = \beta + \frac{\gamma}{S'} \int_{\varphi_z} \int_{\theta_b} dS (P/P')^\delta = \beta + \gamma \overline{(P/P')^\delta} \quad (7)$$

式中:  $S'$  为区域的面积,  $\text{m}^2$ ;  $\overline{(P/P')^\delta}$  为区域内  $(P/P')^\delta$

的平均值.

为了研究在全球尺度上<sup>137</sup>Cs 沉降的经度变异, 该模型将每半球分为 8 个 45° 的区域, 每个区域的<sup>137</sup>Cs 总沉降量根据 Agudo<sup>[22]</sup> 的研究结果所得. 模型按照每 45° 经度和 10° 范围划分为独立区域.

### 3 结果与分析

#### 3.1 研究区<sup>137</sup>Cs 和<sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub> 背景值的确定

该研究选择 6 个背景采样点(见表 1), 每个采样点都尽量选取未受侵蚀或沉积的大面积平坦山顶、非耕作草地或林地作为参考点<sup>[23]</sup>.

表 1 深圳市土壤<sup>137</sup>Cs 和<sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub> 面积活度背景值的基本情况  
Table 1 The background <sup>137</sup>Cs and <sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub> inventory value of soil in Shenzhen City

| 采样点    | 样地类型 | 植被    | 年降水量/mm | 经纬度                        | 海拔/m | 面积活度背景值/(Bq/m <sup>2</sup> ) |                       |                                     |
|--------|------|-------|---------|----------------------------|------|------------------------------|-----------------------|-------------------------------------|
|        |      |       |         |                            |      | <sup>137</sup> Cs 模拟值        | <sup>137</sup> Cs 实测值 | <sup>210</sup> Pb <sub>ex</sub> 实测值 |
| 大亚湾    | 坡地   | 护坡树   | 2 000   | 22°36'09"N、<br>114°32'45"E | 83   | 967.80                       | 0                     | 5 029 ± 931                         |
| 南澳新大村  | 果树地  | 荔枝树   | 2 000   | 22°31'55"N、<br>114°30'59"E | 72   | 967.80                       | 99 ± 47               | 6 380 ± 1 890                       |
| 比亚迪汽车厂 | 荒地   | 杂草    | 1 900   | 22°41'07"N、<br>114°21'51"E | 66   | 947.65                       | 270 ± 78              | 4 025 ± 1 359                       |
| 仙湖植物园  | 林地   | 樟树    | 1 800   | 22°34'29"N、<br>114°09'57"E | 90   | 926.91                       | 653 ± 81              | 6 608 ± 1 280                       |
| 凤凰山    | 林地   | 桉树    | 1 700   | 22°40'42"N、<br>113°50'51"E | 181  | 905.53                       | 176 ± 78              | 7 722 ± 2 223                       |
| 公明水库   | 果树地  | 杂草、灌木 | 1 700   | 22°45'57"N、<br>113°58'52"E | 101  | 905.53                       | 312 ± 90              | 7 658 ± 3 693                       |

从表 1 可见, 深圳市<sup>137</sup>Cs 实测面积活度背景值介于 99 ~ 653 Bq/m<sup>2</sup> 之间. 深圳市仙湖植物园样品的<sup>137</sup>Cs 面积活度背景值最高, 为(653 ± 81) Bq/m<sup>2</sup>; 大亚湾核电站采样点没有测出<sup>137</sup>Cs 面积活度; 距大亚湾约 5 km 远的南澳新大村<sup>137</sup>Cs 面积活度背景值较低, 为(99 ± 47) Bq/m<sup>2</sup>. 根据各采样点的年降水量和经纬度坐标, 应用<sup>90</sup>Sr 和降水量的经验关系模型<sup>[19]</sup>, 对各采样点<sup>137</sup>Cs 面积活度背景值进行模拟. 结果表明, 模拟值比实测值都高. 深圳市地表土壤剧烈的人为扰动已使城市土壤丧失了“历史自然体”的基本属性, 基本上不存在未经扰动、未侵蚀和沉积的自然土壤. 并且深圳市的降水区域差异较大, 此次采样的区域分布较为分散, 地理环境特征不尽相同, <sup>137</sup>Cs 和<sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub> 的面积活度背景值存在较大区域差异. 所以, 采用各采样点<sup>137</sup>Cs 模拟面积活度背景值的平均值(936.87 Bq/m<sup>2</sup>) 作为深圳市<sup>137</sup>Cs 的面积活度背景值. 将该值与广州<sup>137</sup>Cs 历年累积沉降密度数据进行比对发现, 该值比较接近实际, 作为背景值比较可靠<sup>[24-27]</sup>.

深圳市<sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub> 的实测面积活度背景值介于 4 025 ~ 7 722 Bq/m<sup>2</sup> 之间, 比亚迪汽车场的<sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub> 的实测面积活度背景值最小, 为(4 025 ± 1 359) Bq/m<sup>2</sup>; 凤凰山景区的实测面积活度背景值最大, 为(7 722 ± 2 223) Bq/m<sup>2</sup>. <sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub> 的实测面积活度背景值顺序为凤凰

山 > 公明水库 > 仙湖植物园 > 南澳新大村 > 大亚湾观景台 > 比亚迪汽车厂. 随着海拔的升高, <sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub> 的累积沉降量呈增加趋势, 这与高海拔地区的结果<sup>[28]</sup> 相反.

#### 3.2 <sup>137</sup>Cs 比活度随土壤深度的变化

由于一些采样点中<sup>137</sup>Cs 无分布, 因此该研究仅以南澳新大村陡坡果园(2 号采样点) 和公明水库(9 号采样点) 为例进行分析.

土壤剖面<sup>137</sup>Cs 比活度的分布可综合反映土体内部垂直空间的交换强度或人类活动对土地的利用强度. 根据 Walling 等<sup>[29]</sup> 的研究, <sup>137</sup>Cs 比活度一般随土壤剖面深度的增加呈指数递减分布, 通常集中于土壤表层(0 ~ 20 cm) 或犁底层以上<sup>[30]</sup>. 从研究区土壤剖面<sup>137</sup>Cs 比活度分布看, 只有南澳新大村陡坡果园坡下部沉积样点符合这一规律, 呈土壤表层(0 ~ 5 cm) <sup>137</sup>Cs 比活度(2.07 Bq/kg) 高于下层(5 ~ 10 cm) 比活度(1.59 Bq/kg) 的规律, 但剖面分布不完整, 10 cm 以下<sup>137</sup>Cs 缺失. 而坡下部的另外一个平行采样点土壤剖面<sup>137</sup>Cs 无分布. 南澳新大村陡坡果园坡顶部所选 2 个平行采样点, 其中 1 个只有 5 ~ 10 cm 的土层有<sup>137</sup>Cs 分布(1.90 Bq/kg), 另 1 个平行采样点土壤剖面中无<sup>137</sup>Cs 分布. 在坡上部的一个土壤剖面采样点中, 土壤表层(0 ~ 5 cm) 的<sup>137</sup>Cs 比活度为 1.34 Bq/kg, 15 ~ 20 cm 土层的<sup>137</sup>Cs 比活度为 1.07 Bq/kg.

从南澳新大村陡坡果园坡面 $^{137}\text{Cs}$ 土壤剖面分布与坡面间的差异推断,该处土壤剖面上下层的土体扰动很频繁,陡坡(大于 $15^\circ$ )种果造成较为严重的土壤侵蚀。山顶部虽有茂密植被覆盖, $^{137}\text{Cs}$ 仍未呈现完整的剖面分布。究其原因,主要是由于城市化人为活动破坏了土壤肥力与结构,虽然在湿热条件下破坏的植被很容易恢复,但土壤肥力和结构却很难在短期内恢复到自然状态。

### 3.3 $^{137}\text{Cs}$ 与 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 面积活度的计算与分析

根据式(1)和各采样点的 $^{137}\text{Cs}$ 比活度,计算出各采样点的面积活度,表2为陡坡农用地(耕地)坡面不同坡位 $^{137}\text{Cs}$ 的分布情况。 $^{137}\text{Cs}$ 的空间分布受土地利用或垄作方式影响较大,在同一土地利用方式下主要受地形垂直分异因素的影响。由表2可见,南澳新大村陡坡果园 $^{137}\text{Cs}$ 面积活度大小顺序为坡中部>坡下部>坡顶部>坡上部, $^{137}\text{Cs}$ 从坡上部向坡中部骤然增加,坡上部和坡中部 $^{137}\text{Cs}$ 面积活度分别为56.64和162.38  $\text{Bq}/\text{m}^2$ ,坡下部 $^{137}\text{Cs}$ 面积活度为161.74  $\text{Bq}/\text{m}^2$ ,与坡中部面积活度差异不大。这是因为坡上部坡度较大,水土流失较严重,而坡中部和坡下部坡度较缓,坡上部冲刷下来的泥沙在此堆积。

表2 深圳市陡坡果园土壤剖面 $^{137}\text{Cs}$ 面积活度及侵蚀速率  
Table 2 The  $^{137}\text{Cs}$  inventory and soil erosion rate of soil profile of steep sloped orchards in Shenzhen City

| 采样点           | 地形部位 | $^{137}\text{Cs}$ 面积活度/<br>( $\text{Bq}/\text{m}^2$ ) | 年均侵蚀速率/<br>( $\text{t}/(\text{km}^2 \cdot \text{a})$ ) |
|---------------|------|---|--|
| 南澳新大村<br>陡坡果园 | 坡顶部  | 99.36   | —  |
|               | 坡上部  | 56.64   | 8.452  |
|               | 坡中部  | 162.38  | 4.996  |
|               | 坡下部  | 161.74  | 5.008  |
| 公明水库          | 坡顶部  | 311.91  | —  |
|               | 坡上部  | 0   | 112.014  |
|               | 坡中部  | 162.09  | 4.796  |
|               | 坡下部  | 162.19  | 4.794  |

图2是南澳新大村陡坡果园(2号采样点) $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 的坡面分布特征, $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 面积活度的大小顺序为坡中部>坡下部>坡顶部>坡上部,坡中部 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 面积活度最大,为11391.66  $\text{Bq}/\text{m}^2$ 。

南澳新大村陡坡果园坡面 $^{137}\text{Cs}$ 和 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 的分布特征基本一致,随着坡面向下,在坡中部和坡下部 $^{137}\text{Cs}$ 和 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 面积活度有所增加。表明 $^{137}\text{Cs}$ 和 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 在侵蚀作用下,都随泥沙在坡中部和坡下部堆积,迁移规律基本一致。 $^{137}\text{Cs}$ 和 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 的坡面分布特征是土壤侵蚀特征的反映,据此可以示踪坡面尺度上的土壤

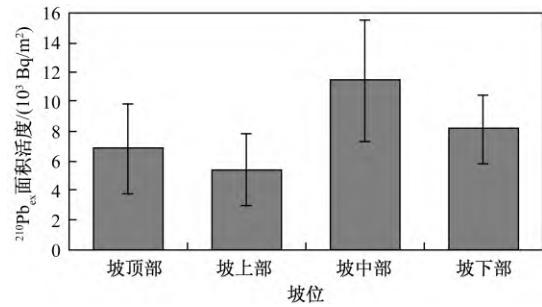


图2 南澳新大村陡坡果园土壤 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 的空间分布特征

Fig. 2 The characterization of spatial distribution of  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  of steep sloped orchards soil in Nanao Xinda

侵蚀规律。南澳新大村陡坡果园核示踪结果说明,该区土壤侵蚀受自然和人为加速侵蚀双重作用的影响。

由表2可见,宝安公明水库陡坡果园坡面坡上部未检出 $^{137}\text{Cs}$ ,表明坡上部水土流失较为剧烈;而坡中部和坡下部 $^{137}\text{Cs}$ 面积活度的差异不大,分别为162.09和162.19  $\text{Bq}/\text{m}^2$ 。由图3可见,公明水库陡坡果园 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 面积活度在不同坡位的空间分布表现为坡顶部>坡上部>坡下部>坡中部。

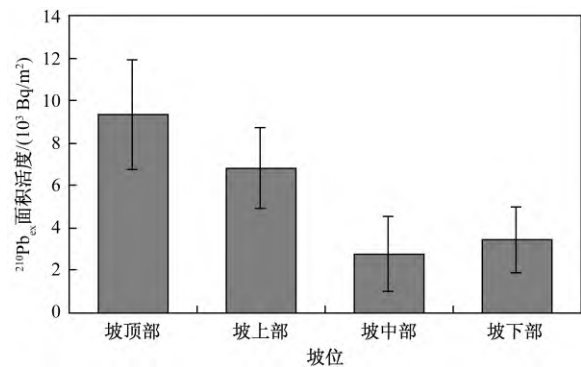


图3 公明水库陡坡果园土壤 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 的空间分布特征

Fig. 3 The characterization of spatial distribution of  $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$  of steep sloped orchards soil in Gongming reservoir

经过配对样本 $t$ 检验结果显示,平湖道路边坡、公明水库荒山与南澳新大村和公明水库陡坡种果的坡面 $^{137}\text{Cs}$ 空间分布之间均存在显著差异。南澳与公明水库陡坡种果坡面 $^{137}\text{Cs}$ 空间分布差异不显著。不同土地利用方式下各坡面景观的 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 空间分布均无显著差异。

应用核示踪技术研究深圳市土壤侵蚀的初步结果表明, $^{137}\text{Cs}$ 和 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 具有示踪中期(40 a)与长期(100 a)土壤侵蚀速率的能力<sup>[20]</sup>。2种核素联合示踪可以揭示不同时期城市土地利用变化对土壤侵蚀的

影响,今后需要进一步加强开展此项研究。

### 3.4 深圳市土壤侵蚀强度分级与评价

广东省水利水电科学研究所和广东省生态环境与土壤研究所等单位在对广东省珠海市水土流失调查的基础上,制定了珠海市城市土壤侵蚀强度分级标准,可以与传统的土壤侵蚀强度分级标准相对照,因此,成为城市土壤侵蚀强度分级的典型参考与代表。城市农用地土壤侵蚀强度评价的分级标准<sup>[31]</sup>见表3。

根据模型<sup>137</sup>Cs mass balance model II 计算出顺坡南澳新大村陡坡果园和公明水库采样点土壤的平均侵蚀速率,结果见表2。由表2可见,南澳新大村和公明水库陡坡农用地种果造成的土壤侵蚀较为严重,土壤年均侵蚀速率的平均值高达6 150和40 530 t/(km<sup>2</sup>·a)。坡上部的土壤侵蚀最为严重,分别达到8 452和112 014 t/(km<sup>2</sup>·a)。坡中部和坡下部土壤侵蚀相对较轻。参照表3中深圳市土壤侵蚀强度分级标准,南澳新大村陡坡果园坡上部土壤侵蚀属极强度侵蚀,坡中部属中度侵蚀,坡下部属强度侵蚀,总体上属于强度侵蚀。公明水库陡坡果园坡上部属剧烈侵蚀,坡中部和坡下部属中度侵蚀,总体上属剧烈侵蚀。

表3 土壤侵蚀强度分级标准<sup>[31]</sup>

Table 3 The classification criteria of soil erosion intensity

| 侵蚀强度级别 | 平均侵蚀速率/<br>(t/(km <sup>2</sup> ·a)) | 平均侵蚀厚度/<br>(mm/a) |
|--------|-------------------------------------|-------------------|
| 微度侵蚀   | <500                                | <0.4              |
| 轻度侵蚀   | 500~2 500                           | 0.4~2.0           |
| 中度侵蚀   | 2 500~5 000                         | 2.0~4.0           |
| 强度侵蚀   | 5 000~8 000                         | 4.0~6.4           |
| 极强度侵蚀  | 8 000~15 000                        | 6.4~12.0          |
| 剧烈侵蚀   | >15 000                             | 12.0~17.6         |

## 4 结论

a) 在快速城市化的人为扰动作用下,深圳市地表土壤环境已经大部分不具备自然土壤的基本属性。工业区、陡坡种果与裸露的山体地表土壤已不复存在,不能作为放射性核素背景值的采样点。深圳市城市生态园林植被保护较好,作为背景值采样具有很好的代表性。低纬度地区亚热带海洋性季风气候的水汽运动对<sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub>的沉降通量影响很大。

b) 深圳市农用地土壤侵蚀具有分布面积广、人为扰动较剧烈、产流产沙集中、侵蚀强度较大等特征。深圳市农用地陡坡种果造成的水土流失较为剧烈,南澳新大村陡坡果园和公明水库土壤平均侵蚀速率高达6 150和40 530 t/(km<sup>2</sup>·a)。土地过度开发与陡坡农用地种果是造成城市水土流失的主要影响因素。

c) 深圳市30 a的城市化发展造成城市土地不堪重负,城市水土流失没有得到很好的控制,仍有进一步加剧的趋势,因此亟待加强开发建设项目水土保持、陡坡农用地还林还草等生态治理工作。

致谢: 感谢中国农业科学院 ALMERA 实验室在样品分析过程中给予的大力帮助。

### 参考文献(References):

- [1] 张林波. 城市生态承载力理论与方法研究: 以深圳为例[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2009: 4-5.
- [2] 水利部珠江水利委员会. 珠江流域2004年水土保持监测公报[R]. 广州: 水利部珠江水利委员会, 2004.
- [3] 肖意, 王敏. 我市水土流失面积今年再降5平方公里: 专家肯定深圳水保成效[N]. 深圳特区报, 2010-03-28(A2).
- [4] FUKUYAMA T, TAKENAKA C, ONDA Y. <sup>137</sup>Cs loss via soil erosion from a mountainous headwater catchment in central Japan[J]. Sci Total Environ, 2005, 350(1/2/3): 238-247.
- [5] 冯腾, 陈洪松, 张伟, 等. 桂西北喀斯特坡地土壤<sup>137</sup>Cs的剖面分布特征及其指示意义[J]. 应用生态学报, 2011, 22(3): 593-599.
- [6] SCHULLER P, WALLING D E, SEPULVEDA A *et al.* Use of <sup>137</sup>Cs measurements to estimate changes in soil erosion rates associated with changes in soil management practices on cultivated land[J]. Appl Radiat Isot, 2004, 60(5): 759-766.
- [7] RODWAY-DYER S J, WALLING D E. The use of <sup>137</sup>Cs to establish longer-term soil erosion rates on footpaths in the UK[J]. J Environ Manage, 2010, 91(10): 1952-1962.
- [8] ZHANG Xinbao, LONG Yi, HE Xiubin, *et al.* A simplified <sup>137</sup>Cs transport model for estimating erosion rates in undisturbed soil[J]. J Environ Radioact, 2008, 99(8): 1242-1246.
- [9] FANG Haiyan, LI Qiuyan, SUN Liying *et al.* Using <sup>137</sup>Cs to study spatial patterns of soil erosion and soil organic carbon (SOC) in an agricultural catchment of the typical black soil region, Northeast China[J]. J Environ Radioact, 2012, 112: 125-132.
- [10] LI Junjie, LI Yong, WANG Yanglin, *et al.* Applicability study of using in-situ gamma ray spectrometry technique for <sup>137</sup>Cs and <sup>210</sup>Pb<sub>ex</sub> inventories measurement in grassland environments[J]. Applied Radiation and Isotopes, 2010, 68(6): 1143-1149.
- [11] 李书鼎. 放射生态学原理及应用[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2005.
- [12] IAEA. Bibliography of publications of <sup>137</sup>Cs studies related to soil erosion and sediment deposition, IAEA-TECDOC-1028 [S]. Vienna: IAEA, 1998.
- [13] 深圳市土壤普查办公室. 深圳土壤[M]. 深圳: 深圳市土壤普查办公室, 1986.
- [14] IAEA. Collection and preparation of bottom sediment samples for analysis of radionuclides and trace elements, IAEA-TECDOC-1360 [R]. Vienna: IAEA, 2003.
- [15] IAEA. Guidelines for radioelement mapping using gamma ray spectrometry data, IAEA-TECDOC-1363 [S]. Vienna: IAEA, 2003.

- [16] IAEA. Quantifying uncertainty in nuclear analytical measurements , IAEA-TECDOC-1401 [S]. Vienna: IAEA 2004.
- [17] 王福钧. 农学中同位素示踪技术[M]. 北京: 农业出版社 ,1989.
- [18] WALLING D E ,HE Q ,WHELAN P A. Using  $^{137}\text{Cs}$  measurements to validate the application of the AGNPS and ANSWERS erosion and sediment yield models in two small Devon catchments[J]. Soil and Tillage Research 2003 69( 1/2 ): 27-43.
- [19] WALLING D E ,ZHANG Y ,HE Q. Models for converting radionuclide (  $^{137}\text{Cs}$  , Excess  $^{210}\text{Pb}$  , and  $^7\text{Be}$  ) measurements to estimates of soil erosion and deposition rates [C]//IAEA: IAEA-RCA mid-term progress review meetings. Beijing: The Chinese Academy of Agricultural Sciences 2005: 5-16.
- [20] ZAPATA F. Handbook for the assessment of soil erosion and sedimentation using environmental radionuclides [M]. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers 2002: 2-9.
- [21] WALLING D E ,HE Q. Final report on IAEA technical contract 10361PRO-RI: the global distribution of bomb-derived  $^{137}\text{Cs}$  reference inventories [R]. Exeter: University of Exeter 2000.
- [22] GARCIA A E. Global distribution of  $^{137}\text{Cs}$  inputs for soil erosion and sedimentation studies [R]. Vienna: IAEA ,1998.
- [23] CAMBRAY R S ,PLAYFORD K ,LEWIS G N J *et al.* Radioactive fallout in air and rain: results to the end of 1988 ,AERE-R-43575 [R]. Harwell: UK Atomic Energy Authority ,1989.
- [24] 叶常青 ,任天山 ,喻名德. 核试验环境辐射与人体健康[M]. 北京: 国防工业出版社 2009.
- [25] 侯兰欣 ,徐世明 ,赵文虎 ,等. 大亚湾核电站周围农业环境的放射性本底调查[R]//中国核科技报告. 北京: 中国核情报中心 , 1996.
- [26] 任天山 ,程建平. 环境与辐射[M]. 北京: 原子能出版社 2007.
- [27] 潘自强 ,刘森林. 中国辐射水平[M]. 北京: 原子能出版社 , 2010.
- [28] 李俊杰 ,李勇 ,王仰麟 ,等. 三江源区东西样带土壤侵蚀的 $^{137}\text{Cs}$ 和 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ 示踪研究[J]. 环境科学研究 ,2009 ,22( 12 ): 1452-1459.
- [29] WALLING D E. Use of  $^{137}\text{Cs}$  and other fallout radionuclides in soil erosion investigations: progress , problems and prospects [R]//Use of  $^{137}\text{Cs}$  in the study of soil erosion and sedimentation. Vienna: IAEA ,1998.
- [30] 董杰 ,杨达源. 三峡库区的土地退化与生态重建[M]. 北京: 科学出版社 2010.
- [31] 中华人民共和国水利部. SL 190—2007 土壤侵蚀分类分级标准[S]. 北京: 中国水利水电出版社 2008.

(责任编辑:潘风云)