

广东省土壤砷元素空间变异与环境意义

陈俊坚¹, 张会化^{1,2*}, 曾晓舵¹, 刘鉴明¹

1. 广东省生态环境与土壤研究所, 广东 广州 510650; 2. 土壤与农业可持续发展国家重点实验室, 中国科学院南京土壤研究所, 江苏 南京 210008

摘要: 利用广东省 260 个土壤剖面数据, 开展区域尺度下的土壤砷(As)元素质量分数的空间分布和垂直变异研究。结果显示, 研究区土壤砷的几何平均质量分数为 $10.4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 高于全国的平均水平 $9.6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。表层土壤 As 的上基线质量分数为 $23.4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。土壤 As 的空间分布特征主要决定其成土母岩的类型, 主要表现为 A、B、C 3 层土壤 As 的空间展布形式相似, 高 As 背景质量分数主要分布于石灰岩和砂页岩地区。此外, 由 A 层至 C 层, As 质量分数呈逐渐增加的趋势 (由低到高依次为 $10.4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, $10.7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, $11.3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$), 但无底层富集特征, 这种垂直变异特征与低有机质含量和强烈的土壤侵蚀作用有关。计算得出, 研究区由土壤侵蚀引发的流入周边水体的土壤 As 每年可高达 1 040 t。

关键词: 土壤砷; 空间变异; 基线质量分数; 广东

中图分类号: X14

文献标志码: A

文章编号: 1674-5906 (2011) 05-0956-06

自然界中砷元素广泛存在于土壤、岩石、水体和动植物的食物链中。自然状态砷的存在常常与火山和地热等热液活动有关。同时, 它也作为重要的污染物存在于许多工业活动地区^[1]。由于砷元素被识别出与膀胱癌、肾癌、肝癌、肺癌和皮肤癌的发生关系密切而引起了广泛的公众关注。

许多由地下水砷污染引发的砷中毒事件频见报端。诸如, 台湾砷中毒事件^[2]、我国内蒙等地的砷中毒事件^[3]和世界上著名的印度孟加拉砷中毒事件^[4-5]。因此, 国际上通常将饮用水中砷含量的最大允许值设定为 $0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 世界卫生组织和环境保护组织从保护人体健康出发, 将这一值设定为 $0.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ^[6-7]。然而, 由于经济实力所限, 大多发展中国家受砷污染影响地区仍以 $0.05 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 作为努力达到的目标。

由于砷污染严重影响人们的身体健康, 因此, 大量的关于地下水中砷的研究工作已广泛开展, 如砷的污染机制和源区分析等^[8-10]。Shepards^[11]将土壤砷质量分数 $40 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 作为影响谷物生长的平均毒害阈值。许炼烽等^[12]在对土壤背景值研究的基础上, 提出了广东省土壤砷的质量分数阈值为 38~47 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。陈同斌等^[13-15]对比北京市土壤背景含量, 探讨了在不同土地利用方式下, 土壤砷的累积影响, 并指出蔬菜砷对北京市部分人群存在健康风险。同时为了有效地降低土壤砷对环境与人体的危害, 大量的相关研究工作已取得较大的进展, 如新的砷超高富集植物的发现和研究^[16-17], 以及对砷污

染土壤施磷促进超富集植物的吸收能力^[18], 和对砷污染土壤施硅可以降低水稻幼苗对砷的吸收等^[19]。

众多研究表明地下水的混染主要来源于自然源区, 土壤退化和侵蚀是土壤砷进入周边水体的重要渠道。以泥沙输移量指示土壤侵蚀的研究得出, 全球因土壤退化或侵蚀造成砷输出量达到 $4.4\times 10^7 \text{ kg}\cdot\text{a}^{-1}$ ^[20], 而每年土壤砷的输入量为 $(2.84\sim 9.4)\times 10^7 \text{ kg}$ ^[21]。世界各地关于土壤砷背景的研究已经得到广泛开展^[22-24], 研究结果表明影响土壤中砷元素质量分数的主要影响因子为区域母岩的分布和人类活动。同时, 气候条件、土壤中有机和无机组分的含量以及氧化还原电位也在一定程度上影响着土壤砷的质量分数水平^[25]。

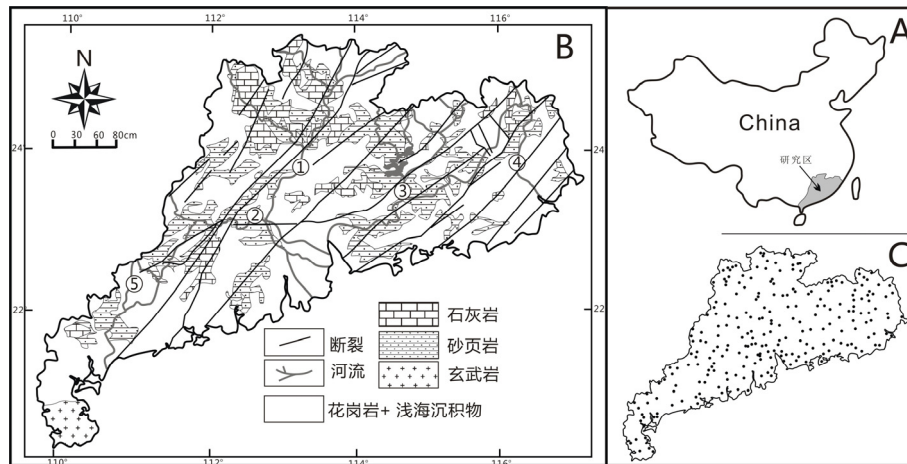
广东省主要富砷母岩为石灰岩和砂页岩, 它们主要形成于早石炭纪到早三叠纪之间。由于大规模的海侵作用, 富砷生物是研究区石灰岩和砂页岩高砷含量的主要原因^[26-27]。新生代以来强烈的构造运动使得广东省地形得到全面抬升, 同时大量花岗岩沿区域断裂广泛侵出, 并切穿周边的石灰岩和砂页岩 (图 1)。与此同时, 由岩浆作用诱发的各种地热活动也频频发生。许多地热研究学者研究发现, 地热活动与发生区的高砷和高汞含量关系密切^[28-29]。因此, 许多复合金属矿床也常常分布于由区域断裂切穿的石灰岩和砂页岩地区。因为砷元素属于硫族元素, 与铁具有很强的化学亲和作用。因此, FeAsS 和它的次生矿物 As_2O_3 是这一区域主要的富砷矿物^[26-27]。

基金项目: 国家自然科学基金项目(40901271); 广东省科技计划项目(2009A020101005); 土壤与农业可持续发展国家重点实验室开放基金项目(0812000048); 广东省科学院优秀青年人才扶持基金项目(2005-04)

作者简介: 陈俊坚(1966年生), 男, 副研究员, 硕士, 从事土壤环境质量评价研究。E-mail: jjchen@soil.gd.cn

*通信作者; Email: hhzhang@soil.gd.cn

收稿日期: 2011-04-27



1-北江; 2-西江; 3-东江; 4-韩江; 5-鉴江

图1 广东省地理位置图(A); 地质构造图, 指示石灰岩和砂页岩的分布(B); 采样点分布图(C)

Fig.1 Location of Guangdong Province in China (A); Geological sketch indicating the distribution of limestone and sandstone (B) and sampling locations (C)

由于强烈的物理化学风化作用和植被破坏, 水土流失现象已经成广东省严重的环境问题, 水土流失面积已高达 1421.57 km², 约占全省面积的 8%^[30]。此外, 在亚热带地区存在频繁的不同界面的砷交换和由微生物作用的砷释放^[20], 与温带气候条件下的土壤砷的滞留时间(1000—3000年)相比, 研究区内土壤砷有着较短的滞留时间^[31]。因此, 对土壤剖面中砷的空间分布和垂直变异的研究对揭示土壤砷的迁移规律和评估土壤砷对周边水体的影响有非常重要的意义。

1 材料和方法

1.1 样品采集和化学分析

本研究采用的基本数据资料来源于“七五”全国土壤元素背景值调查项目——广东部分。采样点位均匀分布于调查区内(图1C)。每个采样点均挖掘土壤剖面采样, 剖面的规格一般为长1.5 m, 宽0.8 m, 深1.2 m。每个剖面采集A、B、C3层土壤。所采土壤样品砷(As)的化学分析采用中子活化分析法(INAA), 具体分析步骤和过程详见文献^[32]。

1.2 数据分析

基本数据统计分析利用SPSS 12.0统计软件进行。由于数据符合对数正态分布的特征(表1和图2), 几何平均值(GM)和几何标准偏差(GSD)分别可以较好的表现数据的中心态势和数据的变异特征。因此, 我们采用土壤样品砷质量分数的GM/GSD²和GM×GSD²值计算砷元素的基线质量分数值(包括了>95%的样品数量)^[23]。

空间插值分析采用普通Kriging方法。对于低密度的背景采样, 普通Kriging方法是一种最好的空间分布线性无偏的预测方法^[33]。所有数据的空间插值和各层土壤砷质量分数等值图的绘制在地统计学软件Surfer 8.0平台上完成。

2 结果

2.1 土壤砷的质量分数

表层土壤砷的质量分数变异范围为1.2~309.2 mg·kg⁻¹, 几何平均值(GM)和算术平均值(AM)分别为10.4和17.7 mg·kg⁻¹。B层质量分数范围为0.6到340 mg·kg⁻¹, 几何平均值和算术平均值为10.7和19.0 mg·kg⁻¹。C层质量分数范围在1.3到255.2 mg·kg⁻¹之间, 几何和算术平均值为11.3和19.6 mg·kg⁻¹。土壤剖面中最高的土壤砷质量分数(340 mg·kg⁻¹)出现在B层中, 且每层土壤的砷质量分数均呈正的偏态分布(表1和图2)。

2.2 土壤特性

A层土壤中有机质的含量范围为0.17%到9.94%(GM为2.37%, AM为2.75%)。B层和C层的质量分数范围分别为0.07%~3.83%(GM 0.82%; AM 0.99%)和0.03%~3.56%(GM 0.49%; AM 0.65%)。最高值和最低值分别出现在A层和C层。土壤剖面中每层的粒径分布基本符合正态分布。从A层到C层的砂粒的算术平均值含量分别为50.4%、43.4%和44.6%, 黏粒含量为18.4%、20.4%和20.1%, 土壤pH值从5.14, 5.34到5.43, 呈弱的增长趋势, 最高值和最低值均出现在C层(表1)。

3 讨论与结论

3.1 表层土壤中土壤砷的基线值

自然背景质量分数通常被定义为在不受人为扰动情况下土壤元素的化学质量分数。但是, 由于污染物长距离的迁移和沉降作用, 几乎不可能建立真实的土壤砷的自然背景质量分数。鉴于此, 基线质量分数作为一个判别洁净土壤的参考值常用来表达土壤元素在特定时间段和地区的质量分数值, 并不代表真实的自然背景质量分数。

表1 广东省土壤剖面中砷元素和部分土壤特性统计数据

Table 1 Summary statistic of the data for 260 soil profiles in Guangdong ("a" indicates untransformed data; "b" indicates log-transformed data).

	样品数	最小值	中值	最大值	偏斜值	AM ± SD	GM ± GSD
A层							
w(As)/(mg·kg ⁻¹)	260	1.2	10.3	309.2	5.6 ^a ; 0.68 ^b	17.7 ± 30.2	10.4 ± 1.5
w(砂粒)/%	256	12.0	51.6	90.0	-0.1	50.4 ± 13.9	48.2 ± 1.2
w(黏粒)/%	256	0.3	17.3	46.7	0.7	18.4 ± 8.9	15.8 ± 1.3
w(有机质)/%	260	0.17	2.42	9.94	1.5	2.75 ± 1.55	2.37 ± 1.29
pH(H ₂ O)	257	4.0	4.9	8.5	1.6	5.17 ± 0.78	5.12 ± 1.06
B层							
w(As)/(mg·kg ⁻¹)	257	0.6	10.4	340.0	5.7 ^a ; 0.39 ^b	19.0 ± 32.4	10.7 ± 1.5
w(砂粒)/%	254	3.0	41.8	91.6	0.5	43.4 ± 15.9	40.3 ± 1.2
w(黏粒)/%	254	0.4	19.2	51.7	0.6	20.4 ± 9.9	17.5 ± 1.3
w(有机质)/%	257	0.07	0.86	3.83	1.7	0.99 ± 0.63	0.82 ± 1.32
pH(H ₂ O)	254	4.1	5.1	8.5	1.5	5.40 ± 0.85	5.34 ± 1.06
C层							
w(As)/(mg·kg ⁻¹)	258	1.3	11.3	255.2	4.6 ^a ; 0.47 ^b	19.6 ± 30.4	11.3 ± 1.5
w(砂粒)/%	255	4.60	43.9	91.6	0.3	44.6 ± 16.7	41.1 ± 1.2
w(黏粒)/%	254	0.30	18.0	51.7	0.9	20.1 ± 10.4	17.1 ± 1.3
w(有机质)/%	258	0.03	0.50	3.56	2.6	0.65 ± 0.57	0.49 ± 1.4
pH(H ₂ O)	256	3.5	5.2	9.0	1.3	5.48 ± 0.83	5.43 ± 1.06

"AM"算数平均值;"GM"几何平均值;"SD"标准偏差;"GSD"几何标准偏差;"a"为原始数据;"b"为对数转换数据。

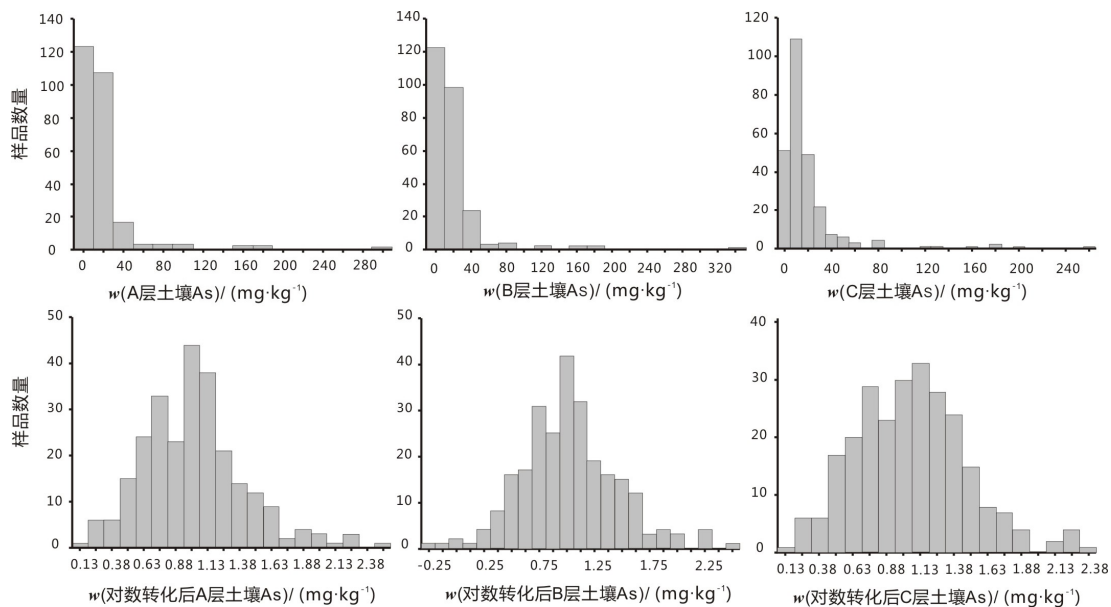


图2 广东省土壤剖面中砷元素频谱图(上为原始数据;下为对数转化数据)

Fig.2 Distribution frequency of Arsenic concentration in A-, B-, and C-Horizon soils in Guangdong (up: origin data; down: log-10 transformed data)

本次研究得出广东省表层土壤中砷元素的背景质量分数为 $10.4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 高于全球土壤的平均砷元素水平 $5\sim 7.5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 也高于我国表层土壤的砷元素平均值 $9.6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。利用土壤砷元素的几何平均值(GM)和几何平均方差(GSD)计算 GM/GSD^2 和 $\text{GM}\times\text{GSD}^2$, 得出基线质量分数为 $4.7\sim 23.7 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。土壤砷元素质量分数数据呈明显的对数正态分布特征(图2)。因此, 几何平均质量分数和几何平均方差较算术平均值和算术平均方差更好的

表现了数据分布的中心趋势。通过对数据的对数转换, 最大限度地减小了少量高值的影响, 上基线质量分数值(UBC) $23.4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 可以作为较好的清洁土壤的参考标准。

为了合理的评价和建立土壤背景质量分数, 我们利用砷元素质量分数的普通概率关系曲线图进行了数据验证。土壤砷($\log[\text{As}]$)的累积频率沿近直线分布(图3)。这种直线分布特征说明这批数据来源于单一的数据群, 同时也指示了本次研究获得

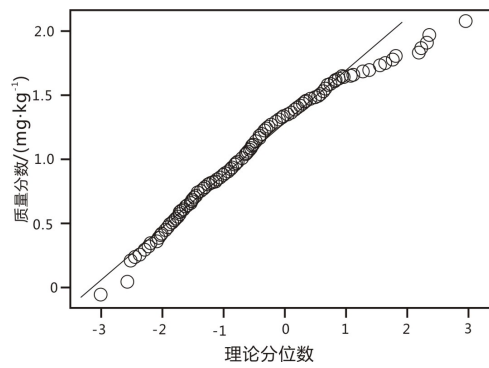


图3 广东省表层土壤中土壤全砷含量的对数正态概率关系
Fig.3 Lognormal probability plot for total arsenic concentration in Guangdong surface soils (A-horizon soil)

土壤砷元素质量分数数据能够最大限度地代表土壤背景质量分数，所受人影响程度较低。值得注意的是累积曲线的上尾（大约包括了 15 个样品点）明显低于参考线。这一现象暗示了在高砷质量分数地区，存在着明显的可能由土壤退化或侵蚀造成的砷元素流失。

3.2 砷元素质量分数与土壤特性相关分析

含有较高黏土矿物和有机质的土壤倾向于富集较高水平的金属元素，它们具有明显的与金属元素结合的特点。Chen^[23]在对美国佛罗里达州表层土壤中砷元素质量分数影响因子的研究中指出，黏土含量、有机质含量和土壤 pH 值与土壤砷含量有着强的正相关。然而，对于在广东这种湿热气候条件下的土壤具有较短的成土年龄，这种相关性是非常不明显的。

对广东省土壤剖面的研究得出，土壤特性和土壤砷含量之间不存在明显的线性关系（表 2）。仅在 A 层土壤中砷含量与黏土含量表现出显著的正相关，相关系数为 0.137。大量的研究表明土壤的成土过程决定于研究区的气候条件、有机质含量、地形、植被、时间和地质等因素。本次对广东省土壤的研究揭示出在该区有机质和黏土含量不是决定土壤砷元素质量分数变异和空间分布的主要因素。表层土壤中与黏土含量的弱相关应该是母岩快速风化作用的结果。因此，由于强烈的风化作用和母岩的矿物成分和结构特点，研究区土壤具有一个较短的成土过程。较其他影响因素而言，母岩矿物组成在土壤砷元素的质量分数变异和空间变异上起着非常重要的作用。

3.3 砷元素的空间分布和垂直变异分析

我们利用地统计普通 Kriging 方法对所获得数据点进行空间插值作图，所得土壤剖面中砷元素质量分数空间变异图（图 4）。表层土壤反映了大气圈、生物圈和岩石圈的相互作用；B 层通常用于研究土

表 2 $\log_{10}\text{As}$ 与部分土壤特性 Pearson 相关性分析

Table 2 Pearson correlations between $\log_{10}\text{As}$ content and some soil properties

A层	w(As)/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	w(有机质)/ %	w(黏土)/ %	w(砂粒)/ %	pH
w(As)/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	1.000	0.008	0.137*	-0.098	0.047
w(有机质)/%		1.000	0.147*	-0.111	-0.060
w(黏土)/%			1.000	-0.684**	0.074
w(砂粒)/%				1.000	0.192**
pH					1.000
B层	w(As)/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	w(有机质)/ %	w(黏土)/ %	w(砂粒)/ %	pH
w(As)/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	1.000	-0.013	0.119	-0.132*	0.031
w(有机质)/%		1.000	0.290**	-0.131*	0.223**
w(黏土)/%			1.000	-0.519**	0.170**
w(砂粒)/%				1.000	0.054
pH					1.000
C层	w(As)/ ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	w(有机质)/ %	w(黏土)/ %	w(砂粒)/ %	pH
w(As)/($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	1.000	-0.009	0.112	-0.113	0.084
w(有机质)/%		1.000	0.427**	-0.192**	0.177**
w(黏土)/%			1.000	-0.475**	0.196**
w(砂粒)/%				1.000	0.041
pH					1.000

“*”指示 5%水平相关；“**”指示 1%水平相关

壤的成土过程；而 C 层较大程度的代表了各样点的岩石圈成分，即地质背景值。

土壤学家王云和魏复盛院士对全国 4 095 个发育于不同母岩类型上的土壤样品的统计结果显示，土壤砷的背景质量分数主要受控于母岩的矿物组成，给出了发育于沉积岩的土壤砷质量分数分别为 15.6（石灰岩）、12.2（页岩）、11.0（砂页岩）和 10.7（砂岩） $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，均高于全国土壤砷的平均背景含量 9.6 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。而具较低砷质量分数的土壤发育母岩为花岗岩，平均含量为 5.9~6.6 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[27]。

本研究指出 260 个土壤剖面从 A 层到 C 层砷质量分数数据的几何平均值分别为 10.4、10.7 到 11.3 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，呈明显的增长趋势（表 1）。砷元素质量分数等值图展示了相似的空间分布特征（图 4）。这种相似性表现为具有高质量分数砷的土壤样品通常主要位于石灰岩和砂页岩地区（图 4 和图 1）。进一步证明了广东省土壤砷的空间分布主要取决于区域母岩的特性，与土壤黏土含量和有机质关系不明显，也证明人为砷的输入在区域尺度上并非一个重要的影响因素。

我们的研究表明尽管在土壤剖面中由 A 到 C 层砷质量分数表现出增长的趋势，但是又没有明显的底层富集现象。这种现象可能和如下因素有着密切的关系：

（1）表层土壤中具有较低的有机质含量（平均

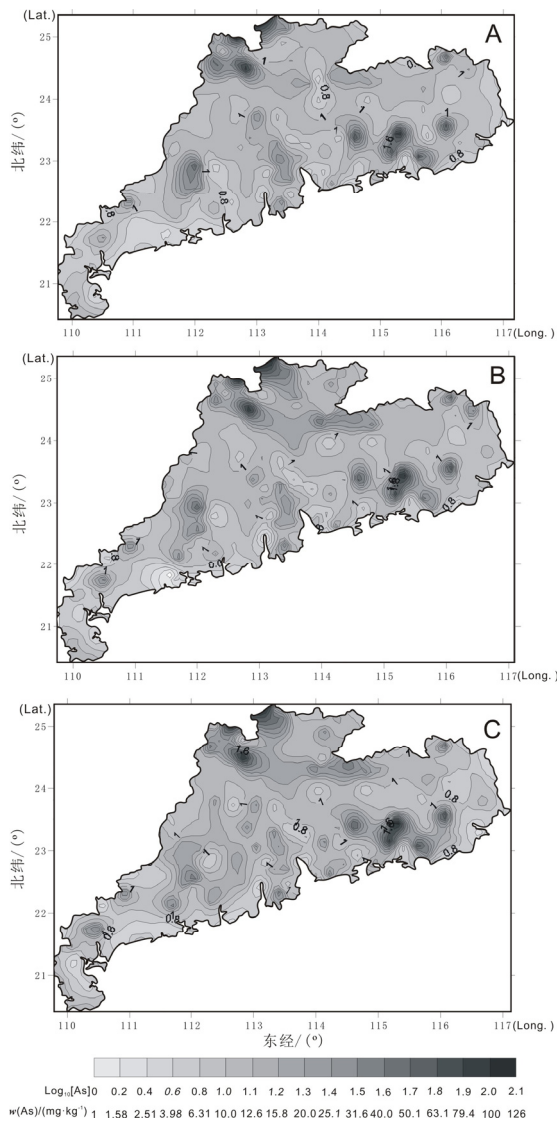


图4 广东省土壤剖面中(A、B和C层)土壤砷元素的空间分布
Fig.4 Spatial distributions of Arsenic concentrations in A-, B-, and C-Horizon soils in Guangdong, China

值为 2.75%), 不具有自然的生物地球化学屏障作用, 不能够阻止土壤元素随渗出水向下渗滤。

(2) 研究区亚热带水热条件下, 较低的土壤 pH 值和广泛分布的半风化花岗岩母岩高的透水性均会诱导上层土壤砷元素向底层或地下水迁移。

(3) 由土壤退化或土壤侵蚀产生的持续的砷流失现象明显, 并且最终进入周边水体。粗略估计, 广东省土壤面积为 147 458 km², 平均土壤密度为 1×10³ kg·m⁻³。年土壤侵蚀量为 1×10⁸ t, 主要分布沿韩江、北江、东江和西江水域分布^[34]。按照上述数据计算, 每年至少有 1 040 t 砷由于土壤侵蚀而进入周边水体; 因此, 西江、北江和东江平均砷元素质量分数分别高达 45.1、68.2 和 21.6 mg·kg⁻¹, 其中铁质量分数分别高达 4.96%、4.21% 和 3.96%^[35]。Peters 等^[36]的研究指出沉积物中结合的砷主要受控于风化作用、土壤侵蚀作用和富砷的氢氧化物的沉积作

用; 进入水体后, 通过溶解的铁单质和硫化物的还原作用释放入水体中。

此外, 石灰岩和砂岩地区通常被区域断裂所切割(图 1), 从而为土壤砷更易于进入地下水提供了通道。因此, 自然条件下的土壤侵蚀和垂直迁移过程对研究区的地表和地下水体的质量存在着潜在的威胁。

参考文献:

- [1] 谢正苗, 黄昌勇, 何振立. 土壤中砷的化学平衡. 环境科学进展[J]. 1998, 6(1): 22-37.
XIE Zhengmiao, HUANG Changyong, HE Zhengli. Chemical Equilibria of Arsenic in Soils. Advances in Environmental Science [J]. 1998, 6(1): 22-37.
- [2] THORNTON I, FARAGO M. The geochemistry of arsenic, in: Abernathy, C.O., Calderon R.L., Chappel, W.R. (Eds.), Arsenic: Exposure and health effects [M]. London: Chapman and Hall, Kluwer Academic Publisher, 1997: 1-16.
- [3] WANG L F, HAN J H. Chronic arsenism from drinking water in some areas of Xinjiang, China. In: Nriagu, J.O. (Ed), Arsenic in the Environment, Part II: Human Health and Ecosystem effects [M]. New York: John Wiley & Sons, 1994: 159-172.
- [4] NICKSON R T, MCARTHUR J M, BURGESS W G, et al. Arsenic poisoning of Bangladesher groundwater. Nature [J]. 1998, 395: 338.
- [5] ACHARYYA S K, CHAKRABORTY P, LAHIRI S, et al. Arsenic poisoning in the Ganges delta. Nature [J]. 1999, 401: 545.
- [6] ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Integrated Risk Information System (IRIS), Arsenic, Inorganic. CASRN 7400-38-2. U.S. Cincinnati, OH, 1998.
- [7] WHO. Arsenic Compounds, Environmental Health Criteria 224, second ed. World Health Organization, Geneva, 2001.
- [8] PETERS S C, BLUM J D, KLAUE B et al. Arsenic occurrence in New Hampshire drinking water. Environmental Science and Technology [J]. 1999, 33: 1328-1333.
- [9] BERG M, TRAN H C, NGUYEN T C, et al. Arsenic contamination of groundwater and drinking water in Vietnam: a human threat. Environmental Science and Technology [J]. 2001, 35: 2621-2626.
- [10] MAARTHUR J M, RAVENSCROFT P, SAFIULLA S, et al. Arsenic in groundwater: Testing pollution mechanism for sedimentary aquifers in Bangladesher. Water Resources Research [J]. 2001, 37: 109-117.
- [11] SHEPPARDS S C. Summary of phytotoxic levels of soil arsenic. Water Air and Soil Pollution [J]. 1992, 64: 539-550.
- [12] 许炼烽, 刘腾辉. 广东省土壤环境背景值和临界含量的地带分异. 华南农业大学学报[J]. 1996, 17(4): 58-62.
XU Lianfeng, LIU Tenghui. The zonal differentiation of soil environmental background values and critical contents in Guangdong. Journal of South China Agricultural University [J]. 1996, 17(4): 58-62.
- [13] 陈同斌, 郑袁明, 陈煌, 等. 北京市土壤重金属含量背景值的系统研究. 环境科学[J]. 2004, 25(1): 117-122.
CHEN Tongbing, ZHENG Yuanming, CHEN Huang, et al. Background Concentrations of Soil Heavy Metals in Beijing. Environmental Science [J]. 2004, 25(1): 117-122.
- [14] 陈同斌, 郑袁明, 陈煌, 等. 北京市不同土地利用类型的土壤砷含量特征[J]. 地理研究, 2005, 24(2): 229-235.
CHEN Tongbing, ZHENG Yuanming, CHEN Huang, et al. Arsenic Accumulation in Soils for Different Land Use Types in Beijing. Geographical Research [J]. 2005, 24(2): 229-235.
- [15] 陈同斌, 宋波, 郑袁明, 等. 北京市蔬菜和菜地土壤砷含量及其健康风险分析[J]. 地理学报, 2006, 61(3): 297-310.
CHEN Tongbing, SONG Bo, ZHENG Yuanming, et al. A Survey of Arsenic Concentrations in Vegetables and Soils in Beijing and the

- Potential Risks to Human Health. *ACTA GEOGRAPHICA SINICA* [J]. 2006, 61(3): 297-310.
- [16] 陈同斌, 韦朝阳, 黄泽春, 等. 砷超富集植物蜈蚣草及其对砷的富集特征[J]. *科学通报*, 2002, 37(3): 207-210.
- [17] 韦朝阳, 陈同斌, 黄泽春, 等. 大叶井口边草——一种新发现的富集砷的植物[J]. *生态学报*, 2002, 22(5): 777-778.
- WEI Chaoyang, CHEN Tongbing, HUANG Zhechun. Cretan Brake (*Pteriscretica* L.): an Arsenic-accumulating Plant[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(5): 777-778.
- [18] 廖晓勇, 陈同斌, 谢华, 等. 磷肥对砷污染土壤的植物修复效率的影响: 田间实例研究[J]. *环境科学学报*, 2004, 24(3): 455-462.
- LIAO Xiaoyong, CHEN Tongbing, XIE Hua, et al. Effect of application of P fertilizer on efficiency of As removal from As-contaminated soil using phytoremediation[J]: Field study. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2004, 24(3): 455-462.
- [19] 郭伟, 朱永官, 梁永超, 等. 土壤施硅对水稻吸收砷的影响[J]. *环境科学*, 2006, 27(7): 1393-1397.
- GUO Wei, ZHU Yongguan, LIANG Yongchao, et al. Effect of Application of Silicon on Arsenic Uptake by Rice Seedlings in Soil[J]. *Environmental Science*, 2006, 27(7): 1393-1397.
- [20] MATSCHULLAT J. Arsenic in the geosphere – a review[J]. *Science of the Total Environment*, 2000, 249: 279-312.
- [21] CHILVERS D C, PETERSON P J. Global cycling of arsenic. In: Hutchinson, T.C., Meema, K.M., editors. Lead, mercury, cadmium, and arsenic in the environment. Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) 31[M]. New York: John Wiley & Sons, 1987, 279-301.
- [22] CHEN M, MA L Q, WILLIE G H. Baseline concentrations of 15 trace elements in Florida surface soils[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1999, 1173-1181.
- [23] CHEN M, MA L Q, HOOGEWEG C G, et al. Arsenic background concentration in Florida, U.S.A. surface soil: determination and interpretation[J]. *Environmental Forensics*, 2001, 2: 117-126.
- [24] ZHANG X P, DENG W, YANG X M. The background concentrations of 13 soil trace elements and their relationships to parent materials and vegetation in Xizang (Tibet), China[J]. *Journal of Asian Earth Sciences*, 2002, 21: 167-174.
- [25] MANDAL B K, SUZUKI K T. Arsenic round the world: a review[J]. *Talanta*, 2002, 58: 201-235.
- [26] 刘安世. 广东土壤[M]. 广东省土壤普查办公室. 北京: 科学出版社, 1993.
- GSGIO. Guangdong soil. Liu, A.S., editor. Guangdong Soil General Investigation Office[M]. Beijing: Science publish house, 1993.
- [27] 王云, 魏复盛. 土壤环境元素化学[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1995: 42-58.
- WANG Yun, WEI Fusheng. Chemistry of elements in the pedosphere environment [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 1995: 42-58.
- [28] ZHU B Q, ZHU L X, SHI C Y, et al. Application of geochemical methods in the search for geothermal fields[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 1989, 33: 171-183.
- [29] ZHU B Q, YU H. The use of geochemical indicator elements in the exploration for hot water sources within geothermal fields[J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 1995, 55: 125-136.
- [30] 朱立安, 王继增, 卓慕宁, 等. 广东省土壤侵蚀宏观区域差异分析[J]. *水土保持通报*, 2003, 23(3): 36-38.
- ZHU Lian, WANG Jizheng, ZUO Muning, et al. Regional Disparity of Soil and Water Loss in Guangdong Province[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2003, 23(3): 36-38.
- [31] BOWEN H J M. Environmental chemistry of the elements[M]. Academic press, London, 1979: 333.
- [32] ZHANG H H, YUAN H X, HU Y G, et al. Spatial distribution and vertical variation of arsenic in Guangdong soil profiles, China[J]. *Environmental Pollution*, 2006, 144(2): 492-499.
- [33] CRESSIE C. Statistics and Data Analysis in Geology, second ed [M]. New York: John Wiley & Sons, 1991.
- [34] 张经纬, 姚清尹, 李焕珊. 华南坡地研究[M]. 北京: 科学出版社, 1994.
- ZHANG Jingwei, YAO Qingyi, LI Huashan. Study on slope land in south China [M]. Beijing: Science Press, 1994.
- [35] ZHANG C S, WANG L J. Multi-element geochemistry of sediments from the Pearl River system, China[J]. *Applied Geochemistry*, 2001, 16: 1251-1259.
- [36] PETERS S C, BLUM J D, KLAUE B, et al. Arsenic occurrence in New Hampshire drinking water[J]. *Environmental Science and Technology*, 1999, 33: 1328-1333.

Spatial variation and environmental indications of soil arsenic in Guangdong province

CHEN Junjian¹, ZHANG Huihua^{1,2}, ZENG Xiaoduo¹, LIU Jiangming¹

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

2. State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Nanjing 210008, China

Abstract: Total of 260 soil profiles were reported to investigate the arsenic spatial distribution and vertical variation. The arsenic geometric mean concentration of 10.4 mg·kg⁻¹ was higher than that of China. An upper baseline concentration of 23.4 mg·kg⁻¹ was estimated for surface soils. Arsenic spatial distributions presented the similar patterns that high arsenic concentration mainly located in limestone and sandshale areas, indicating that soil arsenic distribution was dependent on bedrock properties. From A- to C-horizon arsenic geometric mean concentrations had an increasing tendency of 10.4, 10.7 to 11.3 mg·kg⁻¹. This vertical variation may be related to the lower soil organic matter and soil degradation and erosion. Consequently, the soil arsenic export into surface and groundwater would reach 1 040 t·a⁻¹ in the study area.

Key words: Soil arsenic; Spatial variation; Baseline concentration; Guangdong