

doi: 10.11720/wtyht.2020.1288
杨剑洲,龚晶晶,唐世新,等.广东省部分地区土壤放射性核素的测定和剂量评估[J].物探与化探,2020,44(2):419-425.http://doi.org/10.11720/wtyht.2020.1288
Yang J Z, Gong J J, Tang S X, et al. The determination of radioactivity concentrations in soil samples and dose assessment in parts of Guangdong Province [J]. Geophysical and Geochemical Exploration, 2020, 44(2): 419-425. http://doi.org/10.11720/wtyht.2020.1288

广东省部分地区土壤放射性核素的测定和剂量评估

杨剑洲^{1,2}, 龚晶晶^{1,2}, 唐世新^{1,2}, 胡树起^{1,2}

(1.中国地质科学院地球物理地球化学勘查研究所,河北廊坊 065000; 2.自然资源部地球化学探测重点实验室,河北廊坊 065000)

摘要:天然及人工放射性是目前生态研究领域的热点之一。在本次试验中,抽查了广东省内不同土壤(沉积物)类型中放射性核素²³⁸U、²³²Th、²²⁶Ra 和⁴⁰K 的含量,49 件样品中²³⁸U、²³²Th、²²⁶Ra 和⁴⁰K 的含量分别为 84.3(17.9~209.1) Bq/kg、103.0(10.6~263.8) Bq/kg、77.7(12.0~206.0) Bq/kg 和 463.3(15.3~1557.6) Bq/kg,地表空气中的伽马吸收剂量率为 126.8(27.2~265.9) nGy/h。研究区样品的等效镭为 260.7(33.5~619.0) Bq/kg,外部危害指数值为 1.2(0.15~2.8),年有效剂量率确定在 155.5(33.3~326.1) μSv/y。将每件样品分为岩石背景、地貌背景和土壤类型三个变量因子,随机森林分析表明,样品中的放射性核素分布主要受控于不同的岩石背景,其次为土壤类型和地貌特征。与国内外不同地区的研究对比,广东省内土壤样品中的放射性核素浓度高于国内和全球的平均值,但放射性水平在安全范围内。

关键词:土壤;环境放射性;辐射剂量;岩石背景;广东省

中图分类号: P632 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-8918(2020)02-0419-07

0 引言

天然放射性是地球放射性背景的主要组成部分^[1-2]。全球不同地区放射性核素水平相差悬殊,比活度差距可达数百贝克每千克^[3]。而在高剂量辐射中持续暴露会导致多种疾病^[4-5]。土壤是放射性核素转移到环境的主要辐射源之一^[6],测定一个地区土壤中的放射性核素浓度有助于了解当地的自然放射水平。研究土壤中各种放射性核素的比活度还可用于了解核素的分布规律以及为辐射防护提供建议^[7-12]。例如,大量使用磷酸盐、碳酸钾类化肥会导致土壤中的 U、Th、K 富集,以致产生放射性异常^[13-14];放射性核素²³⁸U 的比活度受大地构造影响,可用于在平原地区识别褶皱断裂^[15];岩石和土壤中的²³⁸U/²³⁵U 比值不易发生分馏,而通常保持不

变,其比活度的研究可以用于鉴别铀的人工污染^[1]。因此,研究土壤中放射性核素水平不仅对农业、生态、地质提供重要信息,还对放射性风险评估和人类健康保护具有积极的意义。

不同的地质背景、地貌环境和土壤类型都可能影响土壤天然放射性核素的分布。广东省是我国天然辐射高本底区域之一^[16],区域内地质背景复杂、地貌类型多样且发育多种土壤类型^[17]。不同属性土壤天然放射性核素的测定可以研究它们的分布规律。通常在沉积岩背景区形成的土壤具有较低含量的放射性核素,而在花岗岩背景区形成的土壤可能继承成土母岩的化学特点,并形成辐射异常区^[9, 18]。因此,有必要对省内土壤天然放射性核素分布进行调查和研究。本次研究选取省内代表性土壤样品,测试放射性核素²³⁸U、²³²Th、²²⁶Ra 和⁴⁰K 的浓度以及距离地表 1 m 处的 γ 辐射剂量率,用于分析

岩石背景、地貌背景、土壤类型 3 个因子对天然放射性核素的分布影响;并与前人获得的数据对比,评价广东省土壤放射性核素水平,为辐射防护提供科学依据。

1 区域地貌概况

广东省大地构造位置上处于欧亚大陆板块东南缘,濒临太平洋板块,为环太平洋中—新生代巨型构造—岩浆带的陆缘活动带的一部分^[17]。区内地势北高南低,东、西向腹部倾斜,山地、丘陵广布,海拔 500 m 以上的山地约占 31.4%,丘陵约占 24.9%,平原约占 22.7%,台地约占 20.3%^[19](图 1)。全省山脉大多与地质构造走向一致,以 NE—SW 走向发育较多;平原由珠江三角洲平原、潮汕平原、清远等冲积平原组成;台地多分布在雷州半岛,由多次喷发的玄武岩组成^[17]。构成各类地貌的基岩以沉积岩最为广泛,其次为岩浆岩和变质岩^[17]。

2 样品采集与测试

本次研究结合广东省卫星遥感影像和 1:25 万地质图,采集不同地貌类型、不同岩石背景条件下具

有代表性的土壤用于测试分析。

在经纬网组成的每个完整大格内采集 1~4 件样品,采样点位选择在地势平坦、未受污染、含砂石量少、土层较厚和非积水的地方(水稻田除外)。在 10 m×10 m 范围四角和中心布设 5 个子采样点,去除地表浮土后,每个子采样点取长 10 cm×宽 10 cm×深 10 cm 子样混合为 1 个样,去除石块、杂草,取 3 kg 以上样品装入衬有塑料袋的样品袋中。土壤样品于实验室烘干至恒重,用粉碎机磨制样品均一化后过 60 目尼纶筛。为保证所测核素母—子体达到放射性平衡^[3],样品密封保存 4 周后待测。

土壤核素测量仪器为 GEMX7080P4 型高纯锗 γ 谱仪(相对效率 66%),伽马能谱采集时间为 72h。具体实验参数见表 1。详细实验方法参照《用半导体 γ 谱仪分析低比活度 γ 放射性样品的标准方法》(GB 11713-89)^[21]。

空气中 γ 辐射吸收剂量率测量采用 6150AD-b γ 辐射剂量率仪。测量采样点中心地表 1m 处 γ 辐射吸收剂量率,待仪器稳定后,读取 20 组数据并取平均值,扣除宇宙射线响应值后作为该点实测值。具体操作方法参照《环境辐射监测技术规范》(HJT61-2001)^[22]。

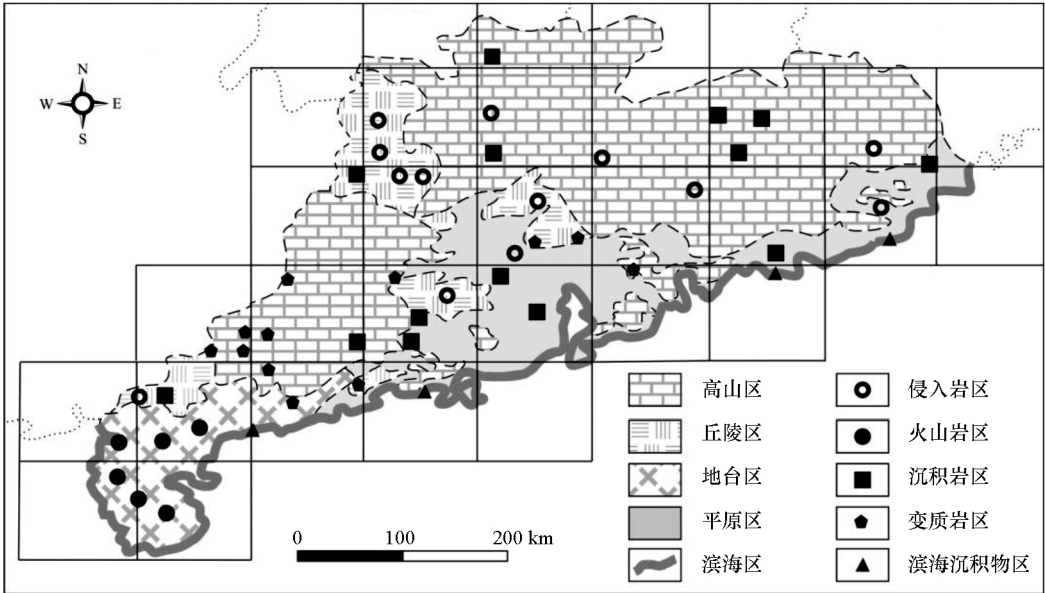


图 1 广东省地貌及采样点岩石背景分布 (图片修改自文献[20])

Fig.1 Map of sample sites,geomorphic landscape and bedrock distribution in Guangdong (Fig. modified from reference[20])

表 1 HPGe γ 谱仪实验参数

Table 1 Experimental parameters of HPGe γ -spectrometer

核素	能量/keV	发射几率	本底计数率/s ⁻¹	探测效率/(cps/Bq)	最小可探测活度/(Bq/kg)
²³⁸ U	63.3	0.038	0.1045	0.0250	15.1
²²⁶ Ra	351.9	0.389	0.0485	0.0217	1.3

²³² Th	911.1	0.277	0.0175	0.0129	1.9
⁴⁰ K	1460.8	0.107	0.0339	0.0102	8.6

3 结果与讨论

3.1 土壤样品中²³⁸U、²³²Th、²²⁶Ra、⁴⁰K 含量和影响因素

土壤样品中²³⁸U、²³²Th、²²⁶Ra、⁴⁰K 含量见表 2。广东省内土壤样品中²³⁸U、²³²Th、²²⁶Ra、⁴⁰K 平均含量高于前人的结果。由于广东省处于南岭地区,花岗岩大面积出露,导致区域内土壤核素分布差异较大。本次抽样调查结果显示,²³⁸U 和⁴⁰K 变化范围同前人结果相似,而²³²Th、²²⁶Ra 含量上限均高于前人的调查结果^[27],其中²³⁸U、²³²Th、²²⁶Ra 含量约为全国^[27]和世界平均值^[2]的 2 倍,⁴⁰K 含量低于世界平均水平。一般情况下,土壤中放射性核素含量受到成土母岩^[9]、大地构造^[15]、土壤类型^[23]、地表流水和大气沉降^[24]等背景因素影响。本次工作中采用随机森林分析确定土壤放射性核素的主要影响因素,该方法具有高精度、适应性强和可解释的优点^[25-26]。将样品分为岩石背景、地貌背景和土壤类型 3 个自变量,分析 3 种背景对核素含量分布的重要性。随机森林通过 R 语言进行分析,结果见图 2。如图所

示,土壤核素含量主要受控于岩石背景,其次为土壤类型和地貌类型。对于每一组数据,箱图在一定程度上可以反应土壤核素的分布和离散程度。如图 3 所示,同样表明岩石背景对土壤核素影响最大,表现为侵入岩区最高,变质岩区、沉积岩区、滨海沉积物区和火山岩区依次降低。三个变量中,水稻土具有最高的⁴⁰K 含量和最大的离散程度,可能受到人类活动影响最大。因此,本次抽查结果表明,不同的岩石背景对广东省土壤核素含量影响最大,其次为土壤类型和地貌类型。

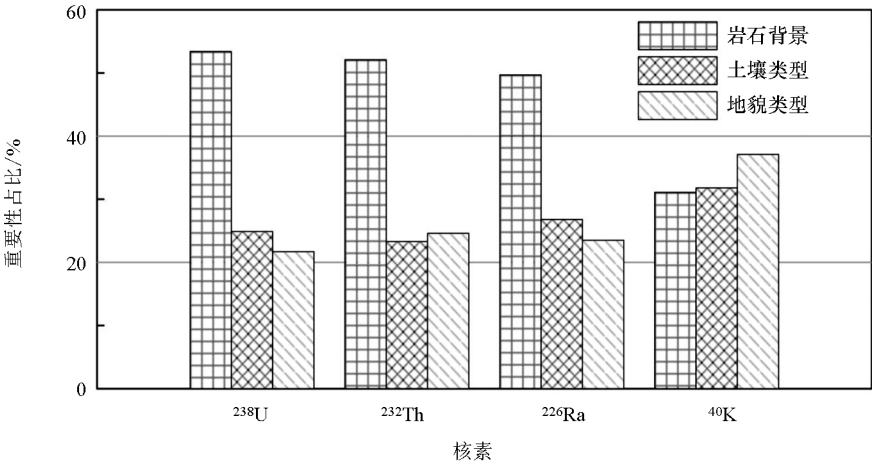
3.2 土壤放射性评估

放射性核素能通过沉降进入土壤中,然后通过食物链影响人体健康^[29-30]。放射性物质的扩散,也会危及周边乃至数千公里外的土壤、水质和空气^[31];长期接触含放射性物质的群体比普通人类具有更高的患胰腺癌和肺癌的风险^[4-5];当细胞暴露在高辐射环境下,DNA 的辐射损伤甚至会影响到后代的繁衍乃至种群的变化^[32]。因此,评价一个地区的放射性水平刻不容缓,为此前人提出了多项评价指标。

表 2 土壤样品中主要放射性核素含量
Table 2 The major activity concentration of soil samples

测试地点	²³⁸ U 含量/(Bq/kg)			²³² Th 含量/(Bq/kg)		²²⁶ Ra 含量/(Bq/kg)		⁴⁰ K 含量/(Bq/kg)	
	样品数	范围	均值±标准差	范围	均值±标准差	范围	均值±标准差	范围	均值±标准差
广东(本次)	49	17.9~209.1	84.3±52.9	10.6~263.8	103.0±67.5	12.0~206.0	77.7±52.4	15.3~1557.6	463.3±389.5
广东	144	12.4~186.8	71.2	1.0~152.7	57.2	2.4~134.6	50.8	35.8~1131.5	414.5
福建	143	13.9~136.0	55.2	19.5~260.0	96.3	18.0~201.0	62.0	24.0~627.0	609
格鲁吉亚 M.区	22	14.9~59.1	25.4	17.6~54.9	26.9			243~784	464
Rize 省(土耳其)	24	7.4~79.8	24.5	9.5~170.8	51.8	59.4~168.0	94.9	35.7~913.8	344.9
中国	7759	1.8~520.0	38.5	1.0~437.8	54.6	2.4~425.8	37.6	11.5~2185.2	584.0
世界			33		45		32		412

注:广东、福建、中国数据引自文献[27];格鲁吉亚 M.区数据引自文献[3];土耳其 Rize 省数据引自文献[28];世界数据引自文献[2]。



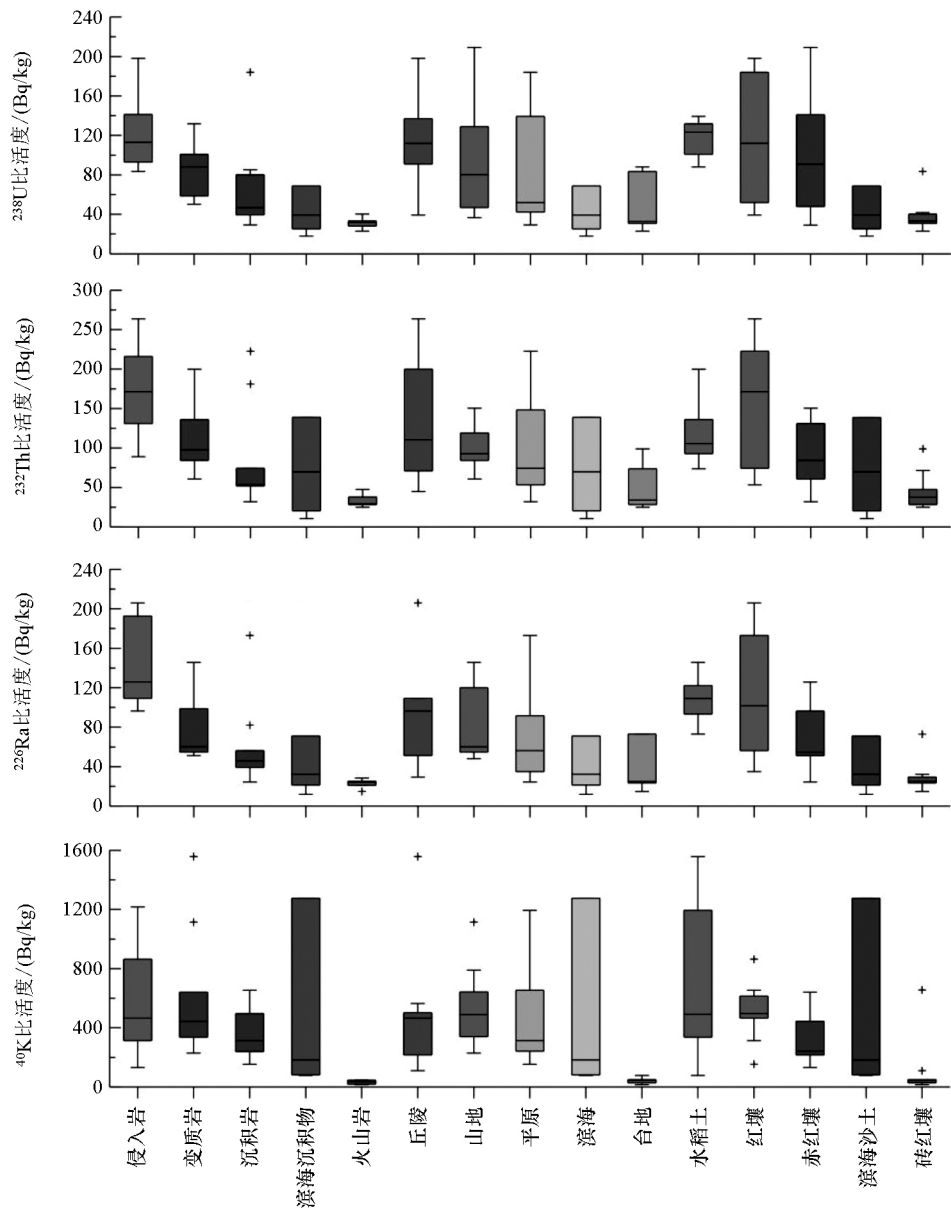


图 3 不同岩石背景、地貌类型、土壤类型中样品²³⁸U、²³²Th、²²⁶Ra 和⁴⁰K 比活度箱图
Fig.3 Boxplots for ²³⁸U, ²³²Th, ²²⁶Ra and ⁴⁰K (Bq/kg) in samples of bedrock, geomorphic landscape and soil type, respectively

3.2.1 γ 辐射剂量率(D)

空气中的 γ 辐射剂量率(D)用于表征地表土壤放射性核素对地面 1 m 处放射性的贡献,其理论值满足 Beck 公式:

$D(\text{nGy/h}) = 0.462A_U + 0.604A_{Th} + 0.0417A_K$,
其中 D 为地面高 1 m 处 γ 辐射剂量率, A_U 、 A_{Th} 和 A_K 分别代表土壤中²³⁸U、²³²Th 和²²⁶Ra 的比活度 (Bq/kg)。满足这一转换公式的条件参考文献[2]。

3.2.2 等效镭比活度

等效镭比活度 (Radium equivalent activity, Ra_{eq})是一项常见的参数,描述为:

$$Ra_{eq} = A_{Ra} + 1.43A_{Th} + 0.077A_K,$$

其中 A_{Ra} 、 A_{Th} 、 A_K 分别代表²²⁶Ra、²³²Th 和⁴⁰K 特定的比活度。建立在 370 Bq/kg 的²²⁶Ra、259 Bq/kg 的²³²Th 及 4810 Bq/kg 的⁴⁰K 产生相同的 γ 辐射吸收剂量率基础上^[33]。

3.2.3 外照射指数

外照射指数(external hazard index, Hex)用于评价每个样品释放伽马射线风险程度,计算公式满足:

$$Hex = A_{Ra}/370 + A_{Th}/259 + A_K/4810,$$

其中 A_{Ra} 、 A_{Th} 、 A_K 分别代表²²⁶Ra、²³²Th 和⁴⁰K 的比活度^[33]。

3.2.4 年有效剂量率

年有效剂量率(annual effective dose rate, AE-

DR)是用于评价放射性核素 γ 辐射外照射强度的重要指标.计算公式为:

$$AEDR(\mu Sv/y)=D(nGy/h)*8760(h/y)$$
$$*0.2*0.7(SvG/y)*10^{-3},$$

其中8760(h/y)代表时间转换因子,0.2代表室外居留因子,0.7(Sv/Gy)代表辐射剂量率转换因子^[2]。

γ 辐射剂量率(*D*)结果见表3。等效镭(*Ra_{eq}*)、外照射指数(*Hex*)和年有效剂量率(*AEDR*)结果见表4。

如表3所示,本次试验获得的年有效剂量率计算值分布为18.1~271.3(nGy/h),平均值为120.5±72.5 nGy/h;测量值分布为27.2~265.9(nGy/h),平均值为126.8±56.4(nGy/h)。如图4所示,部分点实际值和测量值存在较大差异。实测过程中,空气 γ 辐射剂量率容易受到环境湿度、植被覆盖程度、降

雨等因素影响^[2]。广东省平均海拔较低,部分沿海地带为2~5 m,土壤的含水量高于10%;其次,土壤很难构成无限大平面的辐射场,土壤中其他核素也能贡献少量辐射。因此,Beck公式在实际过程中存在一定的局限性。尽管如此,本次 γ 辐射剂量率实测结果的平均值同计算结果在误差范围内保持一致。本文相关指标的计算均采用实际值。对比前人获得的数据(表3),广东省空气中 γ 辐射剂量率约为全国平均值的2倍,世界平均值70($\mu Sv/y$)^[2]的1.7倍,但远低于UNSCEAR提供的安全值(460 nGy/h)^[2];Raeq和AEDR的平均值分别为260.7±160.9 Bq/kg和155.5±69.2($\mu Sv/y$),同样远低于安全指标的370(Bq/kg)^[33]和460($\mu Sv/y$)^[2];Hex平均值为1.2±0.8,其中49.0%采样点

表 3 γ 辐射剂量率的计算值和测量值

Table 3 The calculated and measured results of γ radiation absorbed dose rate of soil samples

测试地点	γ 辐射剂量率计算值/(nGy/h)		γ 辐射剂量率测量值/(nGy/h)	
	范围	均值±标准差	范围	均值±标准差
广东本次试验	18.1~271.3	120.5±72.5	27.2~265.9	126.8±56.4
广东			17.7~193.1	84.8±28.5
长江口沉积物	42.4~87.9	66.7±11.1		
全国	12.7~1300	69.9±36.0	11.6~523.0	81.5±35.2
土耳其 Rize 省	10.7~156.4	56.9±36.8		

注:广东、全国数据引自文献[27];长江口沉积物数据引自文献[34];土耳其 Rize 省数据引自文献[28]。

表 4 土壤样品相关放射性危害指标

Table 4 Radiation hazard parameters of soil samples

测试地点	<i>Ra_{eq}</i> /(Bq/kg)		<i>Hex</i>		<i>AEDR</i> /($\mu Sv/a$)	
	范围	均值±标准差	范围	均值±标准差	范围	均值±标准差
本次试验	33.5~619.0	260.7±160.9	0.15~2.8	1.2±0.7	33.3~326.1	155.5±69.2
长江口沉积物	88.5~194.0	141.1±24.4	0.25~0.55	0.39±0.07	52.0~107.8	81.83±13.7
格鲁吉亚 M.区	59.4~168.0	94.9±94.9			36.0~104.0	36±58.2
土耳其 Rize 省	23.8~347.4	125±82.1	0.06~0.94	0.34±0.22	13.1~191.8	69.8±45.1

注:长江口沉积物数据引自文献[34];格鲁吉亚 M.区数据引自文献[3];土耳其 Rize 省数据引自文献[28]。

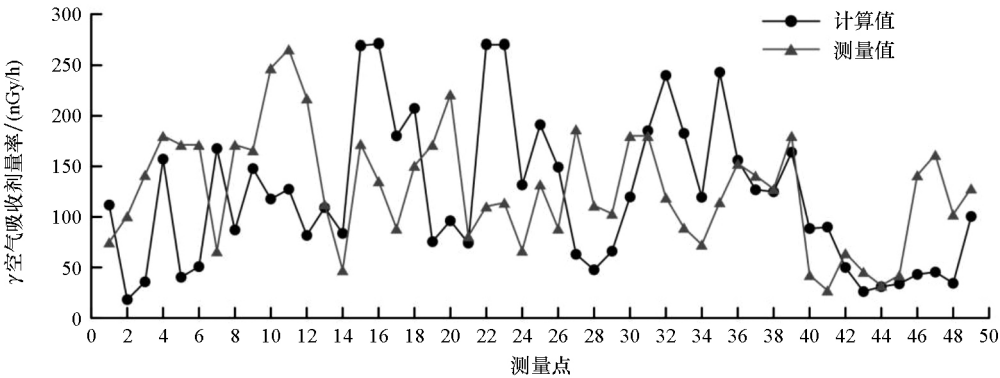


图 4 γ 空气吸收剂量率测量值与计算值对比

Fig.4 Contrast of calculated and measured results of γ radiation absorbed dose rate of soil samples

超过上限值。这些极值点多分布于省内侵入岩区和变质岩区,因此在侵入岩区和变质岩区开展活动需要考虑环境辐射的检测。由此可见,尽管广东省多项环境辐射指标要高于国内外多数地区,然而其 D 、 Ra_{eq} 和 AEDR 均远低于安全值,研究认为广东省内放射性水平处于正常范围。

4 结论与建议

调查结果显示,广东省土壤中 ^{238}U 、 ^{232}Th 、 ^{226}Ra 和 ^{40}K 的比活度范围分别是(17.9~209.1) Bq/kg、(10.6~263.8) Bq/kg、(12.0~206.0) Bq/kg 和(15.3~1557.6) Bq/kg。区内核素分布主要受控于岩石背景,其次为土壤类型和地貌类型。岩石背景中,侵入岩区、变质岩区、沉积岩区、滨海沉积物区和火山岩区土壤核素含量依次降低。广东省土壤核素水平高于国内和全球的平均水平,但 D 、 Ra_{eq} 和 AEDR 远低于安全值,广东省放射性水平处于正常范围。本次试验由于样品容量小,结果具有一定局限性,但仍可为天然放射性调查提供参考。广东省是我国天然放射性高背景区,建议在省内开展大比例尺放射性调查。

参考文献 (References):

- [1] UNSCO. Exposures from natural sources of radiation [M]. New York: United Nations, 1988.
- [2] UNSCEAR, Annex B. Exposures of the public and workers from various sources of radiation [R]. New York: United Nations, 2008.
- [3] Kekelidze N, Jakhutashvili T, Tutberidze B, et al. Radioactivity of soils in Mtskheta-Mtianeti region (Georgia) [J]. Annals of Agrarian Science, 2017, 15(3): 304–311.
- [4] Qureshi A A, Tariq S, Din K U, et al. Evaluation of excessive lifetime cancer risk due to natural radioactivity in the rivers sediments of Northern Pakistan [M]. Elsevier, 2014.
- [5] Koray A, Akkaya G, Kahraman A, et al. The investigation of radionuclide concentrations in soil and lifetime cancer risk due to gamma radioactivity in Zonguldak, Turkey [J]. Acta Physica Polonica, 2017, 132(3-II): 1122–1125.
- [6] Ahmad N, Jaafar M S, Bakhsh M, et al. An overview on measurements of natural radioactivity in Malaysia [J]. Journal of Radiation Research and Applied Sciences, 2015, 8(1): 136–141.
- [7] 赵希岳,樊国华,蔡志强,等. 放射性核素 ^{60}Co 在土壤中的淋溶和迁移分布[J]. 中国环境科学, 2010, 30(8): 1118–1122.
Zhao X Y, Fan G H, Cai Z Q, et al. Leaching and vertical transference of radioactive nuclide cobalt-60 in soils [J]. China Environmental Science, 2010, 30(8): 1118–1122.
- [8] 王卫星,杨亚新,王雷明,等. 广东下庄铀矿田土壤的天然放射性研究[J]. 中国环境科学, 2005, 25(1): 120–123.
Wang W X, Yang Y X, Wang L M, et al. Studies on natural radioactivity of soil in Xiaozhuang uranium ore field, Guangdong [J]. China Environmental Science, 2005, 25(1): 120–123.
- [9] 岳玉美,宋刚,张志强,等. 广州市北部土壤天然放射性水平研究[J]. 中国环境科学, 2011, 31(4): 657–661.
Yue Y M, Song G, Zhang Z Q, et al. Studies on natural radioactivity of soil in North of Guangzhou [J]. China Environmental Science, 2011, 31(4): 657–661.
- [10] 王启栋,宋金明,李学刚,等. 昌邑滨海湿地沉积物的放射性核素水平与环境指示意义[J]. 环境科学, 2016, 37(8): 3026–3033.
Wang Q D, Song J M, Li X G, et al. Distribution and environmental significances of radionuclides in the sediment of the Changyi coastal wetland [J]. Environmental Science, 2016, 37(8): 3026–3033.
- [11] 杜金秋,关道明,姚子伟,等. 大连近海沉积物中放射性核素分布及环境指示[J]. 中国环境科学, 2017, 37(5): 1889–1895.
Du J Q, Guan D M, Yao Z W, et al. Distribution and environmental significances of radionuclides in sediments of Dalian coastal area [J]. China Environmental Science, 2017, 37(5): 1889–1895.
- [12] 黄亚楠,潘少明,张威,等. 中国大陆土壤中 $^{239+240}\text{Pu}$ 的来源与背景值研究[J]. 中国环境科学, 2018, 38(12): 4608–4616.
Huang Y N, Pan S M, Zhang W, et al. The source and reference inventory of $^{239+240}\text{Pu}$ in the soil of China [J]. China Environmental Science, 2018, 38(12): 4608–4616.
- [13] Ahmed N K, El-Arabi A G M. Natural radioactivity in farm soil and phosphate fertilizer and its environmental implications in Qena governorate, Upper Egypt [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2005, 84(1): 51–64.
- [14] Ghosh D, Deb A, Bera S, et al. Measurement of natural radioactivity in chemical fertilizer and agricultural soil: evidence of high alpha activity [J]. Environmental Geochemistry & Health, 2008, 30(1): 79–86.
- [15] 曾兵. 成都平原地-空界面天然伽玛场及其辐射环境研究[D]. 成都:成都理工大学, 2010.
Zeng B. The study of gamma radiation field and its environmental on gas-ground interface in Chengdu plain [D]. Chengdu: Chengdu University of Technology, 2010.
- [16] 莫纯銓. 广东省天然放射性生态环境调查评价与治理对策研究[D]. 广州:华南理工大学, 2010.
Mo C L. The study on the investigation and evaluation of natural radioactivity ecological environment in Guangdong province and the countermeasure [D]. Guangzhou: South China University of Technology, 2010.
- [17] 广东省地质矿产局. 广东省区域地质志[M]. 北京:地质出版社, 1988.
Guangdong Geological Bureau. Regional Geology of Guangdong Province [M]. Beijing: Geological Publishing House, 1988.
- [18] 王南萍,肖磊,刘少敏,等. 广东珠海地表介质中 ^{238}U 、 ^{232}Th 和 ^{40}K 的活度水平[J]. 同位素, 2005, 18(1): 73–78, 238.
Wang N P, Xiao L, Liu S M, et al. ^{238}U 、 ^{232}Th and ^{40}K radioactivity level of soil and concrete floor in Zhuhai, Guangdong province [J]. China Journal of Isotopes, 2005, 18(1): 73–78, 238.
- [19] 中国科学院华南热带生物资源综合考察队. 广东省地貌区划[R]. 中国科学院华南热带生物资源综合考察队, 1960.
Comprehensive Investigation Team of Tropical Biological Resources of South China, Chinese Academy of Sciences. Landform regionalization of Guangdong Province [R]. 1960.

[20] 广东省地貌数据[DB/OL].地理国情监测云平台.http://www.dsac.cn/DataProduct/Detail/20080008.
Geomorphic data of Guangdong Province [DB/OL]. Geographical Information Monitoring Cloud Platform. http://www.dsac.cn/DataProduct/Detail/20080008

[21] GB/T 11713-89 用半导体 γ 谱仪分析低比活度 γ 放射性样品的标准方法[S].
GB/T 11713-89 Standard methods of analyzing low specific gamma radioactivity samples by semiconductor gamma spectrometers [S].

[22] HJT61-2001 环境辐射监测技术规范[S].
HJT61-2001 Technical criteria for radiation environmental monitoring [S].

[23] Navas A, Gaspar L, López-Vicente M, et al. Spatial distribution of natural and artificial radionuclides at the catchment scale (South Central Pyrenees) [J]. Radiation Measurements, 2011,46(2): 261 – 269.

[24] Somboon S, Kavasi N, Sahoo S K, et al. Radiocesium and ^{40}K distribution of river sediments and floodplain deposits in the Fukushima exclusion zone [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2018,195:40 – 53.

[25] Liu C, Chan Y, Alam Kazmi S H, et al. Financial fraud detection model: based on random forest [J]. International Journal of Economics and Finance, 2015,7(7):178 – 188.

[26] Meng H D, Xiao-Qing J I, Xiao Y L, et al. Research on random forest classification algorithm based on sensitivity degree in Hadoop environment [J]. Journal of Inner Mongolia University of Science & Technology, 2016,(3):297 – 301.

[27] 曹龙生,杨亚新,张叶,等. 中国大陆主要省份土壤中天然放射性核素含量分布规律研究[J]. 东华理工大学学报:自然科学版, 2012,35(2):167 – 172.

Cao L S, Yang Y X, Zhang Y, et al. Distribution pattern of radionuclides in the soil of mainland China[J]. Journal of East China Institute of Technology: Natural Science Edition, 2012,35(2): 167 – 172.

[28] Durusoy A, Yildirim M. Determination of radioactivity concentrations in soil samples and dose assessment for Rize Province, Turkey [J]. Journal of Radiation Research and Applied Sciences, 2017,10(4):348 – 352.

[29] 秦苏云,戚勇,李淑琴,等. ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、天然铀、 ^{226}Ra 和 ^{239}Pu 在陆地食物链中的转移系数[J]. 辐射防护, 1995,15(4):241 – 252.
Qin S Y, Qi Y, Li S Q, et al. Study for transfer coefficients of ^{90}Sr , ^{137}Cs , natural U, ^{226}Ra and ^{239}Pu in terrestrial foodchains [J]. Radiation Protection, 1995,15(4):241 – 252.

[30] Desideri D, Battisti P, Giardina I, et al. Assessment of radioactivity in Italian baby food [J]. Food Chemistry, 2019,279:408 – 415.

[31] Ramzaev V, Barkovsky A, Goncharova Y, et al. Radiocesium fallout in the grasslands on Sakhalin, Kunashir and Shikotan Islands due to Fukushima accident: the radioactive contamination of soil and plants in 2011 [J]. Journal of Environmental Radioactivity, 2013,118:128 – 142.

[32] 陈怀满. 环境土壤学(第3版)[M]. 北京:科学出版社, 2018.
Chen H M. Environmental soil science [M]. Beijing: Science Press, 2018.

[33] Beretka J, Matthew P J. Natural radioactivity of Australian building materials, industrial wastes and by-products [J]. Health Physics, 1985,48(1):87.

[34] Wang J, Du J, Bi Q. Natural radioactivity assessment of surface sediments in the Yangtze Estuary [J]. Marine Pollution Bulletin, 2017,114(1):602 – 608.

The determination of radioactivity concentrations in soil samples and dose assessment in parts of Guangdong Province

YANG Jian-Zhou^{1,2}, GONG Jing-Jing^{1,2}, TANG Shi-Xin^{1,2}, HU Shu-Qi^{1,2}

(1. Institute of Geophysical and Geochemical Exploration, CAGS, Langfang 065000, China; 2. Key Laboratory for Geochemical Exploration Technology, MNR, Langfang 065000, China)

Abstract: One of the main problems in the ecological researches is natural environmental radioactivity. In this study, the activity concentrations of naturally formed ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra and ^{40}K radionuclides were measured for various types of soil samples collected from Guangdong Province. Samples in 49 sites were selected within the study area. The concentration of radionuclides of ^{238}U is in the range from 17.9 to 209.1 Bq/kg, with the average value being 84.3 Bq/kg; that of ^{232}Th varies from 10.6 to 263.8 Bq/kg, with average value being 103.0 Bq/kg; that of ^{226}Ra varies from 12.0 to 206.0 Bq/kg, with average value being 77.7 Bq/kg; and that of ^{40}K varies from 15.3 to 1557.6 Bq/kg, with average value being 463.3 Bq/kg. The gamma absorbed dose rates in air is in the range of 27.2 ~ 265.9 nGy/h, with an arithmetic mean of 126.8 nGy/h, while the annual effective dose rates (AEDR) are in the range of 33.3 to 326.1 $\mu\text{Sv/y}$, with an arithmetic mean of 155.5 $\mu\text{Sv/y}$. The calculated values of radium equivalent activity (Raeq) and external hazard index (Hex) for the soil samples in the study area is 260.7 (33.5 ~ 619.0) Bq/kg and 1.2 (0.15 ~ 2.8), respectively. Sample sites are assigned to regional bedrock, geomorphic landscape and soil type, respectively, resulting in three categorical variables. Random forest regression and correlation analysis show that the bedrock influences the levels of natural radioactivity in soils most seriously, followed by the soil type and then by the geomorphic landscape. The activities determined in Guangdong Province are generally higher than the average values of China and the values abroad, but are lower than the safe range of radioactive level.

Key words: soil; environmental radioactivity; gamma dose rate; rock background; Guangdong Province

(本文编辑:蒋实)