

苏州城市土壤重金属污染特征及风险评价

王 刚¹, 张茜芸²

¹南京大学(苏州)高新技术研究院, 江苏 苏州

²苏州市环境科学研究所, 江苏 苏州

Email: wonderga@foxmail.com

收稿日期: 2021年3月1日; 录用日期: 2021年3月30日; 发布日期: 2021年4月6日

摘 要

为考察苏州主城区土壤的重金属污染状况,从城区68个主要居民集聚点,分别在公路边、居民区和公园获得了167份土样,并分析了铬、镉、砷、铅、汞的浓度,在分析其重金属污染特征和评估其健康风险的过程中,引入了GIS地理空间系统分析和基于蒙特卡洛随机模拟系统的不确定性分析。结果表明,苏州主城区土壤重金属污染分析结果发现As、Pb和Hg含量较高,超出江苏省土壤背景值,Cr和Cd含量相对偏低。重金属含量在不同行政区之间存在一定差异,重金属污染严重的土壤大体呈点状分布。公路两侧土壤的As、Pb和Hg污染较为严重。相关性分析和PCA分析结果表明Pb和As、Cd污染可能有相同的来源。重金属健康风险评价结果显示儿童非致癌风险和致癌风险都高于成人;成人和儿童的风险值分布非常一致,各行政区非致癌风险和致癌风险值差异不大,总体都处于可接受范围。蒙特卡洛随机模拟处理后重金属的风险值稍低于未经处理的直接数据计算的结果,仍处于安全范围;经口暴露的重金属是影响重金属健康风险的重要因素,儿童体重的大幅度变化会强烈影响土壤重金属对儿童的健康风险。

关键词

重金属, 苏州, 健康风险, 不确定性分析

Characteristic and Risk Assessment of Heavy Metals Contamination of Soil in Suzhou City

Gang Wang¹, Xiyun Zhang²

¹High Technology Research Institute of Nanjing University (Suzhou), Suzhou Jiangsu

²Suzhou Institute of Environmental Sciences, Suzhou Jiangsu

Email: wonderga@foxmail.com

Received: Mar. 1st, 2021; accepted: Mar. 30th, 2021; published: Apr. 6th, 2021

Abstract

167 soil samples were obtained at 68 sampling points from the major residential quarters and the concentrations of chromium, cadmium, arsenic, lead and mercury were analyzed. Analysis results of metals in Suzhou soil showed that As, Pb and Hg content is much higher than soil background values of Jiangsu Province, while Cr and Cd content is relatively low. HMs concentrations varied between districts and sampling sites of high HMs concentration showed punctate distribution. As, Pb and Hg pollution in the soil on both sides of the road is relatively serious. The correlation analysis and PCA analysis results show that Pb, As and Cd may come from the same source. The non-carcinogenic risks and carcinogenic risks of heavy metals in soil are higher for children than adults. The spatial distributions of HI and TCR for adults were similar to those for children, most of which indicated acceptable risk without significant difference. Uncertainty analysis shows that simulated probabilities were lower than those obtained from models using deterministic parameters. For adults, for both HI and TCR, the ingestion rate contributed >60% to the sensitivity of the parameter. While the bodyweight is the most sensitive parameter for children's health risk.

Keywords

Heavy Metals, Soil, Health Risk, Uncertainty Analysis

Copyright © 2021 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

重金属是一类典型的土壤污染物, 具有隐蔽性、难降解性和生物富集性等特点[1] [2] [3], 并可通过食物链传递对生态系统的结构、功能和人类健康产生重要危害。土壤作为城市的一类重要环境媒介, 是人类的衣食之源和生存之本。因此, 对城市土壤典型重金属的污染现状和潜在环境风险进行评估研究, 可以为城市生态安全和居民健康提供重要参考信息。近年来, 国内外学者对不同城市多类型土壤中重金属时空分布、污染来源和环境风险等开展了大量工作[4]-[9]。研究发现大型城市城区土壤的重金属污染情况不容乐观, 尤其 Cd 和 Hg 等来源于工业的元素, 远高于背景值, 达到中度至重度污染水平[10]-[18]。

苏州在过去的 30 年间经济取得了重要突破, 但同时也面临着重大的环境保护的挑战。电子产业、印染产业、化工和生物制药等产业也给环境带来了巨大压力, 其中也包括重金属污染。因此, 本文对苏州市姑苏区、吴中区、相城区、新区和园区五个区域中公路、居民区和公园的表层土壤重金属进行了采集分析, 并采用地质累积指数和潜在生态危害指数法对土壤样品中 As、Pb、Hg、Cr 和 Cd 含量进行综合分析, 以期为苏州市土壤典型重金属污染现状提供系统信息, 同时为今后的土壤污染综合治理和生态修复提供基础数据。

2. 材料与方

2.1. 研究区域与样品采集

苏州市是中国江苏省一座重要的城市, 位于长江流域的中心位置, 介于东经 30°02'~32°02'E 和北纬 119°55'~121°20'N 之间, 南部与浙江的嘉兴、湖州比邻, 东部与上海相连, 地处中国沪宁线上重要位置。

本次研究实施于 2016 年 10 月, 共采集地表土(0~10 cm) 167 份, 样品采集环境包括公路边、居民区和公园(图 1)。在每个采样点, 随机采集三个子样品, 充分混匀后作为这一采样点的最终样品。

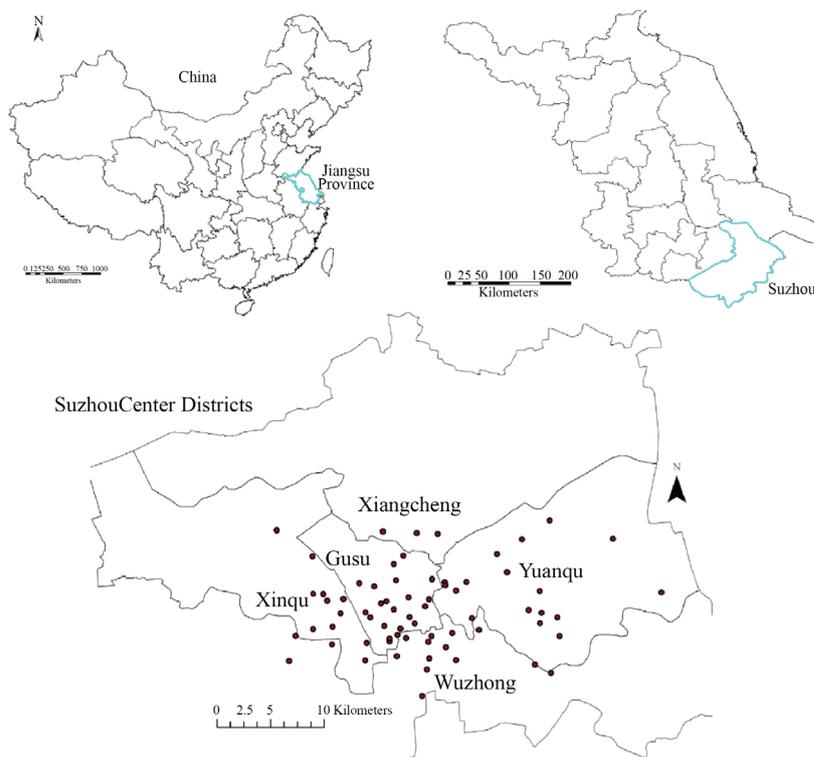


Figure 1. Sampling locations of soil heavy metal in Suzhou city, China
图 1. 苏州市重金属污染调查采样点分布

2.2. 样品处理与分析测试

采集的样品用冷冻干燥仪干燥至恒重, 然后用玛瑙研钵充分研碎后过尼龙筛网, 获取颗粒小于 10 μm 的土壤粉末, 并对样品充分混匀, 然后保存于室温环境下的干燥器中, 备下一步分析之用。

实验所用试剂纯度为分析纯或分析纯以上纯度, 去离子水采用 Millipore-Q 超纯水($18.2 \text{ M}\Omega\cdot\text{cm}^{-1}$)。电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS, Thermo Fisher Scientific, X Series 2)测定样品的 As、Pb、Cr 和 Cd 的含量。Hg 用测汞仪(Milestone Inc., Sorisole, Italy, DMA-80)测定, 方法参照 U.S. EPA Method 7473 (USEPA, 1998), 考虑到仪器处理能力(低于 500 mg)和 Hg 元素检出限($0.2 \text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$), 每个样品称取 100~180 mg , 并做三次重复。为保证样品分析的准确性, 整个样品分析过程中加入标准物质(GBW10043), 并加入样品空白等, 以对实验过程的准确性和精准性进行检查, 结果显示标准物质中 As、Pb、Hg、Cr 和 Cd 的回收率在 112%~119% 范围。

2.3. 健康风险分析评价

根据美国环保署的评价指南, 土壤重金属元素对人体的暴露途径主要是经手-口途径直接摄入、经皮肤接触和经呼吸吸入[19]。

其中经手 - 口途径直接摄入:

$$\text{ADD}_{\text{ing}} = \frac{c \times \ln gR \times CF \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (1)$$

经呼吸吸入:

$$ADD_{inh} = \frac{c \times \ln hR \times EF \times ED}{PEF \times BW \times AT} \quad (2)$$

经皮肤接触暴露:

$$ADD_{derm} = \frac{c \times SA \times CF \times SL \times ABS \times EF \times ED}{BW \times AT} \quad (3)$$

公式中, c 为土壤中重金属含量, mg/kg ; $\ln gR$ 为摄入土壤量, mg/d ; $\ln hR$ 为呼吸量, m^3/d , Cf 为转换系数, kg/mg ; EF 为暴露频率, d/a ; ED 为暴露年限, a ; ET 为暴露时间, h/d ; BW 为体重, kg ; AT 为重金属平均暴露时间, d ; PEF 为灰尘排放因子, m^3/kg ; SA 暴露皮肤面积, cm^2 ; SL 皮肤黏着度, $\text{mg/cm}^2 \cdot \text{d}$; PC 为皮肤渗透系数, cm/h ; ABS 皮肤吸收因子。常见参数值见表 1。

Table 1. The parameters in health risk assessment

表 1. 健康风险参数表

项目	参数	取值
手口摄入途径	$\ln gR/\text{mg} \cdot \text{d}^{-1}$	200 (儿童), 100 (成人)
呼吸接触途径	$\ln hR/\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$	7.63 (儿童), 14.7 (成人)
	$PEF/\text{m}^3 \cdot \text{kg}^{-1}$	1.36×10^9
皮肤接触途径	SA/cm^2	2800 (儿童), 5700 (成人)
	$SI/\text{mg} \cdot (\text{cm}^2 \cdot \text{d})^{-1}$	0.2
	$PC/\text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$	0.0018 (As), 0.001 (Cd), 0.002 (Cr), 0.0006 (Cu) 0.001 (Hg), 0.0001 (Ni), 0.000004 (Pb), 0.0006 (Zn)
暴露行为参数	ABS	0.001
	ED/a	6 (儿童), 24 (成人)
	$ET/\text{h} \cdot \text{d}^{-1}$	4
	$EF/\text{d} \cdot \text{a}^{-1}$	180
	BW/Kg	15.9 (儿童), 62.0 (成人)
	AT/d	$ED \times 365$ (非致癌) 70×365 (致癌)
	$CF/\text{Kg} \cdot \text{mg}^{-1}, \text{m}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$	1×10^{-6}

单个重金属的非致癌风险可以用暴露量与非致癌物参考剂量的比值, 即危害商(HQ)来度量, 其表达式为:

$$HQ = ADD/RfD \quad (4)$$

式中, ADD 为暴露量, RfD 为污染物的参考剂量。

危害商的值代表健康风险的大小, 当 $HQ < 1$ 时, 可认为风险较小或可忽略不计; 当 $HQ > 1$ 时, 则认为存在非致癌风险。

对于多污染物多暴露途径情形, 非致癌总风险可表示为

$$HI = \sum_{i=1}^n HQ_i \quad (5)$$

式中, n 表示非致癌重金属的种类; HI 的数值同样表示风险的大小, 当 $HI < 1$ 时, 认为风险较小或可忽略不计; 当 $HI > 1$ 时, 则认为存在非致癌风险。

对于 As、Cd 和 Cr 等具有致癌风险的重金属, 用终身日暴露量和致癌风险斜率系数的乘积来衡量其致癌风险:

$$CR_i = \sum_{j=0}^n ADD_{ij} \times SF_{ij} \quad (6)$$

$$TCR = \sum_{i=1}^n CR_i \quad (7)$$

在 EPA 健康风险评价模型中[20], 当致癌风险小于 10^{-6} 时, 被认为无风险; 在 $10^{-6} \sim 10^{-4}$ 时, 认为是可以接受的; 若超过 10^{-4} 时, 则认为存在显著致癌风险。同时国际辐射防护委员会(ICRP)推荐 5×10^{-5} 为最大可接受风险值。本研究中采用蒙特卡罗模拟来分析风险评价中的不确定性, 同时做出敏感性分析。

3. 结果与讨论

3.1. 重金属含量及分布特征

有研究认为, 重金属元素的累积系数(样品实测值与环境背景值之间的比值)更能说明样品的重金属污染水平, 因此, 本课题将样品测试数值分别与江苏省土壤重金属背景值和中国土壤环境质量标准进行了比较(表 2)。167 份土壤样品中 As、Pb、Hg、Cr 和 Cd 的平均含量分别为 $15.51 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $40.26 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $0.52 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $76.60 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $0.33 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 除了 Cr 低于江苏背景值外, 其他 4 种元素均高出江苏省土壤背景值。与一类筛选值(GB36600-2018)比较, As 和 Cr 的超标率分别为 20.36% 和 8.98%。

通过对 167 份土壤样品重金属含量变异系数进行分析, 研究发现这 5 种重金属的变异系数存在较大差别, 其中 As 和 Cr 变异系数相对较小, 分别为 41.81% 和 34.79%, 说明 As 和 Cr 受外界影响比较一致, 空间分布差异不显著; 而 Pb、Hg 和 Cd 变异系数相对偏大, 其中以 Cd 变异系数最大, 因此 Pb、Hg 和 Cd 三种重金属受外界环境干扰不一致, 这种差异性可能是由 Pb、Hg 和 Cd 的迁移性强和来源复杂性等所造成的[9]。

Table 2. Concentrations ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) of HMs in soils and comparison with other cities

表 2. 土壤重金属含量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)及与其他城市比较

	As	Pb	Hg	Cr	Cd
范围	1.10~55.46	8.80~243.00	0~1.81	46.20~299.95	0~4.80
平均值 \pm 标准差	15.51 ± 6.48	40.26 ± 32.09	0.52 ± 0.34	75.60 ± 26.30	0.33 ± 0.64
变异系数(%)	41.81	79.71	65.38	34.79	193.94
超标率(%)	20.36	0	0	8.98	0
太原市[21]	10.96	26.29	0.12	73.69	0.21
北京[22]	-	23.30	-	61.00	0.13
上海[7]	-	28.86	-	87.72	-
广州[23]	-	65.40	-	22.40	0.23
南京[24]	-	107.30	-	84.70	-
江苏背景值	10	26.2	0.29	77.8	0.13
一类筛选值(GB36600-2018)	20	400	8	90	20

与国内主要城市比较发现, 苏州土壤 Pb 污染比南京低, 但高于上海、北京和广州; 苏州市 Cr 含量比广州土壤高出较多, 但与北京、上海和南京接近; 苏州土壤 Cd 含量比北京、上海高出较多。与太原市土壤重金属进行比较, 结果显示苏州市土壤重金属污染较为严重, 尤其是 As、Pb、Hg 和 Cd 元素, 含量都约为太原市的 1.5 倍, Cr 含量比较接近。

3.2. 重金属含量在不同类型环境中分布特征

有研究报道, 机动车是引起公路两侧土壤重金属污染的重要来源[25], 而本次研究发现采集于公路两侧土壤重金属超出江苏土壤背景值较为严重, 尤以 As、Pb 和 Hg 最为明显(图 2)。可能的原因是, As、Pb 和 Hg 挥发性相对较强, 其迁移、扩散能力强, 导致其分布更为广泛。Cr 和 Cd 总体超标率相对偏低, 在公路、居民区和公园中也无显著差异。

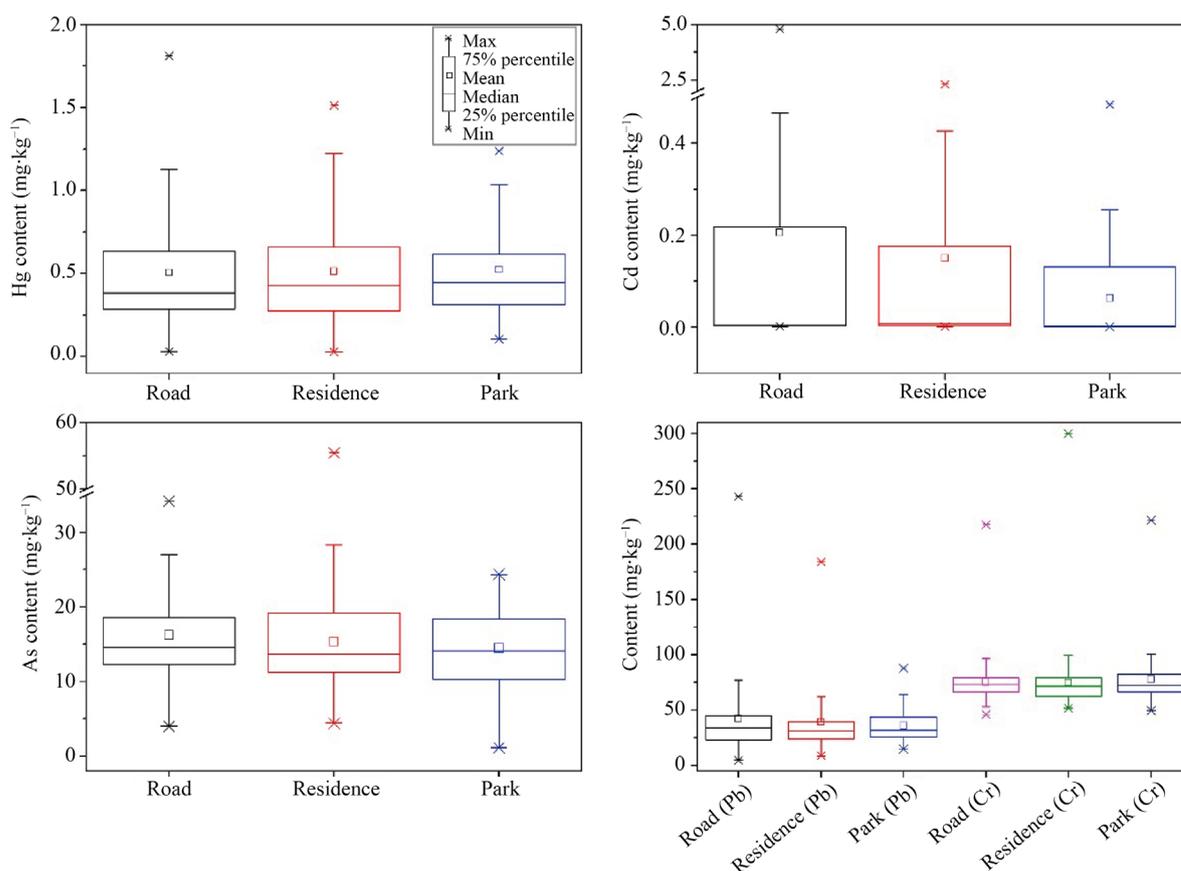


Figure 2. Box plot showing the distribution characteristics of HMs in different types of soil in Suzhou city

图 2. 苏州市土壤重金属含量在各环境介质中分布箱式图

不同土地利用类型中重金属含量存在一定的差异性。One-Way ANOVA 方差分析结果显示, 公路、居民区和公园中土壤样品 As、Pb、Hg、Cr 和 Cd 含量差异不显著, 说明总体而言, 这三种环境中 5 种重金属主要来自类似面源污染。虽然显著性分析显示同一重金属在 3 种环境中都无显著差异, 但图 2 显示了各重金属在各环境中也呈现一定的差别和分布规律, 即公路两侧土壤中的重金属(As、Pb 和 Cd)含量相对高于居民区和公园, 表明公路边土壤有更严重的污染来源, 主要是公路边土壤更靠近交通道路, 因此, 来自机动车尾气排放、轮胎磨损或公路建设等污染较为严重; 公园土壤中重金属污染最低, 含量多偏低,

如 As、Pb 和 Cd 元素都显示了较低数值(图 2)。Hg 元素在三种环境下的含量基本相同, 表明了 Hg 元素可能通过大气沉降方式进入土壤, 也说明了 Hg 元素具有更强的迁移性。

3.3. 不同区域重金属分布特征

重金属在不同区域的含量也存在一定差异性(图 3、图 4), 各城区中 As 污染都比较严重, 此外, 新区呈现了较严重的 Hg 污染, Cr 和 Cd 污染程度也明显高于其他区域。One-Way ANOVA 方差分析结果显示, As、Pb、Hg、Cr 和 Cd 在不同区域中的含量存在一定的差异, 且部分元素含量在不同区之间存在显

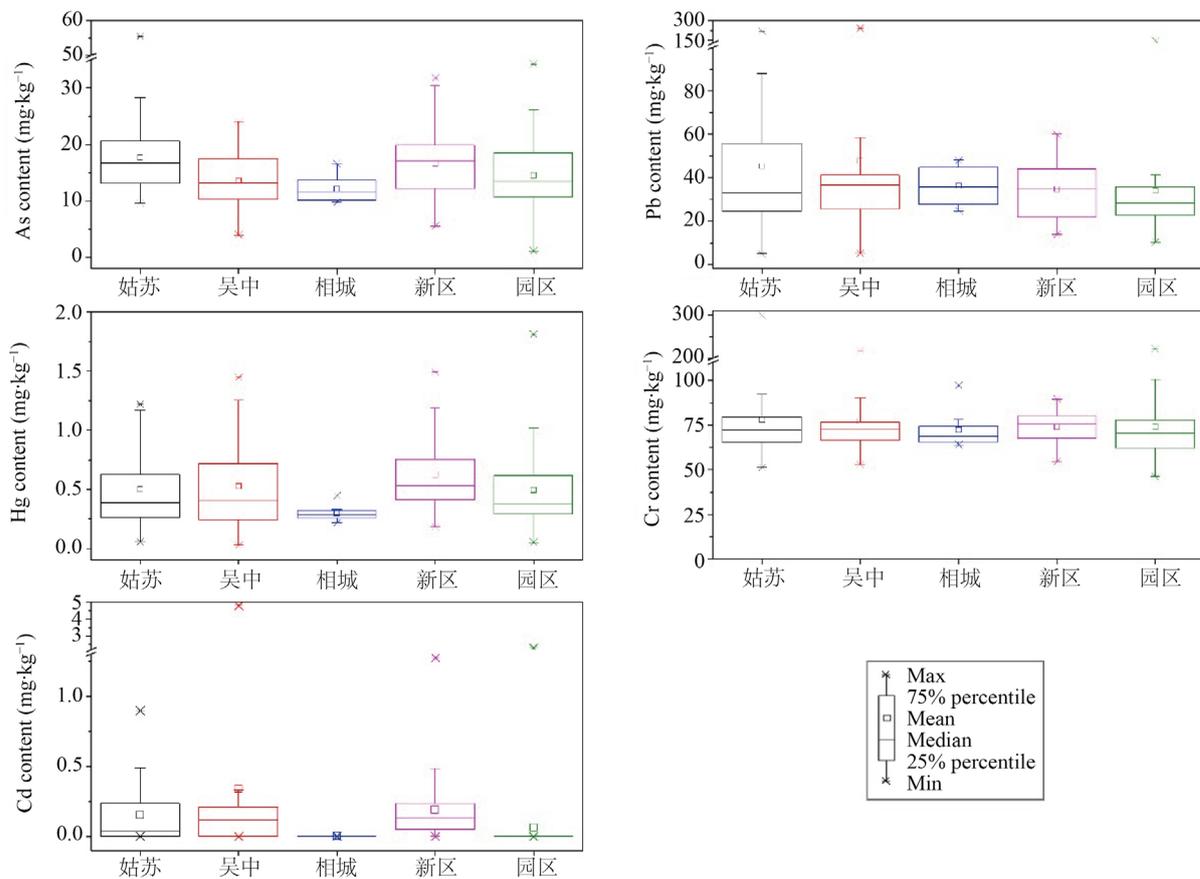
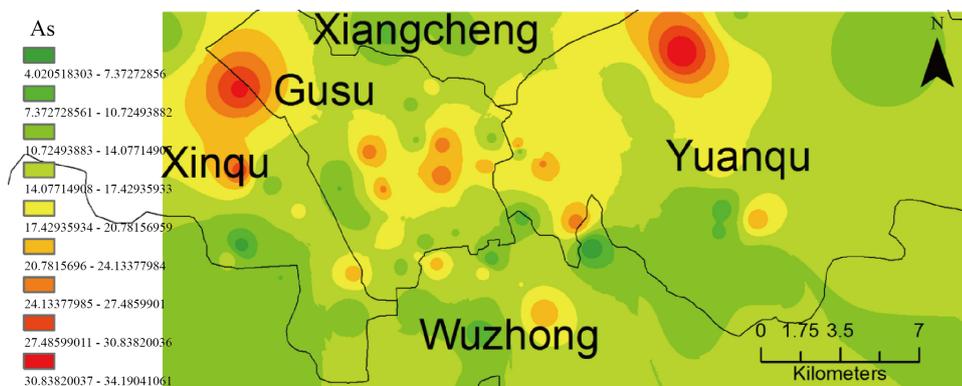


Figure 3. Distribution characteristics of HMs in different district in Suzhou City

图 3. 苏州不同城区土壤中重金属含量分布



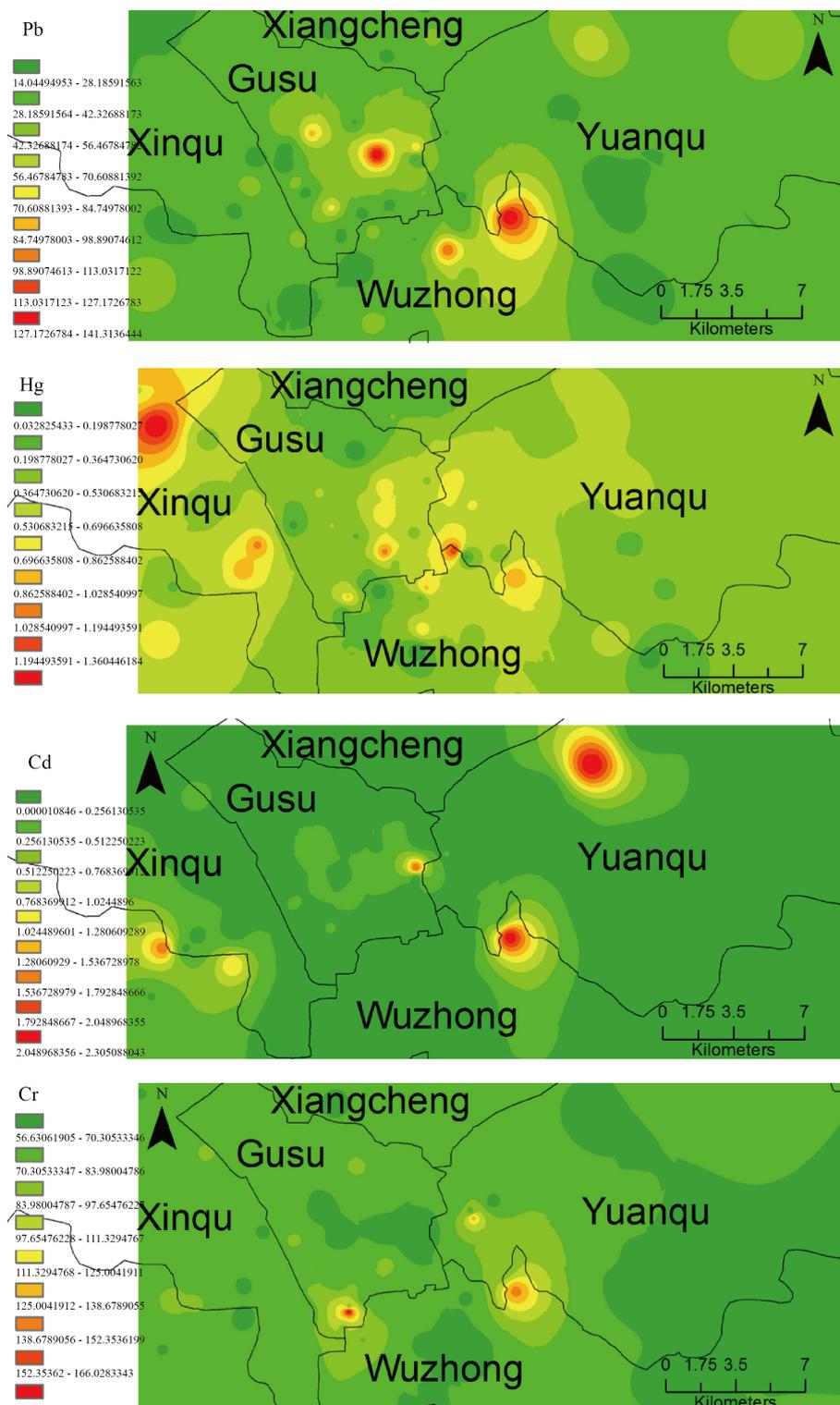


Figure 4. The spatial variation of heavy metal pollution in the soil of Suzhou

图 4. 苏州市土壤重金属在各城区浓度分布图

著差异, 如姑苏区 As 含量显著高于吴中区、相城区和园区($p < 0.05$); 姑苏区与新区 As 含量也存在一定的差异, 但差异性没有达到显著; 各城区 Pb、Cr 含量也存在一定差异, 但差异不显著($p < 0.05$); 数据分

析结果显示新区 Hg 含量显著高于相城区($p < 0.05$), 其他区域之间 Hg 含量无显著差异; 吴中区 Cd 平均含量最高, 且显著高于园区, 其他区之间 Hg 含量也无显著差异。

3.4. 土壤重金属相关性分析

重金属之间的相关性可有效表明它们的物质来源或迁移途径[26], 因此对土壤样品重金属之间的相关性进行了分析。苏州市土壤中 5 种重金属的相关性结果分析显示(表 3), Pb 与 As、Cd 之间存在极显著正相关, Pb 与 Hg 之间也存在显著正相关, 初步推断 Pb 与 As、Cd 可能具有类似的来源途径。

主成分分析结果显示(表 3), 前 3 个主成分反映了 5 种重金属来源的 76.04% 信息, 其中, 第一主成分的贡献率为 31.63%, 特点表现在 Pb 和 Cd 的浓度上有较高的正载荷, 其中以 Pb 为最高(0.827)。因此, 第一主成分主要表征了化石燃料燃烧及交通污染对土壤重金属来源的贡献, 其中含 Pb 汽油的燃烧可能是城市 Pb 污染的重要来源[27]。第二主成分的贡献率为 23.72%, 在 Cr 上有较高的正载荷(0.844), 主要来自化工厂铬盐生产排污[28]、合金制造、电镀和染料制造行业。第三主成分的明显特征是在 Hg 浓度上有非常高的正载荷(0.978), 可能主要来自电池制造、金属冶炼和电子产品, 再通过大气沉降进入地表土壤[29]。主成分分析结果显示 As 的贡献值较低, 说明苏州城区来自农业活动的污染较轻[21]。综上结果可知, 苏州市土壤重金属污染主要受到化石燃料燃烧、交通污染、化工, 以及电子行业和金属冶炼等。

Table 3. Principal component analysis (PCA) and correlation coefficients of HMs in soil of Suzhou

表 3. 苏州市土壤重金属主成分与相关性分析

元素	主成分分析			Pearson's 相关性分析					
	PC1	PC2	PC3	HMs	As	Pb	Hg	Cr	Cd
As	0.558	-0.632	0.130	As	1				
Pb	0.827	-0.093	0.199	Pb	0.422**	1			
Hg	0.051	0.017	0.978	Hg	0.101	0.170*	1		
Cr	0.202	0.844	0.067	Cr	-0.184*	0.100	0.012	1	
Cd	0.736	0.254	-0.133	Cd	0.108	0.358**	0.036	0.122	1
特征值	1.665	1.176	0.962						
贡献值/%	31.63	23.72	20.69						
累积贡献值/%	31.63	55.35	76.04						

*相关性为显著水平($p < 0.05$, 双尾); **相关性为极显著水平($p < 0.01$, 双尾)。

3.5. 重金属的健康风险评价

由图 5 土壤健康风险评价可知, 非致癌风险值及致癌风险值都小于 1, 表明没有非致癌和致癌风险产生; 成人和儿童的非致癌风险值都高于致癌风险值; 儿童的非致癌风险值明显高于成人, 说明相对于成人而言, 儿童更容易受非致癌风险影响, 这与杨思言等研究结果较为一致[30]; 在致癌风险值中, 儿童与成人数值较小, 且比较接近, 表明研究重金属对成人、儿童不存在致癌风险, 且成人与个体之间不存在明显的致癌风险差异。

各重金属的非致癌暴露风险存在一定差异(图 5(a)), 其中成人和儿童中都是 Cr 元素呈现最高的非致癌风险, 但是单个重金属的 HQ 均低于 1, 其总非致癌风险 HI 也不超过 1, 处于安全范围, 结果认为没有非致癌风险产生; 此外, 各重金属对儿童产生的非致癌风险值都明显高于成年, 因此, 儿童发生非致癌风险的可能性相对偏大。

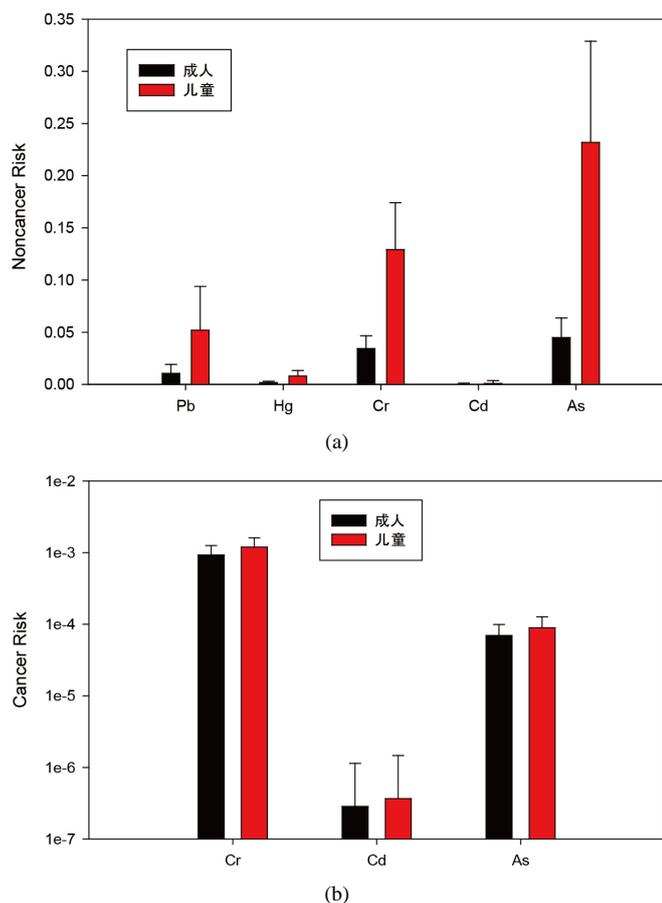


Figure 5. (a) Noncancer and (b) cancer risk assessment of HMs in soil samples

图 5. 重金属的非致癌风险(a)与致癌风险(b)

对致癌风险值进行分析可知(图 5(b)), 成人与儿童致癌风险虽存在一定的差异, 儿童呈现相对偏高的致癌风险值, 但差异没有达到显著水平($p < 0.05$)。与 EPA 的致癌风险标准进行比较, 结果显示 As 和 Cd 的致癌风险值低于 EPA 规定的有风险水平($HI < 10^{-6}$): 无致癌风险; $10^{-6} \leq HI < 10^{-4}$: 具有致癌风险; $HI > 10^{-6}$: 具有显著致癌风险, 加上文献), 属于无风险范围, 但 Cr 元素在儿童和成人中都显示较大的致癌风险值(HI 接近 10^{-3}), 呈现显著的致癌风险; 与 ICRP 风险标准进行比较可知, As 和 Cd 的致癌风险值低于 ICRP 规定的有致癌风险阈值($HI \leq 5 \times 10^{-5}$), 属于轻微风险范围, 而 Cr 元素在儿童和成人中都呈现致癌风险, 两类评价标准得出的结论相一致。

各区非致癌风险和致癌风险分布如图 6 所示。总体而言, 各区风险值存在一定空间差异, 其中非致癌风险系数在园区和吴中区多处数值高于其他区域, 而致癌风险系数在各区分布差别不大; 结果显示, 在园区东部, 及吴中-新区-姑苏三区交界处, 成人、儿童的非致癌风险和致癌风险都出现了数值异常偏高现象, 反映了此区域相对严重的重金属点源污染。

3.6. 重金属风险评估的不确定性分析

选取了 As、Hg、Pb、Cr 和 Cd 在土壤的含量作为不确定性参数, 统计分析它们的分布特征, 得到如表 4 所示拟合结果。

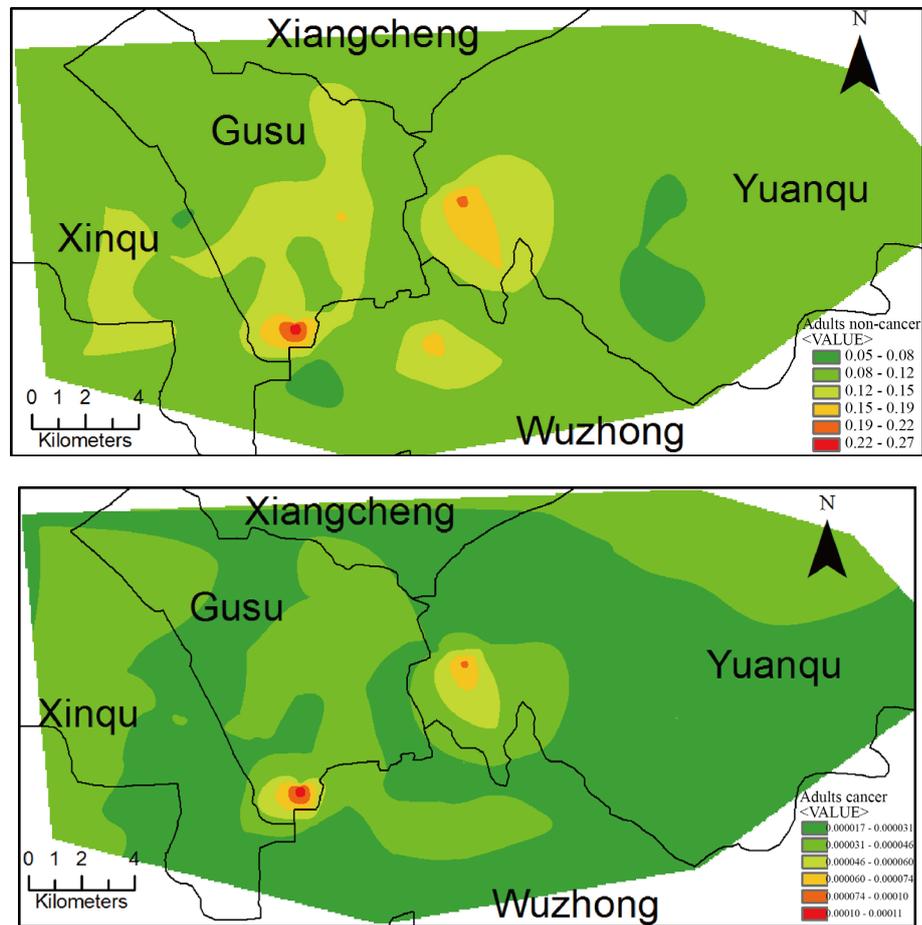


Figure 6. The spatial variation of noncancer and cancer risk assessment of HMs
图 6. 非致癌和致癌健康风险系数空间分布

Table 4. Fitting result of contents of heavy metals
表 4. 重金属含量的拟合结果

参数	平均值	中位值	标准差	最小值	最大值	分布特征
As 含量	15.5	14.52	6.22	2.78	39.79	Max Extreme 分布
Hg 含量	0.51	0.45	0.32	0.01	1.80	Gamma 分布
Cd 含量	0.22	0.02	2.84	0.00	12.78	Lognormal 分布
Cr 含量	73.04	72.12	19.08	0.01	291.25	Student's t 分布
Pb 含量	38.81	33.31	22.92	5.27	188.15	Lognormal 分布

对于本实验没有实测的参数, 我们从文献中统计了分布特征(表 5) [31]-[38]。

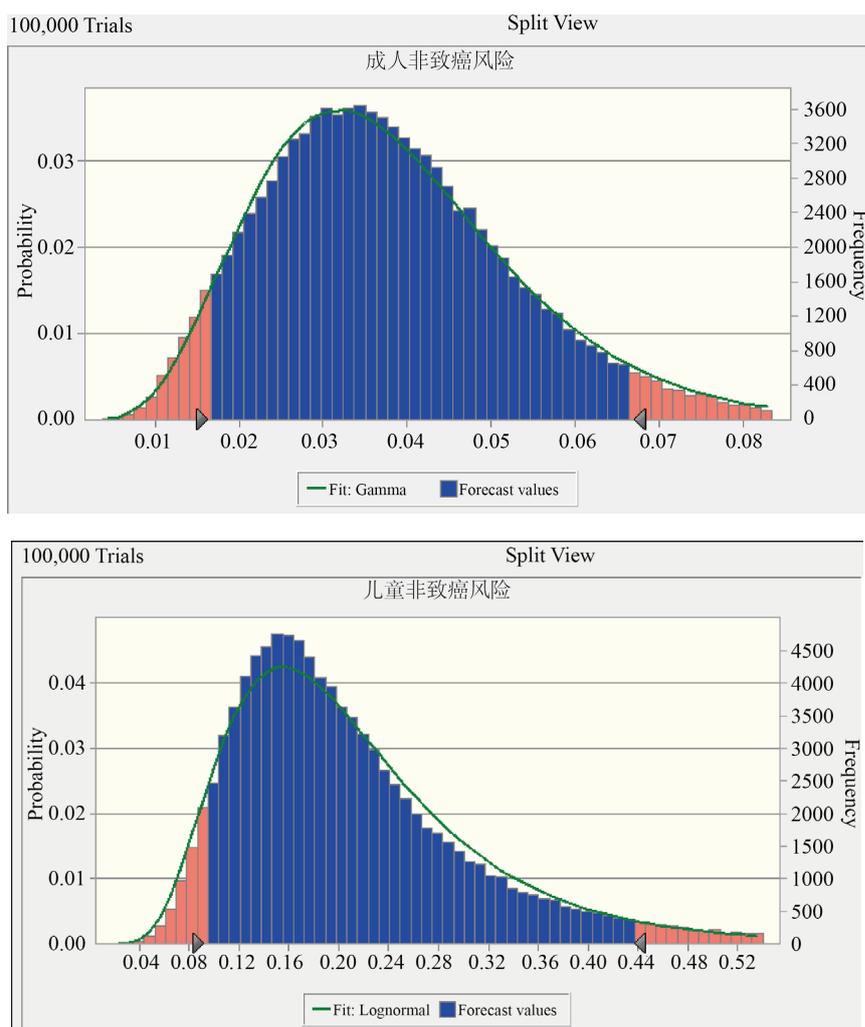
Table 5. Distribution of the parameters in health risk assessment
表 5. 健康风险评价重点参数分布特征

参数	单位	平均值	标准差	最小值	最大值	分布特征
成人体重	kg	61.52	5.8	42.1	71.6	正态分布
儿童体重	kg	21.58	10.98	5.35	38.15	正态分布

Continued

成人直接饮水量	L/d	1.7		0.3	3	三角分布
儿童直接饮水量	L/d	0.6		0.2	1.4	三角分布
成人经口摄入量	Mg/d	100		20	200	三角分布
儿童经口摄入量	Mg/d	200		85	300	三角分布
成人呼吸摄入量	M3/d	25.9	15.9	6.24	114	三角分布
儿童呼吸摄入量	M3/d	19.1	12.3	2	34.32	三角分布
成人皮肤面积	M2	16,000		12,000	19,000	三角分布
儿童皮肤面积	M2	6600		3400	16,100	三角分布
成人暴露面积	M2	3000	1691	760	5700	三角分布
儿童暴露面积	M2	1786	895	320	3053	三角分布
寿命	Year	77.5	7.5			正态分布

在以上参数的分布范围内用 Crystal Ball 软件进行蒙特卡洛随机模拟, 导入健康风险评价模型计算, 得到重金属非致癌风险和致癌风险的概率范围和敏感性分析(图 7、图 8)。



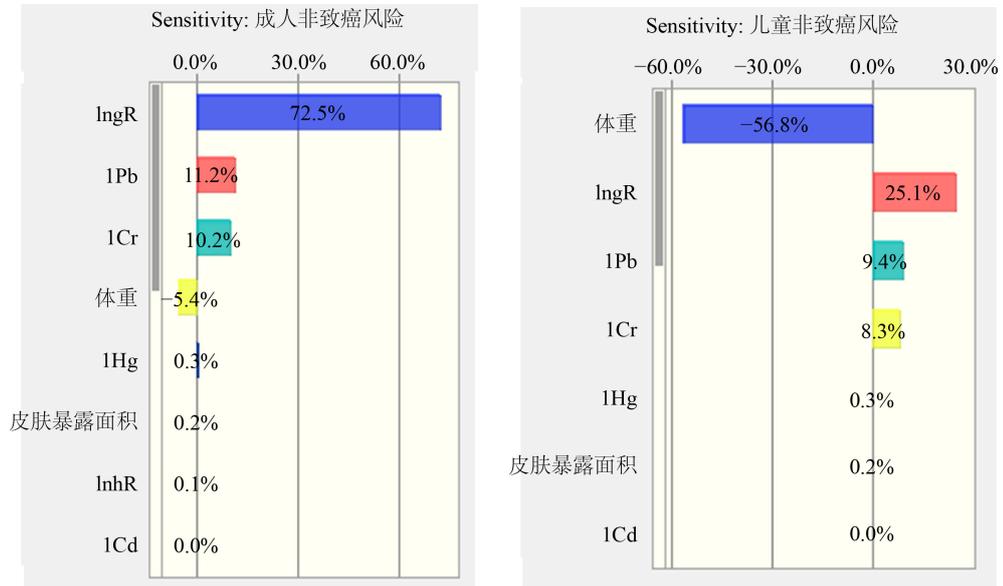
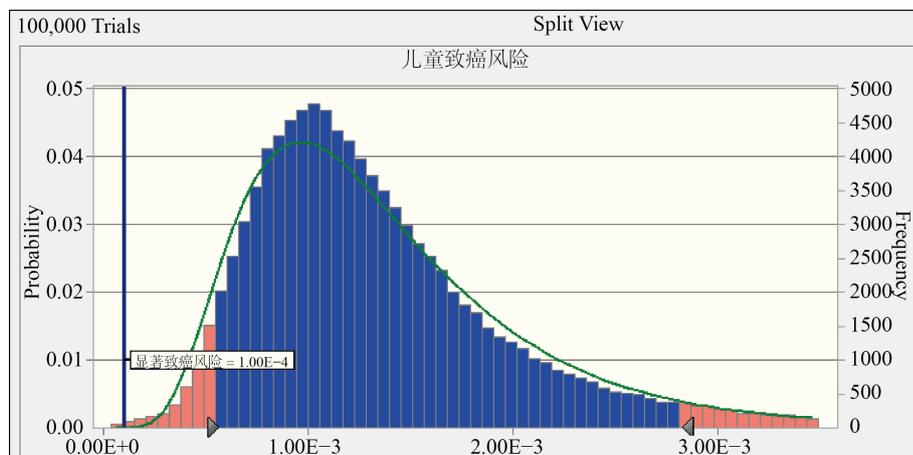
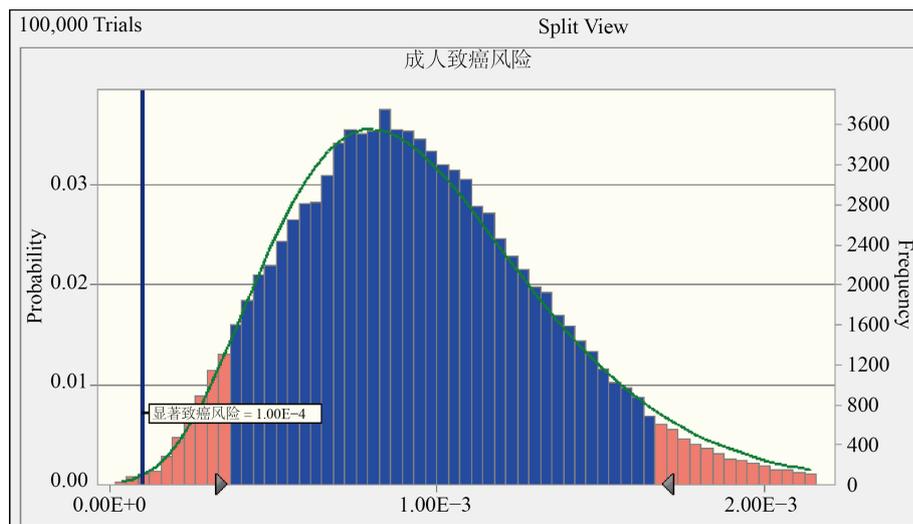


Figure 7. Probability distribution of heavy metals noncancer health risk and uncertainty analysis
图 7. 重金属非致癌风险概率分布和敏感性分析



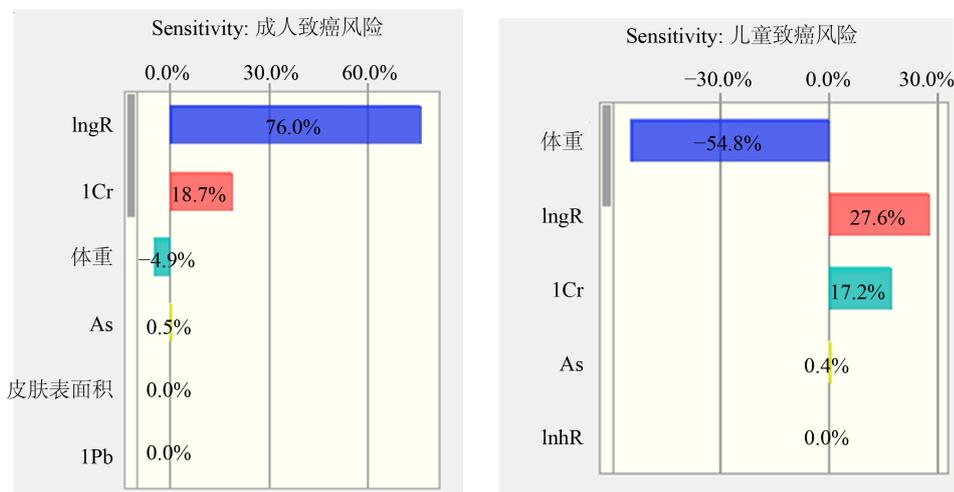


Figure 8. Probability distribution of heavy metals cancer risk and uncertainty analysis
图 8. 重金属致癌风险概率分布和敏感性分析

结果显示, 成人非致癌风险、儿童非致癌风险、成人致癌风险和儿童致癌风险的 90%水平上的置信空间分别为(0.02, 0.07)、(0.09, 0.43)、(0.000366, 0.00168)、(0.000572, 0.00282)。重金属非致癌风险及致癌风险随机模拟结果与确定性计算结果存在一定差异。其中重金属致癌风险模拟结果的平均值(成人 0.00096、儿童 0.00139)和确定性计算结果(成人 0.001、儿童 0.0013)基本一致, 而重金属非致癌风险模拟结果的平均值(成人 0.04、儿童 0.21)低于确定性计算结果里的平均值(成人 0.092、儿童 0.42)。当然, 这并不影响土壤中重金属对成人和儿童的非致癌风险都处于安全范围的结论。

通过对不确定性参数的敏感度进行分析, 我们发现经口摄入量 IngR 对成人非致癌和致癌风险影响最大, 贡献比例分别达到了 72.5%和 76%, 体重的负面影响也有 5%左右, 其他参数影响甚微, 除了 Cr 含量提供了 18.7%的贡献值; 而对于儿童非致癌和致癌健康风险来说, IngR 只贡献了 25.1%和 27.6%, 体重这个因素的反作用贡献值高达 56.8%和 54.8%, 此外 Pb 和 Cr 含量对儿童非致癌风险有 9.4%和 8.3%的贡献, Cr 含量对儿童致癌风险贡献值为 17.2%。

致癌风险明感度分析结果中, 经口摄入量 IngR 的高贡献提示我们, 良好的卫生习惯和正确的操作流程能够减少土壤重金属经口摄入量, 对土壤重金属的致癌风险至关重要; 儿童体重随年纪变化非常大, 也就是说年纪越小的儿童对土壤重金属越敏感, 发生健康危害的可能性越大; 另外土壤中铬含量的贡献比例对致癌风险相对较高, 这是因为铬的致癌毒性系数较大, 降低土壤中铬含量是减少致癌风险的有效方法。

4. 结论

本研究检测了苏州市土壤 As、Pb、Hg、Cr 和 Cd 五种重金属的含量。研究发现土壤中 As、Pb 和 Hg 含量较高, 多超出江苏省土壤背景值; As 污染相对最严重, 有 20.36%的样品超出第一类用地筛选值。不同土地利用类型中重金属含量存在一定的差异, 但没有达到显著差异水平, 其中以公路两侧土壤的 As、Pb 和 Hg 污染相对严重。As、Pb、Hg、Cr 和 Cd 在不同区域中的含量存在一定的差异, 其中新区 Hg 含量显著高于相城区, 吴中区 Cd 平均含量最高, 显著高于园区。相关性分析结果显示 Pb 与 As、Cd 和 Hg 三元素之间存在显著或极显著相关性, 表明可能有类似的来源。

重金属健康风险结果显示儿童非致癌风险和致癌风险都高于成人; 重金属 Cr 呈现最高的非致癌风险和致癌风险; 各区非致癌风险轻微, 但个别点位存在显著致癌风险。不确定性分析显示, 经口暴露量是

影响重金属健康风险的重要因素, 土壤重金属对幼童的健康风险更高, 其中铬的致癌风险应给予重视。

建议在土壤污染的风险管控中, 将儿童的易感性和特定重金属的高风险性作为管控重点, 有效保障广大人民的健康安全。

基金项目

苏州市市级环保科技经费资金计划(B201904)。

参考文献

- [1] Florence, T. (1982) The Speciation of Trace Elements in Waters. *Talanta*, **29**, 345-364. [https://doi.org/10.1016/0039-9140\(82\)80169-0](https://doi.org/10.1016/0039-9140(82)80169-0)
- [2] Liu, S., Song, H., Wei, S., Yang, F. and Li, X. (2014) Bio-Cathode Materials Evaluation and Configuration Optimization for Power Output of Vertical Subsurface Flow Constructed Wetland—Microbial Fuel Cell Systems. *Bioresource Technology*, **166**, 575-583. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.05.104>
- [3] Nemati, K., Bakar, N.K.A., Abas, M.R. and Sobhanzadeh, E. (2011) Speciation of Heavy Metals by Modified BCR Sequential Extraction Procedure in Different Depths of Sediments from Sungai Buloh, Selangor, Malaysia. *Journal of Hazardous Materials*, **192**, 402-410. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.05.039>
- [4] Lee, C.S., Li, X., Shi, W., Shi, W., Cheung, S.C. and Thornton, I. (2006) Metal Contamination in Urban, Suburban, and Country Park Soils of Hong Kong: A Study Based on GIS and Multivariate Statistics. *Science of the Total Environment*, **356**, 45-61. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.03.024>
- [5] Sun, Y., Zhou, Q., Xie, X. and Liu, R. (2010) Spatial, Sources and Risk Assessment of Heavy Metal Contamination of Urban Soils in Typical Regions of Shenyang, China. *Journal of Hazardous Materials*, **174**, 455-462. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.09.074>
- [6] Maas, S., Scheifler, R., Benslama, M., Crini, N., Lucot, E., Brahmia, Z., Benyacoub, S. and Giraudoux, P. (2010) Spatial Distribution of Heavy Metal Concentrations in Urban, Suburban and Agricultural Soils in a Mediterranean City of Algeria. *Environmental Pollution*, **158**, 2294-2301. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.02.001>
- [7] 柳云龙, 章立佳, 韩晓非, 庄腾飞, 施振香, 卢小遮. 上海城市样带土壤重金属空间变异特征及污染评价[J]. 环境科学, 2012, 33(2): 599-605.
- [8] 李一蒙, 马建华, 刘德新, 孙艳丽, 陈彦芳. 开封城市土壤重金属污染及潜在生态风险评价[J]. 环境科学, 2015(3): 1037-1044.
- [9] 王波, 冯昌伟, 刘晓青, 周守标, 戴万宏. 太阳埠城市湿地公园土壤重金属污染及生态风险预警评估[J]. 土壤通报, 2013, 44(2): 484-489.
- [10] 陈佳, 李仁, 谢晓, 王红, 徐静, 邵京, 简静, 阿克乌, 沈嘉, 央宗. 南京市绿地土壤重金属分布特征及其污染评价[J]. 环境科学, 2021, 42(2): 909-916.
- [11] 郭志, 周亚, 王乔, 王成, 宋云, 刘飞, 杨峥, 孔牧. 雄安新区土壤重金属污染特征及健康风险[J]. 中国环境科学, 2021, 41(1): 431-441.
- [12] 康帅. 北京城市绿地土壤重金属污染研究进展 [J]. 现代园艺, 2020, 43(21): 27-31.
- [13] 林挺, 赵述, 郝秀, 杨坤, 吴静, 朱艳, 罗飞. 深圳市不同土类的重金属环境背景值与理化性质特征[J]. 环境科学, 2021: 1-12.
- [14] 孙变, 赵银, 常丹, 吴文, 张勇, 田硕. 银川市城市绿地土壤重金属分布特征及其生态风险评价[J]. 水土保持研究, 2020, 27(6): 262-268, 277.
- [15] 孙雪, 张丽, 董玉, 朱林, 王政, 吕建. 典型石化工业城市土壤重金属源解析及空间分布模拟[J]. 环境科学, 2021, 42(3): 1093-1104.
- [16] 王美, 柳洋, 朱惟, 戎开, 杨菲, 孙文, 张长, 王菲. 天津市中心城区绿地土壤重金属污染分布现状分析[J]. 环境科学与技术, 2020, 43(4): 184-191.
- [17] 杨义, 谢修, 翁俊. 长春市不同绿地类型土壤重金属含量及其污染评价[J]. 土壤通报, 2020, 51(6): 1454-1460.
- [18] 张前, 刘华, 陈永, 王嘉. 合肥老城区土壤重金属分布格局及树木富集重金属潜力[J]. 生态学杂志, 2020, 39(12): 4140-4147.
- [19] USEPA (1991) Risk Assessment Guidance for Superfund Volume I Human Health Evaluation Manual (Part A) Interim Final. USEPA, Washington DC.

- [20] Means, B. (1989) Risk-Assessment Guidance for Superfund. Volume 1. Human Health Evaluation Manual. Part A. Interim Report (Final). Environmental Protection Agency, Washington DC. Office of Solid Waste and Emergency Response.
- [21] 刘勇, 岳玲玲, 李晋昌. 太原市土壤重金属污染及其潜在生态风险评价[J]. 环境科学学报, 2011, 31(6): 1285-1293.
- [22] Wang, M., Markert, B., Chen, W., Peng, C. and Ouyang, Z. (2012) Identification of Heavy Metal Pollutants Using Multivariate Analysis and Effects of Land Uses on Their Accumulation in Urban Soils in Beijing, China. *Environmental Monitoring & Assessment*, **184**, 5889-5897. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2388-9>
- [23] Cai, Q.Y., Mo, C.H., Li, H.Q., Lü, H., Zeng, Q.Y., Li, Y.W. and Wu, X.L. (2013) Heavy Metal Contamination of Urban Soils and Dusts in Guangzhou, South China. *Environmental Monitoring & Assessment*, **185**, 1095-1106. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2617-x>
- [24] Lu, Y., Gong, Z., Zhang, G. and Burghardt, W. (2003) Concentrations and Chemical Speciations of Cu, Zn, Pb and Cr of Urban Soils in Nanjing, China. *Geoderma*, **115**, 101-111. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(03\)00079-X](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(03)00079-X)
- [25] 张磊, 宋凤斌, 王晓波. 中国城市土壤重金属污染研究现状及对策[J]. 生态环境学报, 2004, 13(2): 258-260.
- [26] 黄顺生, 华明, 金洋, 吴新民, 廖启林, 朱佰万, 潘永敏. 南京市大气降尘重金属含量特征及来源研究[J]. 地学前缘, 2008, 15(5): 161-166.
- [27] 陈同斌, 黄铭洪. 香港土壤中的重金属含量及其污染现状[J]. 地理学报, 1997, 3): 228-236.
- [28] 李玉, 俞志明, 宋秀贤. 运用主成分分析(PCA)评价海洋沉积物中重金属污染来源[J]. 环境科学, 2006, 27(1): 137-141.
- [29] 王立辉, 邹正禹, 张翔宇, 赵盛开, 潘利祥. 土壤中汞的来源及土壤汞污染修复技术概述[J]. 现代化工, 2015, 5): 43-47.
- [30] 杨思言, 段宁, 魏婉婷. 基于蒙特卡罗方法的铅酸蓄电池厂土壤健康风险评价[J]. 工业安全与环保, 2016, 42(12): 98-102.
- [31] 王喆, 刘少卿, 陈晓民, 林春野. 健康风险评价中中国人皮肤暴露面积的估算[J]. 安全与环境学报, 2008, 8(4): 152-156.
- [32] 赵秀阁, 段小丽. 中国人群暴露参数手册(成人卷) [M]. 北京: 中国环境出版社, 2014.
- [33] 赵秀阁, 黄楠, 段小丽, 王贝贝, 曹素珍, 聂静, 张金良. 环境健康风险评价中的皮肤暴露参数[J]. 环境与健康杂志, 2012, 29(2): 124-126.
- [34] 侯捷, 曲艳慧, 宁大亮, 王慧. 我国居民暴露参数特征及其对风险评估的影响[J]. 环境科学与技术, 2014, 37(8): 179-187.
- [35] 段小丽, 聂静, 王宗爽, 王菲菲, 黄楠, 车飞, 张金良. 健康风险评价中人体暴露参数的国内外研究概况[J]. 环境与健康杂志, 2009, 26(4): 370-373.
- [36] 段小丽, 黄楠, 王贝贝, 赵秀阁, 聂静, 钱岩, 王先良, 张金良. 国内外环境健康风险评价中的暴露参数比较[J]. 环境与健康杂志, 2012, 29(2): 99-104.
- [37] 黎子瑜. 重金属污染场地风险评估[D]: [硕士学位论文]. 南京: 南京师范大学, 2015.
- [38] 董婷, 李天昕, 王贝贝, 段小丽, 黄楠, 曹素珍. 儿童手口接触暴露参数调查研究方法的研究进展[J]. 环境与健康杂志, 2012, 29(8): 747-751.