环境科学
(HUANJING KEXUE)
ENVIRONMENTAL SCIENCE
第44卷　第7期
2023年7月15日

目　次

生态环境知库
Eco-Environmental Knowledge Web

环 境 科 学
Environmental Science

第44卷第7期 2023年7月
Vol.44, No.7 Jul., 2023

浙江省蔬菜生产系统重金属污染生态健康风险

张述敏[1,2], 刘翠玲[1,2], 杨桂玲[3], 邓美华[3*]
(1. 北京工商大学人工智能学院, 北京 100048; 2. 北京工商大学食品安全大数据技术北京市重点实验室, 北京 100048; 3. 浙江省农业科学院农产品质量安全与营养研究所, 杭州 310021)

摘要: 为了解浙江省蔬菜生产系统重金属污染情况和居民的膳食健康风险, 选择浙江省典型的蔬菜生产基地作为研究区域, 采集了102对蔬菜和土壤样本, 分析了浙江省蔬菜生产系统重金属Cd、Cu、Pb、Cr、As、Ni和Hg的分布和富集特征, 并采用内梅罗综合污染指数、潜在生态风险指数和膳食暴露评估模型系统评价了蔬菜生产系统生态健康风险. 结果表明, 研究区土壤Cd超标严重, 超标率为97.2%, 土壤以中轻度污染风险为主, Cd污染风险最大, 其次是Pb、Cu和As. 蔬菜中仅有少量豆类和瓜果类蔬菜Cd超标, 超标率分别为12.5%和8.7%. 不同种类蔬菜的重金属富集能力差异明显, 总体表现为: 叶菜 > 豆类 > 瓜果类 > 根茎类. 浙江省居民食用本地蔬菜的非致癌风险和致癌风险都在可接受范围, 儿童比成人更容易面临风险($P < 0.01$), Cd和Pb对健康风险的贡献率最高. 浙江省蔬菜生产系统生产的蔬菜整体处于安全水平, 但需要加强对Cd和Pb的污染源管控.

关键词: 重金属污染; 健康风险; 浙江省; 蔬菜生产系统; 富集能力
中图分类号: X171.5; X820.4 **文献标识码**: A **文章编号**: 0250-3301(2023)07-4151-11 **DOI**: 10.13227/j.hjkx.202208103

Ecological Risk and Health Risk of Heavy Metal Pollution in Vegetable Production System of Zhejiang Province

ZHANG Shu-min[1,2], LIU Cui-ling[1,2], YANG Gui-ling[3], DENG Mei-hua[3*]
(1. School of Artificial Intelligence, Beijing Technology and Business University, Beijing 100048, China; 2. Beijing Key Laboratory of Big Data Technology for Food Safety, Beijing Technology and Business University, Beijing 100048, China; 3. Institute of Agro-product Safety and Nutrition, Zhejiang Academy of Agricultural Sciences, Hangzhou 310021, China)

Abstract: In order to understand the heavy metal contamination of soil and vegetables in the vegetable production system of Zhejiang Province and the health risks of vegetables consumed by residents, typical vegetable production bases in Zhejiang Province were selected as the study areas; 102 pairs of vegetable and soil samples were collected; the distribution characteristics of heavy metals Cd, Cu, Pb, Cr, As, Ni, and Hg in the vegetable production system of Zhejiang Province were analyzed, and the ecological health risks of the vegetable production system were systematically evaluated using the Nemerow composite pollution index, potential ecological risk index, and dietary exposure assessment model. The results showed that Cd in the soil seriously exceeded the standard, with an exceedance rate of 97.2%. The main risk of soil pollution was moderate and mild, and the highest risk was Cd, followed by Pb, Cu, and As. Among vegetables, only a small amount of bean and fruit vegetables exceeded the Cd content, with the exceedance rates of 12.5% and 8.7%, respectively. The BCF of different types of vegetables differed significantly and could be ranked accordingly: leafy vegetables > bean vegetables > melon vegetables > root vegetables. The non-carcinogenic and carcinogenic risks of Zhejiang residents consuming local vegetables were within acceptable limits, with children being more at risk than adults ($P < 0.01$), and Cd and Pb contributing the most to health risks. The overall vegetables produced by the vegetable production system in Zhejiang Province were at a safe level, but there is a need to strengthen the control of Cd and Pb pollution sources.

Key words: heavy metal contamination; health risk; Zhejiang Province; vegetable production system; enrichment capacity

随着中国工业化的快速发展, 土壤重金属污染问题变得越来越严重. 土壤中的重金属通过食物链在生物体内累积[1], 有研究表明长期暴露于重金属会对人体健康产生危害[2], 引发诸多疾病, 如肺癌[3]、肾功能障碍[4]、高血压[5]、糖尿病[6]和心脏疾病[7]. 膳食摄入是重金属进入人体的最主要途径[8], 蔬菜作为人们日常生活中必不可少的食物, 是保障人体基本营养, 特别是各种微量元素和膳食纤维的来源, 其质量安全直接关系到人体健康. 蔬菜重金属污染受到了广泛的关注[9], 蔬菜的重金属污染问题亟待解决.

浙江省是我国重要的蔬菜生产基地, 根据国家统计局官方数据显示, 浙江省2020年各类蔬菜总产量1 945.5万 t, 种植面积达1 047.6万 hm^2, 该地区蔬菜的安全生产对保障长三角地区人民身体健康具有重要意义. Pan等[10] 2016年对浙江省市售蔬菜进行了调查研究, 发现浙江省市场销售的蔬菜Cd、Pb和Hg分别有4.37%、3.79%和2.62%超过了国家食品安全标准. 汪玉磊等[11]于2020年对浙江省部分蔬菜基地的土壤和蔬菜重金属含量进行了调查, 发现青蒜和葱存在Cd超标. 张璐瑶等[12]于2020年对浙江省某电子垃圾处理厂附近种植蔬菜的重金属污染状况进行了研究, 结果表明该地区蔬菜Cd、Cr和

收稿日期: 2022-08-12; **修订日期**: 2022-10-14
基金项目: 食品安全大数据技术北京市重点实验室开放课题项目(BTBD-2019KF01)
作者简介: 张述敏(1996~), 男, 硕士研究生, 主要研究方向为农产品安全风险评估, E-mail: 1215271491@qq.com
* 通信作者, E-mail: meihuad@163.com

Pb 含量存在超标. 陈剑等[13]于 2021 年对台州市郊区菜地进行了调研,发现豆类蔬菜 Cu 含量超标. 由此可见浙江省的蔬菜重金属污染情况不容乐观,而以往的浙江省蔬菜重金属污染研究主要集中在市场调研和少部分污染区域,目前缺少针对浙江省蔬菜生产系统重金属污染风险的研究.

为全面了解浙江省蔬菜生产系统重金属污染情况,本研究选择浙江省典型蔬菜生产基地,进行土壤-蔬菜分别取样,重点分析了 Cd、Cu、Pb、Cr、As、Ni 和 Hg 重金属的分布与富集转运特征,结合多种评价方法系统评估了浙江省蔬菜生产系统重金属污染生态健康风险.

1 材料与方法

1.1 研究区域

研究区域选择了浙江省杭州市、绍兴市和温州市典型蔬菜生产基地(118°01′ ~ 123°10′E, 27°02′ ~31°11′N),该区域属亚热带季风性气候,年平均降雨量1 701 mm,年平均气温 15 ~ 18℃. 浙江省耕地面积3 017. 5万 hm^2,其中蔬菜种植面积1 047. 6万 hm^2,蔬菜年产量1 945. 5万 t,其中叶菜产量最高,为 544. 6 万 t.

1.2 样品采集与分析方法

根据浙江省居民的日常蔬菜消费情况和浙江省各类蔬菜的年产量,确定采集 4 大类 8 种蔬菜. 详细采集情况为:叶菜类蔬菜(白菜 16 份、青菜 13 份、快菜 13 份)、根茎类(红薯 17 份、萝卜 18 份)、豆类(扁豆 8 份)和瓜果类(苦瓜 9 份、茄子 8 份). 抽样时间为 2021 年 8 ~10 月,在浙江省杭州富阳、温州瑞安、温州瓯海、温州乐清和绍兴诸暨典型污染耕地采集各类蔬菜样本及其蔬菜附近浅层(0 ~ 20 cm)土壤样本共计 102 对:绍兴诸暨 22 对样本(9 个采样点)、瑞安 20 对样本(5 个点采样点)、瓯海 19 对样本(4 个点采样点)、乐清 21 对样本(5 个采样点)和富阳 16 对样本(2 个采样点). 蔬菜样品选择成熟的蔬菜作为取样目标,每个样品由 3 ~5 份混合而成,合计约 1 kg. 土壤样品均采用五点采样法进行采集并混合,按对角线划分并留取一半样品(约 1 kg)装入塑封袋中,并快递运回实验室.

蔬菜样品先去除不可食用的部分(叶菜去除烂叶及根部,根茎类、瓜果类和豆类去除表皮或表壳),再通过去离子水冲洗干净,然后用超纯水进行清洗,最后吸干农作物表面的水分,打成匀浆,存储于样品瓶放入冰箱保存. 将土壤样品平展置于风干盘中自然风干,然后拣出土壤中全部细小碎石及残留的动植物残体等杂物并用土壤研磨专用仪器研磨,先通过 10 目尼龙筛,取 50 g 直接检测 pH 值,剩余土壤进一步研磨,再通过 100 目尼龙筛,保存备用.

取 0. 5 g 样品放置于聚四氟乙烯消解罐中,先加入 7 mL HNO_3,预消解后再加入 2 mL H_2O_2,加盖密封,置于微波消解仪中进行消解. 微波消解程序如下:5 min 内升温到 190℃并保持恒温 20 min,待消解罐冷却后置于加热板赶酸,至最后一滴,移至 50 mL 比色管中定容,摇匀后静置过夜,取上清液上机测试. 样品检测方法和检出限见表 1. 由于少部分蔬菜样品含量较低导致检出值为 0,对检出为 0 的数据采用 0. 5 倍检出限进行替代处理.

表 1 各项指标检测方法和检出限1)

Table 1 Detection methods and detection limits of each index

样品介质	指标	检测方法	检出限/mg·kg⁻¹	样品介质	指标	检测方法	检出限/mg·kg⁻¹
土壤	Cd	ICP-MS	0. 002	蔬菜	Cd	ICP-MS	0. 002
	Cu	XRF	1		Cu	ICP-MS	0. 05
	Pb	XRF	2		Pb	ICP-MS	0. 02
	Cr	XRF	2. 5		Cr	ICP-MS	0. 05
	As	AFS	0. 5		As	ICP-MS	0. 002
	Ni	XRF	1. 5		Ni	ICP-MS	0. 2
	Hg	AFS	0. 000 5		Hg	ICP-MS	0. 001
	pH	ISE	0. 1				

1) ICP-MS 表示电感耦合等离子质谱法; XRF 表示 X 射线荧光光谱仪; AFS 表示原子荧光光谱法; ISE 表示离子选择电极法

1.3 土壤重金属污染生态风险评价方法

1.3.1 内梅罗综合污染指数

内梅罗综合污染指数[14]可以避免主观因素的影响并判断多种重金属污染物的总体风险. 计算公式为:

$$P_i = C_i/S_i \tag{1}$$

$$P_n = \sqrt{(P_{ave}^2 + P_{max}^2)/2} \tag{2}$$

式中, P_i 为重金属 i 的单因子污染指数值, C_i 为重金属 i 的实测含量, S_i 为土壤重金属 i 的质量参考值,本研究以土壤质量国家标准(GB 15618-2018)农用地土壤污染风险筛选值[15]作为参考值. P_n 为内梅罗综合污染指数值, P_{ave}为 P_i 的均值, P_{max}为 P_i 的最大值. 各级污染风险等级划分如表 2 所示.

表 2 单因子污染指数与内梅罗综合污染指数分级标准

Table 2 Classification standards of single factor pollution index and Nemerow composite pollution index

单因子污染指数(P_i)	污染等级	内梅罗综合污染指数(P_n)	污染等级
$P_i \leqslant 1$	无污染(安全)	$P_n \leqslant 0.7$	清洁(安全)
$1 < P_i \leqslant 2$	轻微污染(警戒线)	$0.7 < P_n \leqslant 1.0$	尚清洁(警戒线)
$2 < P_i \leqslant 3$	轻度污染	$1.0 < P_n \leqslant 2.0$	轻度污染
$3 < P_i \leqslant 5$	中度污染	$2.0 < P_n \leqslant 3.0$	中度污染
$P_i > 5$	重度污染	$P_n > 3.0$	重度污染

1.3.2 潜在风险指数

1980 年由 Hakanson[16] 提出的潜在风险指数评价法反映了土壤重金属污染对生态环境的影响，被广泛应用于评估土壤环境中的潜在生态风险，计算公式为：

$$RI = \sum E_r^i = \sum T_r^i \times C_i / S_i \tag{3}$$

式中，RI 为重金属综合潜在生态危害指数，E_r^i 为单一重金属潜在生态危害指数，C_i 为重金属实测含量，S_i 为参考值[15]，T_r^i 为毒性响应系数，7 种重金属 Cd、Cr、Ni、Pb、As、Cu 和 Hg 的响应系数[17]分别为 30、2、5、5、10、5 和 40. Hakanson 对潜在生态风险指数等级的划分如表 3 所示.

表 3 潜在生态风险指数分级标准

Table 3 Classification standard of potential ecological risk index

单项污染物生态风险指数(E_r^i)	污染等级	综合潜在生态风险指数(RI)	污染等级
$E_r^i < 40$	低	RI < 110	低
$40 \leqslant E_r^i < 80$	中	110 ≤ RI < 220	中等
$80 \leqslant E_r^i < 160$	较重	220 ≤ RI < 440	重
$160 \leqslant E_r^i < 320$	重	RI ≥ 440	严重
$E_r^i \geqslant 320$	严重		

1.4 蔬菜膳食暴露评价方法

1.4.1 非致癌风险评估

重金属 Cd、Cr、Ni、Pb、As、Cu 和 Hg 可以通过水体、空气灰尘和农作物等介质进入人体，长期累积会对人体健康构成危害，最终产生致癌和非致癌风险[18]. 为了研究通过膳食摄入受污染蔬菜后带来的健康风险，本文采用目标危害系数法(target hazard quotient, THQ)和综合目标危害系数法(total target hazard quotient, TTHQ)[19]对不同年龄人群面临的非致癌风险进行评估，计算公式为：

$$EDI = \frac{C_i \times IR \times EF \times ED}{BW \times AT} \tag{4}$$

$$THQ_i = EDI/RfD \tag{5}$$

$$TTHQ = \sum_{i=1}^{n} THQ_i \tag{6}$$

式中，i 为第 i 类重金属，EDI 为人体每日暴露剂量，$mg\cdot(kg\cdot d)^{-1}$；C_i 为蔬菜重金属含量，$mg\cdot kg^{-1}$；IR 为蔬菜的每日摄入量，$kg\cdot d^{-1}$；BW 为人群平均体重；EF 为暴露频率，$d\cdot a^{-1}$；ED 是暴露时间，a；AT 为暴露总天数；THQ_i 为目标危害系数. RfD 为参考剂量，$mg\cdot(kg\cdot d)^{-1}$，Cd、Hg、As、Pb、Cr、Ni 和 Cu 分别为 0.001、0.000 7、0.000 3、0.003 7、1.5、0.02 和 0.04 $mg\cdot(kg\cdot d)^{-1}$；TTHQ 表示复合目标危害系数. 如果 THQ 和 TTHQ 超过 1.0，表示人群存在潜在的毒性作用. 各参数取值见表 4.

表 4 蔬菜膳食暴露模型参数

Table 4 Dietary exposure model parameters of vegetables

评价参数	成人参考值	儿童参考值	文献
$IR/kg\cdot d^{-1}$	0.301	0.231	[18]
BW/kg	63.9	32.7	[18]
$EF/d\cdot a^{-1}$	365	365	[18]
ED/a	77	9	[20]
AT/d	ED × 365	ED × 365	[20]

1.4.2 致癌风险评估

致癌风险(cancer risk, CR)是指个体在他们的一生中遭受癌症的可能性，这可以通过致癌物的效力和暴露水平进行评估. 此外，总致癌风险(total cancer risk, TCR)可用于评估混合污染物的致癌危害. CR 和 TCR 的计算公式[19]如下：

$$CR = EDI \times SF \tag{7}$$

$$TCR = \sum_{i=1}^{n} CR_i \tag{8}$$

式中，CR 为单一重金属的致癌风险，TCR 为总的重金属致癌风险. SF 为致癌斜率因子，其中 Cd、As、Cr 和 Ni 具有致癌作用，致癌斜率因子分别为 6.1、1.5、0.5 和 0.84. TCR 值超过 1×10^{-4} 表示具有高致癌风险，低于 1×10^{-6} 表示风险可接受.

2 结果与讨论

2.1 土壤重金属含量与生态健康影响分析

2.1.1 土壤重金属含量

研究区土壤的重金属含量如表 5 所示，ω(Cd)、ω(Cr)、ω(Ni)、ω(Pb)、ω(As)、ω(Cu)和 ω(Hg)的均值分别为 0.47、54.13、20.97、56.51、11.40、66.83 和 0.13 $mg\cdot kg^{-1}$，范围分别为 0.15 ~ 1.41、37.55 ~ 93.90、10.82 ~ 41.34、14.55 ~ 139.87、7.65 ~ 32.48、45.58 ~ 117.08 和 0.08 ~ 0.29 $mg\cdot kg^{-1}$. 根据我国《土壤环境质量 农用地土壤风险管控标准(试行)》(GB 15618-2018)中的土壤重金属筛选值，研究区域农田污染土壤的重金属超标率分别为：97.12%(Cd)、3.85%(Pb)、2.88%(Cu)和 0.96%(As)，虽然 Cd 的超标率较高，但并未超过土壤重金属管控值，其余重金属也未超过管控值. 与欧盟土壤标准进行对比，研究区土壤重金属的超标率分别为：1.92%(Cd)、38.46%(Pb)、100%(As)、2.88%(Cu). 而土壤 Cr、Ni 和 Hg 均未发现超标现象. 另外，与浙江省土壤重金属背景值对比，Cd、Cu、Pb 和 As 这 4 种重金属明显超过背景值，分别为背景值的 2.35、2.29、1.73 和 1.84 倍，表明研究区为高背景区域.

整体来看，研究区土壤重金属含量空间变异较大，变异系数分别为：49.27%(Pb)、36.11%(Hg)、31.62%(Cd)、30.25%(Ni)、28.01%(As)、23.41%(Cr)和 21.99%(Cu). 变异系数可以反映出土壤重金属污染与人类活动之间的关系，变异系数越大说明人类活动的影响越大[21]，根据 Wilding[22]对变异程度的分级，Pb 和 Hg 为高度变异(CV > 36%)，其余 5 种重金属为中度变异(16% < CV < 36%). 其中 Pb(49.27%)变异系数最大，可能受人类活动的影响，造成 Pb 污染的人类活动主要有交通尾气排放、燃煤及工业活动[23]. 从土壤重金属污染风险来看，几乎所有采样地区均受到重金属污染. 其中，重金属 Cd 污染最为严重，且土壤中的 Cd 与 As 相关(r = 0.89，P < 0.01)，这可能与复合肥的使用有关，复合肥中的重金属含量很高[24]，尤其是 Cd.

表 5 研究区蔬菜种植土壤重金属含量统计值1)

Table 5 Statistics of heavy metal content of vegetable growing soils in the study area

统计值	Cd	Cr	Ni	Pb	As	Cu	Hg
最大值	1.41	93.90	41.34	139.87	32.48	117.08	0.29
最小值	0.15	37.55	10.82	14.55	7.65	45.58	0.08
均值	0.47	54.13	20.97	56.51	11.40	66.83	0.13
中位数	0.45	51.55	19.39	48.08	10.90	62.79	0.11
筛选值[15]	0.3	200	100	120	30	100	2.4
管控值[15]	3.0	1 000	—	700	120	—	4.0
欧盟标准[25]	1	100	50	60	5	100	0.5
超标率(筛选值)	97.12	0	0	3.85	0.96	2.88	0
超标率(管控值)	0	0	0	0	0	0	0
超标率(欧盟标准)	1.92	0	0	38.46	100	2.88	0
变异系数	31.62	23.41	30.25	49.27	28.01	21.99	36.11
浙江省土壤背景值[26]	0.20	69.70	26.30	32.50	6.20	29.20	0.10

1)超标率和变异系数单位为%，其余为$mg\cdot kg^{-1}$，"—"表示无数据

与国内外其他地区蔬菜地重金属含量相比(表 6)，研究区土壤中重金属 Pb、As 和 Cu 含量相对较高. 与同为长三角地区的上海市对比，研究区土壤除 Hg 以外的重金属均明显高于上海. 与北京对比，研究区土壤的重金属含量除 Cr 和 Ni 以外均高于北京市郊区. 珠江三角洲地区和印度德里、伊朗大不里士的土壤 Cd 含量相对较高. 与印度和伊朗的城市相比，研究区蔬菜用地重金属污染相对较低.

2.1.2 土壤重金属污染评价

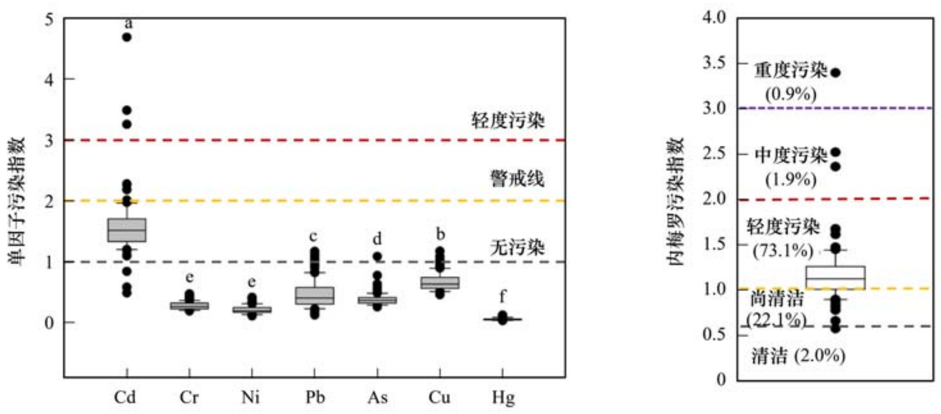
图 1 显示了研究区蔬菜地土壤单因子污染指数和内梅罗综合污染指数分析结果，重金属 Cd、Cr、Ni、Pb、As、Cu 和 Hg 的单项污染指数的均值分别为 1.58、0.27、0.21、0.47、0.38、0.67 和 0.05，范围分别为 0.49 ~ 4.68、0.19 ~ 0.47、0.11 ~ 0.41、0.12 ~ 1.17、0.25 ~ 1.08、0.46 ~ 1.17 和 0.03 ~ 0.12. 单因子污染指数评价结果表明 Cd 的污染最严重，2.9% 为中度污染，3.8% 为轻度污染，90.4% 为轻微污染. 其次是 Pb、As 和 Cu，分别有 3.8%、0.9% 和 2.9% 达到轻微污染水平，而 Cr、Ni、Hg 为无污染状态. 总体来看，所有采样点位重金属污染均不容乐观，仅 2.0% 的点位为清洁水平，22.1% 的点位为尚清洁水平，轻度污染点位高达 73.1%，还有 1.9% 和 0.9% 点位分别达到了中度污染和重度污染水平.

表 6　不同城市和地区蔬菜土壤中重金属含量对比[1)] /mg·kg^{-1}

Table 6　Comparison of heavy metal concentrations in vegetable soils in different cities and regions/mg·kg^{-1}

国家	地区	样本(*n*)	Cd	Cr	Ni	Pb	Cu	As	Hg	文献
中国	研究区	102	0.47±0.15	54.13±12.67	20.97±6.34	56.51±27.84	66.83±14.69	11.4±3.19	0.13±0.05	本研究
	上海市	86	0.17±0.07	—	—	27.01±7.62	27.93±14.52	7.72±3.01	0.49±0.38	[27]
	北京市	319	0.24±0.28	75.71±47.21	23.48±3.91	23.82±6.09	24.96±4.68	7.71±4.50	0.08±0.06	[28]
	天津市	98	1.60 (0.37~2.11)	8.62 (5.20~19.80)	9.04 (6.20~15.81)	16.02 (11.21~22.50)	26.9 (4.50~104.11)	7.95 (4.26~11.51)	0.42 (0.03~1.12)	[29]
	长沙市	57	0.31±0.14	62.21±20.30	—	35.67±8.93	—	15.10±4.26	0.17±0.13	[30]
	珠江三角洲	50	1.61±0.11	—	—	46.21±6.50	23.81±2.82	—	—	[31]
	延边市	110	0.16 (0.02~0.84)	73.52 (32.37~355.01)	23.42 (1.64~64.01)	34.95 (18.31~104.00)	29.66 (4.84~150.00)	9.24 (3.09~33.21)	—	[32]
	乌鲁木齐	172	0.48±0.42	62.50±49.30	—	21.67±6.36	—	10.7±17.46	0.03±0.02	[33]
印度	德里市	25	2.35±0.41	—	—	38.8±33.27	50.38±57.6	—	—	[34]
伊朗	大不里士	46	1.61±1.44	87.40±221.30	38.73±17.71	10.56±13.38	101.25±39.24	—	—	[35]

1)“—”表示无数据；括号内数据为含量范围，括号外为均值



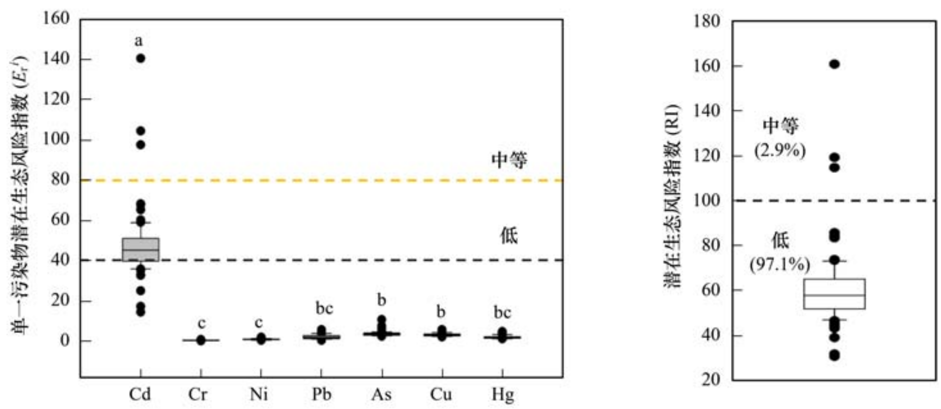
括号中百分数表示不同污染程度的土壤点位所占比例

图 1　研究区域土壤重金属污染评价

Fig. 1　Ecological risk assessment of soil heavy metal pollution in the study area

潜在生态风险分析的结果如图 2 所示，研究区菜地土壤重金属单项潜在生态风险指数平均值的顺序为：Cd > As > Cu > Pb > Hg > Ni = Cr，除 Cd 以外，其他重金属均处于在低风险等级，而 Cd 污染风险较高，有 26.0% 处于低风险等级，71.1% 处于中风险等级，2.9% 处于高风险等级.从所有重金属元素整体的生态风险来看，有 97.1% 点位处于低风险水平，2.9% 的点位达到了中等风险水平.

综合本研究结果表明，研究区土壤以中轻度为主，Cd 污染风险最高，其次是 Pb、As 和 Cu，而 Cr、Ni 和 Hg 污染风险最低.



括号中百分数表示不同污染程度的土壤点位所占比例

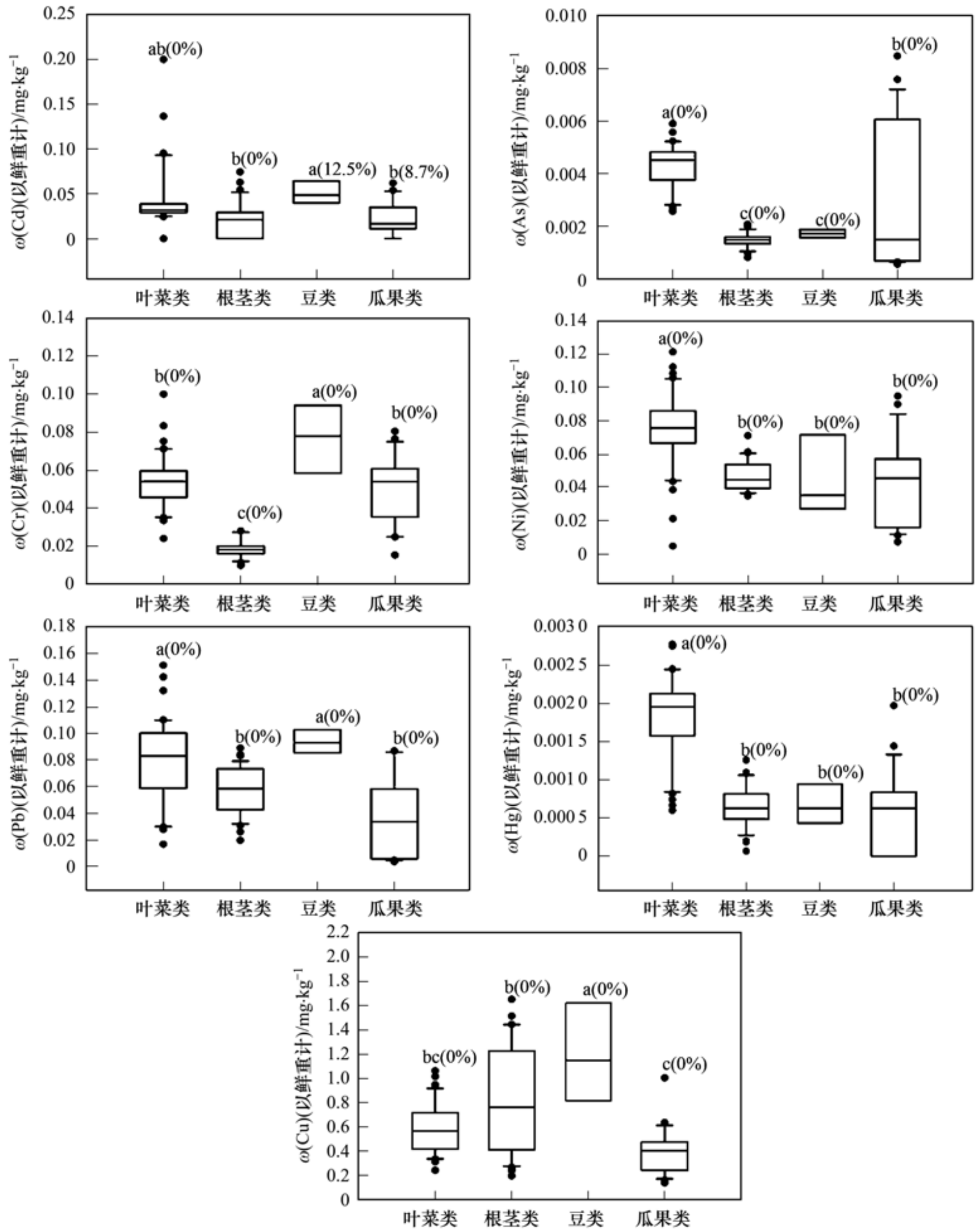
图 2　研究区域土壤重金属污染生态风险

Fig. 2　Ecological risk of soil heavy metal pollution in the study area

2.2　蔬菜重金属污染特征

2.2.1　蔬菜重金属含量分析

研究区蔬菜重金属含量水平如图 3 所示，不同蔬菜品种，重金属含量差异明显. 对于重金属 Cd，豆类中其含量最高，为 0.05(0.03 ~ 0.10) $mg\cdot kg^{-1}$[均值(范围)，下同]，其次是叶菜，为 0.04(0.00 ~ 0.19) $mg\cdot kg^{-1}$，根茎类和瓜果类最低，分别为 0.02 (0.00 ~ 0.07) 和 0.02 (0.00 ~ 0.06) $mg\cdot kg^{-1}$. 而重金属 Cr，豆类中其含量最高，为 0.08(0.06 ~ 0.12) $mg\cdot kg^{-1}$，其次是叶菜和瓜果类，分别为 0.05(0.02 ~ 0.10) $mg\cdot kg^{-1}$ 和 0.05(0.02 ~ 0.08) $mg\cdot kg^{-1}$，根茎类最低，为 0.02(0.01 ~ 0.03) $mg\cdot kg^{-1}$. Ni 在叶菜中含量最高，为 0.07(0.02 ~ 0.12) $mg\cdot kg^{-1}$，其次是根茎类、豆类和瓜果类，分别为 0.05(0.03 ~ 0.07)、0.05(0.02 ~ 0.11) 和 0.04(0.02 ~ 0.09) $mg\cdot kg^{-1}$. Pb 在豆类和叶菜含量最高，分别为 0.10 (0.08 ~ 0.16) $mg\cdot kg^{-1}$ 和 0.08 (0.02 ~ 0.15) $mg\cdot kg^{-1}$，其次是根茎类和瓜果类，分别为 0.06 (0.02 ~ 0.08) $mg\cdot kg^{-1}$ 和 0.04 (0.00 ~ 0.09) $mg\cdot kg^{-1}$. Hg 在叶菜含量最高，为 0.001 8(0.000 6 ~ 0.002 8) $mg\cdot kg^{-1}$，其次是豆类 0.000 7(0.000 4 ~ 0.001 1) $mg\cdot kg^{-1}$，根茎类和瓜果类最低，分别为 0.000 6(0.000 5 ~ 0.001 3) $mg\cdot kg^{-1}$ 和 0.000 6 (0.000 5 ~ 0.001 9) $mg\cdot kg^{-1}$. Cu 在豆类含量最



不同小写字母表示不同蔬菜类别重金属含量差异显著($P<0.05$)，括号里的数据表示超标率

图 3　蔬菜重金属含量

Fig. 3　Heavy metal content in vegetables

高,为 1.22(0.20～1.93) mg·kg^{-1},其次是根茎类和叶菜类,分别为 0.83(0.24～1.65) mg·kg^{-1} 和 0.59(0.76～0.09) mg·kg^{-1},瓜果类最低,为 0.39(0.13～1.00) mg·kg^{-1}. As 在叶菜含量最高,为 0.004 3(0.002 6～0.005 9) mg·kg^{-1},其次是瓜果类,为0.003 3(0.000 8～0.008 5) mg·kg^{-1},根茎类和豆类最低,分别为 0.001 5(0.000 8～0.002 1) mg·kg^{-1} 和0.001 7(0.001 2～0.002 1) mg·kg^{-1}. 根据国家食品安全标准 GB 2762-2017[36],仅重金属 Cd 出现超标. 不同类别蔬菜的安全限量标准不同,发生 Cd 超标的为豆类和瓜果类蔬菜,超标率分别为 12.5% 和 8.7%,其他均未出现超标现象.

和其它地区[27,31,37]蔬菜重金属含量相比(表 7),研究区域种植的叶菜中 Cd 含量相对较高,仅次于珠三角地区,叶菜中的 Cd 含量呈现出南高北低的趋势,这可能与南方土壤酸性更强有关[38]. 研究区叶菜的 Pb 含量相对较高,与北京地区相近,是珠三角地区和上海工业区的2 倍. 研究区叶菜的 Cu 含量高于其它 3 个地区,叶菜中 As 和 Hg 含量与其它地区相近. 研究区根茎类蔬菜的 Cd 含量与上海地区相近,高于北京地区,是其 3 倍. 研究区根茎类蔬菜的 Pb 含量相对高于其它 3 个地区,根茎类蔬菜 Cu、As 和 Hg 含量处于中等水平. 瓜果类蔬菜 Cd 含量排序为:上海工业区 > 研究区 > 珠三角 > 北京昌平; Pb 含量排序为:北京昌平 > 研究区 > 上海工业区 > 珠三角; Cu 含量排序为:珠三角 > 上海工业区 = 北京昌平 > 研究区; As 含量排序为:上海工业区 = 研究区 > 北京; Hg 含量排序为:上海工业区 > 北京昌平 > 研究区.

表 7　其他地区蔬菜重金属含量1)/mg·kg^{-1}

Table 7　Average heavy metal content in vegetables from other regions /mg·kg^{-1}

蔬菜样品来源	蔬菜品种	Cd	Cr	Pb	Cu	As	Hg	文献
上海工业区	叶菜类	0.023	—	0.046	0.39	0.042	0.001 7	[27]
	根茎类	0.021	—	0.041	1.72	0.035	0.001 5	
	瓜果类	0.025	—	0.025	0.48	0.032	0.001 9	
珠三角地区	叶菜类	0.055	—	0.035	0.47	—	—	[31]
	瓜果类	0.016	—	0.008	0.63	—	—	
北京市昌平区	叶菜类	0.009	0.124	0.084	0.49	0.024	0.000 9	[37]
	瓜果类	0.006	0.026	0.044	0.48	0.009	0.001 3	
	根茎类	0.006	0.068	—	0.3	0.005	0.000 7	
浙江省受污染区域	叶菜类	0.040	0.050	0.080	0.59	0.004 3	0.001 8	本研究
	根茎类	0.020	0.020	0.060	0.83	0.001 5	0.000 6	
	豆类	0.050	0.080	0.100	1.22	0.001 7	0.000 7	
	瓜果类	0.020	0.050	0.040	0.39	0.003 3	0.000 6	

1)“—”表示无数据

2.2.2　蔬菜重金属富集系数

富集系数(bioaccumulation factor,BCF)可反映蔬菜对土壤中重金属的累积能力,其数值为蔬菜重金属含量与土壤重金属含量的比值. 富集系数越小,说明蔬菜富集土壤中重金属的能力越弱. 不同蔬菜对土壤中不同重金属的富集能力差异较大(图 4). 其中,豆类和叶菜类对 Cd 的富集能力较强,豆类还对 Cu、Pb 和 Cr 有较强的富集能力,叶菜类蔬菜还对 Hg、Ni、Pb 和 Cr 有较强的富集能力,瓜果类则对 Ni、As 和 Hg 有较高的吸收能力. 相对于其他蔬菜来说,根茎类对调研的所有重金属都表现出了较低的富集能力. 以上差异与土壤中重金属全量、形态及蔬菜本身对重金属的选择性吸收有关.

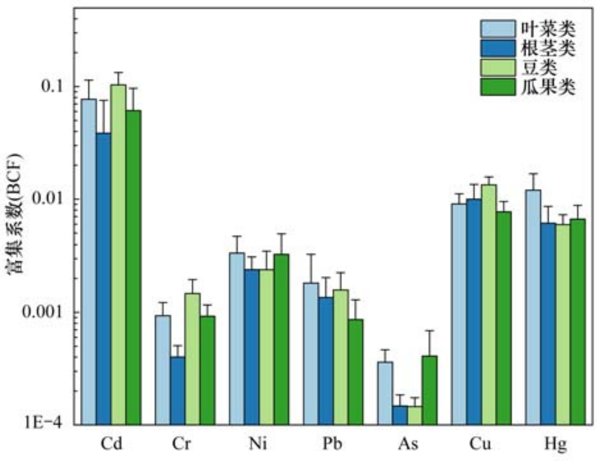


图 4　不同种类蔬菜重金属的富集系数 BCF

Fig. 4　Bioaccumulation factor of heavy metals in different vegetables

2.2.3　蔬菜重金属污染分析

蔬菜重金属污染等级采用了单因子污染指数和内梅罗指数评价(表 8). 结果显示浙江省受污染耕地生产的蔬菜中扁豆和茄子存在超过食品安全警戒线 1.0 的情况,扁豆和茄子中存在超过食品安全警戒线的重金属均为 Cd. 7 种重金属的单因子污染指数的排序为:Pb > Cd > Ni > Cr > Hg > Cu > As. 从综

合污染指数来看,不同种蔬菜的综合污染指数排序为:茄子 > 萝卜 > 扁豆 > 苦瓜 = 红薯 > 白菜 = 青菜 > 快菜.茄子的综合污染指数最高,接近警戒级.但综合污染指数显示,所有蔬菜重金属均处于清洁状态.按照蔬菜类别来分,综合污染指数排序为:瓜果类 = 豆类 > 根茎类 > 叶菜类.

表8 蔬菜重金属污染的单因子污染指数和内梅罗综合污染指数[1)]

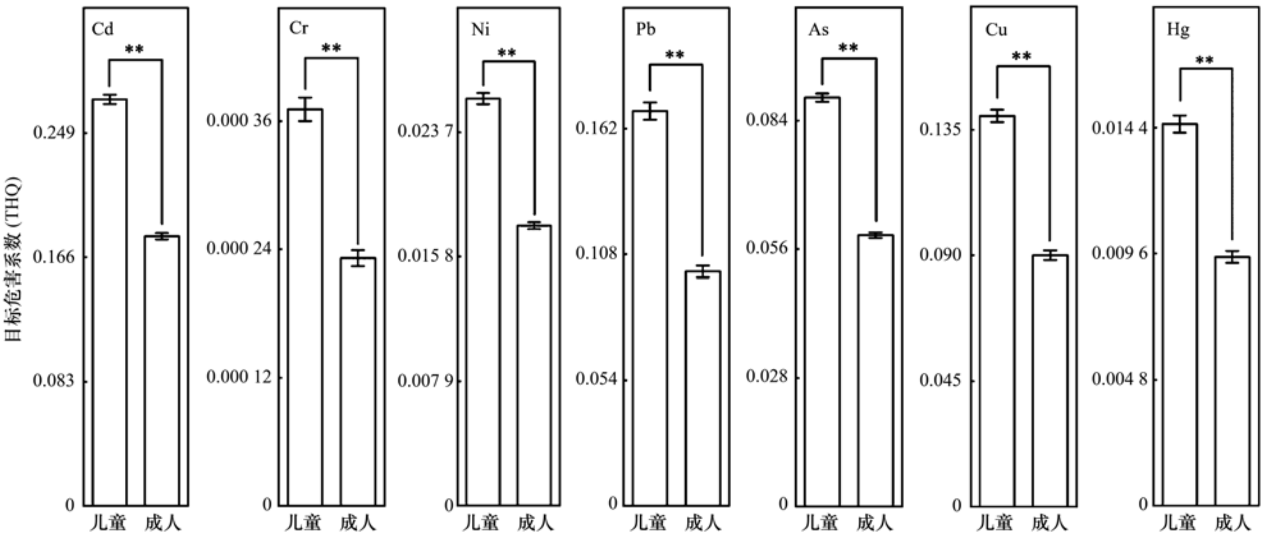
Table 8 Single factor pollution index and Nemerow composite pollution index of heavy metals in vegetables

蔬菜名称	单项污染指数[均值(范围)]							综合污染指数	污染等级
	Cd	Cr	Ni	Pb	As	Cu	Hg		
白菜	0.14dC (0.01~0.43)	0.10cC (0.07~0.14)	0.22abcB (0.02~0.41)	0.30cdeA (0.19~0.36)	0.011bD (0.010~0.012)	0.06bcCD (0.03~0.08)	0.20aB (0.16~0.28)	0.25cdAB (0.21~0.31)	清洁
青菜	0.17dB (0.12~0.23)	0.11bcC (0.08~0.14)	0.30aA (0.24~0.36)	0.24deA (0.18~0.44)	0.011bD (0.011~0.012)	0.08abC (0.06~0.11)	0.18aB (0.12~0.22)	0.25cdA (0.19~0.34)	清洁
快菜	0.18dB (0.16~0.21)	0.16aB (0.12~0.20)	0.22abcA (0.21~0.23)	0.10eC (0.09~0.11)	0.012bE (0.010~0.013)	0.05bcD (0.04~0.06)	0.08bC (0.06~0.09)	0.18dB (0.17~0.18)	清洁
红薯	0.25dA (0.01~0.74)	0.04dD (0.02~0.05)	0.17bcAB (0.14~0.24)	0.21deA (0.10~0.28)	0.003cD (0.002~0.004)	0.12aBC (0.08~0.17)	0.06bCD (0.01~0.11)	0.26cdA (0.12~0.54)	清洁
扁豆	0.52dC (0.33~1.03)	0.16dDE (0.11~0.24)	0.15cC (0.08~0.38)	0.49aA (0.36~0.82)	0.003cE (0.002~0.004)	0.12bcDE (0.08~0.19)	0.07bD (0.04~0.11)	0.42abB (0.28~0.77)	清洁
萝卜	0.14bcA (0.01~0.30)	0.04aB (0.01~0.06)	0.14bcB (0.12~0.16)	0.73bcA (0.61~0.89)	0.003cC (0.002~0.004)	0.04bcBC (0.02~0.07)	0.07bBC (0.02~0.13)	0.53bA (0.44~0.65)	清洁
苦瓜	0.28cdA (0.12~0.47)	0.14abBC (0.10~0.16)	0.17bcB (0.15~0.21)	0.28cdeA (0.22~0.34)	0.013aC (0.011~0.024)	0.05bcC (0.03~0.06)	0.07bBC (0.02~0.10)	0.26cd (0.21~0.35)	清洁
茄子	0.83aA (0.33~1.24)	0.11bcB (0.11~0.11)	0.15cB (0.09~0.23)	0.54bA (0.35~0.85)	0.002cB (0.002~0.003)	0.04cB (0.03~0.05)	0.06bB (0.05~0.07)	0.61aA (0.27~0.90)	清洁
叶菜类	0.16dB (0.01~0.43)	0.12bcC (0.07~0.20)	0.24abA (0.02~0.41)	0.25deA (0.09~0.44)	0.012bE (0.010~0.013)	0.06bcD (0.03~0.11)	0.18aB (0.06~0.28)	0.24dA (0.17~0.34)	清洁
根茎类	0.20dB (0.01~0.74)	0.04dD (0.01~0.06)	0.16bcBC (0.12~0.24)	0.46bcA (0.10~0.89)	0.003cD (0.002~0.004)	0.08abCD (0.02~0.17)	0.07bD (0.01~0.13)	0.34bcA (0.17~0.34)	清洁
豆类	0.52bcA (0.33~1.03)	0.16aB (0.11~0.24)	0.15bcB (0.08~0.38)	0.49bcA (0.36~0.82)	0.003cC (0.002~0.004)	0.12aBC (0.08~0.19)	0.07bBC (0.04~0.11)	0.42bA (0.28~0.77)	清洁
瓜果类	0.53bA (0.12~1.24)	0.12bcB (0.10~0.16)	0.16bcB (0.09~0.23)	0.40cdA (0.22~0.85)	0.011bB (0.002~0.020)	0.04bcB (0.03~0.06)	0.06bB (0.02~0.10)	0.42bA (0.21~0.90)	清洁

1)不同字母为显著性分析($P<0.05$)结果,小写字母为纵向比较,大写字母为横向比较

2.3 膳食暴露风险分析

膳食暴露健康风险评价展示在图5~7.单一重金属的非致癌风险评价结果如图5所示,7种重金属的THQ值从大到小排序为:Cd > Cu > Pb > As > Ni > Hg > Cr,所有重金属的THQ都没有超过1.0,儿童组的THQ值显著高于成人组($P<0.01$).多种



** 表示显著性分析($P<0.01$),下同

图5 单一重金属的非致癌风险 THQ

Fig. 5 Non-carcinogenic risk of single heavy metals

重金属的非致癌总风险 TTHQ 如图 7(a)所示，成人和儿童的 TTHQ 值均未超过 1.0，风险处在可接受水平，但儿童的 TTHQ 值显著高于成人($P<0.01$)，说明儿童比成人对蔬菜重金属污染更加敏感，相关研究也得到了相同的结论[39]. 7 种重金属对总风险 TTHQ 值的贡献率分别为：42.3%(Cd)、23.2%(Cu)、17.0%(Pb)、12.6%(As)、3.1%(Ni)、1.7%(Hg)和 0.1%(Cr). 重金属 Cd、Pb 和 Cu 是风险的主要来源. 国内外都有相关研究也报道了 Cd 和 Pb 对总风险 TTHQ 值具有较高贡献的结论[20,40,41].

致癌风险评价结果如图 6 和图 7 所示. CR 为单一重金属的致癌风险，TCR 为总致癌风险. CR > 10^{-4}表示致癌风险较高，CR 在 10^{-4} 和 10^{-6}之间表示存在潜在风险，风险可接受. 4 种重金属中 Cd 的致癌风险最高，成人和儿童的 Cd 致癌风险分别为 1.7×10^{-6}和 1.1×10^{-6}，综合致癌风险 TCR 如图 7(b)所示，成人和儿童的 TCR 均值分别为 2.4×10^{-6}和 1.6×10^{-6}，表明儿童和成人的致癌风险处在可接受水平. 重金属对综合致癌风险(TCR)的贡献率分别为：75.0%(Cd)、8.1%(Cr)、15.2%(Ni)和 1.6%(As)，儿童显著高于成人.

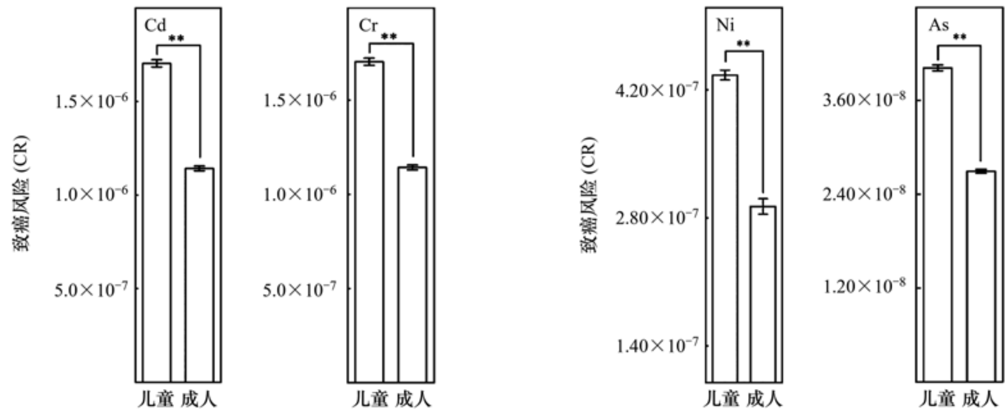
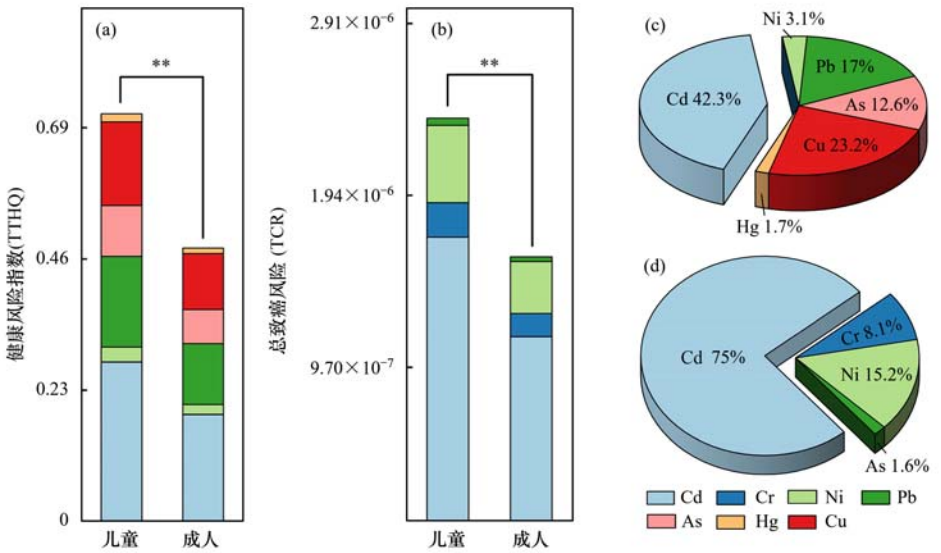


图 6　单一重金属的致癌风险 CR

Fig. 6　Carcinogenic risk of single heavy metals



(a)多种重金属总的非致癌风险(TTHQ)，(b)多种重金属的综合致癌风险(TCR)，

(c)不同重金属对总风险(TTHQ)的贡献率，(d)不同重金属对综合致癌风险(TCR)的贡献率

图 7　多种重金属总风险(TTHQ 和 TCR)和重金属贡献率

Fig. 7　Total risk (TTHQ and TCR) of various heavy metals and contribution rate of heavy metals

在计算总风险 TTHQ 和 TCR 值时通过食用蔬菜摄入的金属总量被假定为人体中实际吸收的剂量. 本研究中重金属的健康风险可能被高估. 由于缺少每种蔬菜的详细消费数据，因此健康风险评估结果具有不确定性，建议对目标区域进行更具体和详细的暴露估计. 尽管有不确定性的存在，对蔬菜中重金属的定期监测依然是必要的，以确保饮食安全.

3 结论

(1)研究区域菜地土壤 Cd 含量普遍超标,且变异性较高,受人为活动影响较大.研究区域菜地土壤以中轻度污染为主,Cd 是最大的风险来源,其次是 Pb、Cu 和 As,而 Cr、Ni 和 Hg 污染风险较低.

(2)蔬菜的重金属富集能力存在差异,整体而言,叶菜和豆类蔬菜对重金属的富集能力较强.中轻度污染的土壤种植的蔬菜只有少部分发生重金属含量超标,整体处在清洁水平.膳食暴露分析结果表明,食用这些蔬菜的健康风险在可接受水平.

(3)不同重金属对健康风险的贡献率不同,Cd 对健康风险的贡献率最高,其次是 Pb 和 Cu.因此,建议浙江省对蔬菜生产系统的 Cd、Pb 和 Cu 污染源加强管控和防治.

致谢:感谢刘志博士在重金属检测方面的指导,感谢郭颢在样品采集过程中提供的帮助.

参考文献:

[1] Zhang H W, Zhang F, Song J, *et al*. Pollutant source, ecological and human health risks assessment of heavy metals in soils from coal mining areas in Xinjiang, China [J]. Environmental Research, 2021, **202**, doi: 10.1016/j.envres.2021.111702.

[2] 孙帅, 耿柠波, 郭崔崔, 等. 我国东部沿海地区蔬菜中重金属累积分布特征及居民膳食暴露评估[J]. 环境科学, 2021, **42**(11): 5519-5525.

Sun S, Geng N B, Guo C C, *et al*. Accumulation characteristics and dietary exposure estimation of heavy metals in vegetables from the eastern coastal region of China[J]. Environmental Science, 2021, **42**(11): 5519-5525.

[3] 余志, 陈凤, 张军方, 等. 锌冶炼区菜地土壤和蔬菜重金属污染状况及风险评价[J]. 中国环境科学, 2019, **39**(5): 2086-2094.

Yu Z, Chen F, Zhang J F, *et al*. Contamination and risk of heavy metals in soils and vegetables from zinc smelting area[J]. China Environmental Science, 2019, **39**(5): 2086-2094.

[4] Jiménez-Oyola S, Chavez E, García-Martínez M J, *et al*. Probabilistic multi-pathway human health risk assessment due to heavy metal(loid)s in a traditional gold mining area in Ecuador [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2021, **224**, doi: 10.1016/j.ecoenv.2021.112629.

[5] Karalliedde L, Brooke N. Toxicity of heavy metals and trace elements[A]. In: Baker D, Karalliedde L, Murray V, *et al* (Eds.). Essentials of Toxicology for Health Protection[M]. 2nd ed. Oxford: Oxford University Press, 2012.

[6] 李依玲, 闫贻忠, 刘佳琳, 等. 中国2017年成人膳食来源铅暴露所致心血管疾病疾病负担分析[J]. 中国公共卫生, 2022, **38**(5): 557-562.

Li Y L, Yan Y Z, Liu J L, *et al*. Burden of cardiovascular disease attributable to dietary lead exposure among adults in China, 2017[J]. Chinese Journal of Public Health, 2022, **38**(5): 557-562.

[7] 张均涛, 唐学杰, 雷娟, 等. 贵州省侗族人群铅暴露水平与糖尿病前期、糖尿病的关联性初探[J]. 现代预防医学, 2020, **47**(14): 2648-2651, 2676.

Zhang J T, Tang X J, Lei J, *et al*. The correlation between lead exposure level and the prevalence of diabetes and prediabetes among Dong minority in Guizhou Province [J]. Modern Preventive Medicine, 2020, **47**(14): 2648-2651, 2676.

[8] Kumar P, Dipti, Kumar S, *et al*. Severe contamination of carcinogenic heavy metals and metalloid in agroecosystems and their associated health risk assessment [J]. Environmental Pollution, 2022, **301**, doi: 10.1016/j.envpol.2022.118953.

[9] Rodríguez R, Jiménez A, Fernández-Bolaños J, *et al*. Dietary fibre from vegetable products as source of functional ingredients [J]. Trends in Food Science & Technology, 2006, **17**(1): 3-15.

[10] Pan X D, Wu P G, Jiang X G. Levels and potential health risk of heavy metals in marketed vegetables in Zhejiang, China[J]. Scientific Reports, 2016, **6**(1), doi: 10.1038/srep20317.

[11] 汪玉磊, 季天委, 俞丹宏, 等. 浙江省部分蔬菜基地土壤和蔬菜重金属含量调查[J]. 浙江农业科学, 2020, **61**(7): 1310-1312.

Wang Y L, Ji T W, Yu D H, *et al*. Investigation and analysis of heavy metal content in soil and vegetables in part of vegetable bases in Zhejiang[J]. Journal of Zhejiang Agricultural Sciences, 2020, **61**(7): 1310-1312.

[12] 张璐瑶, 赵科理, 傅伟军. 电子垃圾拆解区土壤-农作物系统中镉元素的空间分布特征及其风险评价[J]. 环境科学, 2021, **42**(9): 4432-4440.

Zhang L Y, Zhao K L, Fu W J. Spatial distribution characteristics and risk assessment of cadmium pollution in soil-crops system of an e-waste dismantling area[J]. Environmental Science, 2021, **42**(9): 4432-4440.

[13] 陈剑, 齐文, 何玲玲, 等. 城郊菜地土壤与蔬菜中重金属含量调查及风险评估[J]. 浙江农业科学, 2021, **62**(5): 904-906.

Chen J, Qi W, He L L, *et al*. Investigation and risk assessment on soil and vegetable heavy metal content in suburban [J]. Journal of Zhejiang Agricultural Sciences, 2021, **62**(5): 904-906.

[14] 范拴喜, 甘卓亭, 李美娟, 等. 土壤重金属污染评价方法进展[J]. 中国农学通报, 2010, **26**(17): 310-315.

Fan S X, Gan Z T, Li M J, *et al*. Progress of assessment methods of heavy metal pollution in soil[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2010, **26**(17): 310-315.

[15] GB 15618-2018, 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准[S].

[16] Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach[J]. Water Research, 1980, **14**(8): 975-1001.

[17] 王帅, 胡恭任, 于瑞莲, 等. 九龙江河口表层沉积物中重金属污染评价及来源[J]. 环境科学研究, 2014, **27**(10): 1110-1118.

Wang S, Hu G R, Yu R L, *et al*. Pollution assessment and source analysis of heavy metals in surface sediments from Jiulong River Estuary[J]. Research of Environmental Sciences, 2014, **27**(10): 1110-1118.

[18] 周雅, 毕春娟, 周枭潇, 等. 上海市郊工业区附近蔬菜中重金属分布及其健康风险[J]. 环境科学, 2017, **38**(12): 5292-5298.

Zhou Y, Bi C J, Zhou X X, *et al*. Distribution characteristics and health risk for heavy metals in vegetables near the industrial areas in Shanghai[J]. Environmental Science, 2017, **38**(12): 5292-5298.

[19] EPA. Risk assessment guidance for superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part A)[R]. Washington:

U. S. Environmental Protection Agency, 1989. 139-141.

[20] Lü Q X, Xiao Q T, Wang Y J, *et al*. Risk assessment and hotspots identification of heavy metals in rice: a case study in Longyan of Fujian province, China[J]. Chemosphere, 2021, **270**, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.128626.

[21] 李伟，布多，孙晶，等. 拉萨巴嘎雪湿地土壤重金属分布及生态风险评价[J]. 环境化学，2021，**40**(1)：195-203.
Li W, Bu D, Sun J, *et al*. Distribution and ecological risk assessment of heavy metal elements in the surface sediments of Bagaxue wetlands in Lhasa[J]. Environmental Chemistry, 2021, **40**(1): 195-203.

[22] Wilding L P. Spatial variability: its documentation, accommodation and implication to soil surveys[A]. In: Bouman J, Nielsen D R, (Eds.). Soil Spatial Variability[M]. Wageningen: Pudoc, 1985.

[23] 陈锦芳，方宏达，巫晶晶，等. 基于 PMF 和 Pb 同位素的农田土壤中重金属分布及来源解析[J]. 农业环境科学学报，2019，**38**(5)：1026-1035.
Chen J F, Fang H D, Wu J J, *et al*. Distribution and source apportionment of heavy metals in farmland soils using PMF and lead isotopic composition[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2019, **38**(5): 1026-1035.

[24] Luo L, Ma Y B, Zhang S Z, *et al*. An inventory of trace element inputs to agricultural soils in China[J]. Journal of Environmental Management, 2009, **90**(8): 2524-2530.

[25] Jarva J, Tarvainen T, Reinikainen J. Application of arsenic baselines in the assessment of soil contamination in Finland[J]. Environmental Geochemistry and Health, 2008, **30**(6): 613-621.

[26] 董岩翔，郑文，周建华，等. 浙江省土壤地球化学背景值[M]. 北京：地质出版社，2007.

[27] Bi C J, Zhou Y, Chen Z L, *et al*. Heavy metals and lead isotopes in soils, road dust and leafy vegetables and health risks via vegetable consumption in the industrial areas of Shanghai, China[J]. Science of the Total Environment, 2018, **619-620**: 1349-1357.

[28] 索琳娜，刘宝存，赵同科，等. 北京市菜地土壤重金属现状分析与评价[J]. 农业工程学报，2016，**32**(9)：179-186.
Suo L N, Liu B C, Zhao T K, *et al*. Evaluation and analysis of heavy metals in vegetable field of Beijing[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2016, **32**(9): 179-186.

[29] Meng W Q, Wang Z W, Hu B B, *et al*. Heavy metals in soil and plants after long-term sewage irrigation at Tianjin China: a case study assessment[J]. Agricultural Water Management, 2016, **171**: 153-161.

[30] 黄凤球，孙玉桃，宋光良，等. 长期种植蔬菜土壤的重金属累积与污染风险评价[J]. 农业现代化研究，2014，**35**(5)：654-657.
Huang F Q, Sun Y T, Song G L, *et al*. Accumulation and pollution risk of heavy metals in long-term vegetable-planted soils [J]. Research of Agricultural Modernization, 2014, **35**(5): 654-657.

[31] Hu J L, Wu F Y, Wu S C, *et al*. Phytoavailability and phytovariety codetermine the bioaccumulation risk of heavy metal from soils, focusing on Cd-contaminated vegetable farms around the Pearl River Delta, China[J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2013, **91**: 18-24.

[32] Liu L, Cui Z W, Wang Y, *et al*. Contamination features and health risk of heavy metals in suburban vegetable soils, Yanbian, Northeast China[J]. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal, 2019, **25**(3): 722-737.

[33] Sawut R, Kasim N, Maihemuti B, *et al*. Pollution characteristics and health risk assessment of heavy metals in the vegetable bases of northwest China[J]. Science of the Total Environment, 2018, **642**: 864-878.

[34] Bhatia A, Singh S, Kumar A. Heavy metal contamination of soil, irrigation water and vegetables in peri-urban agricultural areas and markets of Delhi[J]. Water Environment Research, 2015, **87**(11): 2027-2034.

[35] Taghipour H, Mosaferi M, Armanfar F, *et al*. Heavy metals pollution in the soils of suburban areas in big cities: a case study [J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2013, **10**(2): 243-250.

[36] GB 2762-2017，食品安全国家标准 食品中污染物限量[S].

[37] 王北洪，马智宏，冯晓元，等. 北京市蔬菜重金属含量及健康风险评价[J]. 食品安全质量检测学报，2015，**6**(7)：2736-2745.
Wang B H, Ma Z H, Feng X Y, *et al*. Concentrations and health risk evaluation of heavy metals in vegetables in Beijing[J]. Journal of Food Safety & Quality, 2015, **6**(7): 2736-2745.

[38] 戴万宏，黄耀，武丽，等. 中国地带性土壤有机质含量与酸碱度的关系[J]. 土壤学报，2009，**46**(5)：851-860.
Dai W H, Huang Y, Wu L, *et al*. Relationships between soil organic matter content (SOM) and pH in topsoil of zonal soils in China[J]. Acta Pedologica Sinica, 2009, **46**(5): 851-860.

[39] 高凤杰，王鑫，韩晶，等. 东北黑土区小流域耕地土壤重金属污染特征及健康风险评价：以海沟河小流域为例[J]. 中国农业大学学报，2020，**25**(8)：73-83.
Gao F J, Wang X, Han J, *et al*. Heavy metal pollution characteristics and its health risk assessment in a mollisol watershed of Northeast China: Taking Haigou watershed as study case[J]. Journal of China Agricultural University, 2020, **25**(8): 73-83.

[40] Hu W Y, Huang B, Tian K, *et al*. Heavy metals in intensive greenhouse vegetable production systems along Yellow Sea of China: levels, transfer and health risk[J]. Chemosphere, 2017, **167**: 82-90.

[41] Nabulo G, Young S D, Black C R. Assessing risk to human health from tropical leafy vegetables grown on contaminated urban soils[J]. Science of the Total Environment, 2010, **408**(22): 5338-5351.

HUANJING KEXUE Vol. 44 No. 7

Environmental Science (monthly) Jul. 15, 2023

CONTENTS