

江苏省大米重金属调查与膳食摄入评估

唐之贤, 董歌, 史高玲, 高岩, 张祎, 赵方杰, 汪鹏

引用本文:

唐之贤, 董歌, 史高玲, 高岩, 张祎, 赵方杰, 汪鹏. 江苏省大米重金属调查与膳食摄入评估[J]. 农业环境科学学报, 2024, 43(4): 721-731.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2023-1090>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

竹笋地土壤重金属污染潜在生态风险及食用笋健康风险评价

任传义, 程军勇, 张延平, 汤富彬, 倪张林, 屈明华

农业环境科学学报. 2017, 36(5): 855-862 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-1501>

广西某铅锌矿影响区农田土壤重金属污染特征及修复策略

张云霞, 宋波, 杨子杰, 王佛鹏, 周浪, 周子阳, 宾娟

农业环境科学学报. 2018, 37(2): 239-249 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1134>

改性玉米秸秆吸附磷的动力学和热力学特征研究

韩珏, 李佳欣, 崔红艳, 吕纬, 白淑琴

农业环境科学学报. 2020, 39(9): 2008-2014 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0316>

再生铝企业周边农田土壤与农作物重金属含量特征分析

冯依涛, 阎秀兰, 佟雪娇, 李鸣凤, 梁天昊

农业环境科学学报. 2020, 39(1): 87-96 <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-0897>

长三角农业活动区农田土壤重金属风险评价

崔云霞, 曹炜琦, 李伟迪, 马涛, 徐璐, 夏梦茹

农业环境科学学报. 2021, 40(7): 1441-1450 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-1362>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

唐之贤, 董歌, 史高玲, 等. 江苏省大米重金属调查与膳食摄入评估[J]. 农业环境科学学报, 2024, 43(4): 721-731.

TANG Z X, DONG G, SHI G L, et al. Survey of heavy metals in rice in Jiangsu Province and dietary intake assessment[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2024, 43(4): 721-731.



开放科学 OSID

江苏省大米重金属调查与膳食摄入评估

唐之贤^{1,2}, 董歌^{1,2}, 史高玲³, 高岩³, 张祎⁴, 赵方杰¹, 汪鹏^{1,2*}

(1. 南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095; 2. 南京农业大学前沿交叉研究院, 南京 210095; 3. 江苏省农业科学院农业资源与环境研究所/农业农村部江下游平原农业环境重点实验室, 南京 210014; 4. 江苏省粮油质量监测中心, 南京 210031)

摘要:为探究苏南、苏中、苏北地区大米中重金属含量的空间分布特征,及其经大米途径摄入重金属元素的健康风险,本研究于2014—2018年收集了江苏省13个地级市产地的980份稻谷样品,采用电感耦合等离子体质谱仪(ICP-MS),对糙米中镉(Cd)、砷(As)、铅(Pb)和铬(Cr)元素的含量进行了研究。结果表明:江苏省大米中Cd、总As、无机As、Pb和Cr含量范围分别为0.002~0.314、0.003~0.513、0.003~0.385、0.002~0.722 mg·kg⁻¹和0.002~1.982 mg·kg⁻¹,算术平均值分别为0.038、0.147、0.110、0.032 mg·kg⁻¹和0.042 mg·kg⁻¹。相较于食品安全国家标准GB 2762—2022,大米中Cd、Pb和Cr含量超标率依次为0.9%、2.8%和0.2%,据估测大米中无机As含量的超标率为0.2%。与全国和全球水平相比,江苏省大米中总As和无机As含量较高,人群具有较高的大米无机As暴露风险。江苏省大米中Cd含量呈现由北向南递增的空间分布特征,苏南地区人群具有相对较高的大米Cd暴露风险,间接地反映出了苏南地区的土壤Cd活性较高,这可能与苏南地区发达的工业经济和土壤pH较低相关。江苏省成人单位体质量日均大米Cd、无机As、Pb和Cr摄入量分别为0.19、0.48、0.14 μg·kg⁻¹和0.18 μg·kg⁻¹,与世卫组织和国际粮农组织推荐的健康指导值相比,通过大米膳食摄入重金属量整体较低,但江苏省大米无机As和苏南地区大米Cd的暴露风险相对较高。综上,江苏省大米重金属含量总体处于安全范围,建议加强监测江苏省各产地大米中Cd和无机As的含量,降低江苏省局部地区成人的大米Cd、无机As的膳食暴露风险。

关键词:江苏省;大米;重金属含量;调查;膳食摄入评估

中图分类号:R155 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2024)04-0721-11 doi:10.11654/jaes.2023-1090

Survey of heavy metals in rice in Jiangsu Province and dietary intake assessment

TANG Zhixian^{1,2}, DONG Ge^{1,2}, SHI Gaoling³, GAO Yan³, ZHANG Yi⁴, ZHAO Fangjie¹, WANG Peng^{1,2*}

(1. College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 2. Academy for Advanced Interdisciplinary Studies, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China; 3. Institute of Agricultural Resources and Environment, Jiangsu Academy of Agricultural Sciences/Key Laboratory of Agro-Environment in Downstream of Yangze Plain, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Nanjing 210014, China; 4. Jiangsu Grain and Oil Quality Monitoring Center, Nanjing 210031, China)

Abstract: This study aimed to investigate the spatial distribution pattern of heavy metal contamination in rice across three regions in Jiangsu Province, China. Additionally, it aimed to evaluate dietary intake associated with rice consumption among the general population in the province. A survey conducted between 2014 to 2018 involved the collection of 980 rice grain samples from 13 rice production areas in Jiangsu Province. These rice samples were analyzed for the concentrations of cadmium (Cd), arsenic (As), lead (Pb), and chromium (Cr) using an inductively coupled plasma mass spectrometer. The study findings revealed that the concentrations of Cd, total As, inorganic As, Pb, and Cr in rice grain samples from Jiangsu Province ranged from 0.002 to 0.314 mg·kg⁻¹, 0.003 to 0.513 mg·kg⁻¹, 0.003 to 0.385 mg·kg⁻¹, 0.002 to 1.982 mg·kg⁻¹, and 0.002 to 1.982 mg·kg⁻¹, respectively. Compared with the national food safety standard GB 2762-2022, the exceedance rates of Cd, Pb, and Cr in rice grain samples from Jiangsu Province were 0.9%, 2.8%, and 0.2%, respectively. The estimated exceedance rate of inorganic As in rice grain samples was 0.2%. Compared with the national and global levels, the total As and inorganic As content in Jiangsu rice was higher, and the population had a higher risk of inorganic As exposure from rice. The Cd content in Jiangsu rice showed a spatial distribution pattern of increasing from north to south. The population in the southern region of Jiangsu had a relatively high risk of Cd exposure from rice, which indirectly reflected that the soil Cd activity was higher in the southern region of Jiangsu, which may be related to the developed industrial economy and lower soil pH in the southern region of Jiangsu. The average daily intake of Cd, inorganic As, Pb, and Cr from rice per unit body mass of Jiangsu adults was 0.19, 0.48, 0.14 μg·kg⁻¹ and 0.18 μg·kg⁻¹, respectively, compared with the health guidance values recommended by the World Health Organization and the International Food and Agriculture Organization, the overall intake of heavy metals from rice diet was relatively low, but the exposure risk of inorganic As in Jiangsu rice and Cd in rice from the southern region of Jiangsu was relatively high. In conclusion, the heavy metal content of Jiangsu rice was generally within the safe range, it is suggested to strengthen the monitoring of Cd and inorganic As content in rice from various production areas in Jiangsu Province, and reduce the exposure risk of Cd and inorganic As from rice diet for adults in the local region of Jiangsu Province.

收稿日期:2023-12-20 录用日期:2024-01-22

作者简介:唐之贤(1997—),男,江苏江宁人,博士研究生,研究方向为土壤重金属污染与阻控。E-mail:2022203041@stu.njau.edu.cn

*通信作者:汪鹏 E-mail:p.wang3@njau.edu.cn

基金项目:国家自然科学基金项目(42325701);江苏省重点研发计划项目(BE2021717)

Project supported: National Natural Science Foundation of China (42325701); Key Research and Development Program of Jiangsu Province, China (BE2021717)

kg^{-1} , 0.002 to 0.722 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, and 0.002 to 1.982 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectively. The arithmetic mean values for these concentrations were 0.038, 0.147, 0.110, and 0.032 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. The percentage of samples were respectively 0.9%, 2.8% and 0.2%, exceeded the Chinese food safety standards for Cd, Pb and Cr concentrations in rice grain samples, with inorganic As exceeding limit estimated to be 0.2% of the samples. In comparison to national and global levels, the concentrations of As and inorganic As in rice grain from Jiangsu Province were higher, indicating a potentially increased health risk for local adults due to inorganic As exposure. Additionally, the spatial distribution of Cd concentration in rice grain exhibited a decreasing trend from south to north, suggesting that adults in southern Jiangsu faced a higher health risk of Cd exposure through rice consumption. This trend may be attributed to a higher availability of soil Cd in the more economically developed southern region and soil acidification in this region. Regarding daily intake estimates, adults in Jiangsu Province were estimated to ingest 0.19 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{BW} \cdot \text{d}^{-1}$ of Cd, 0.48 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{BW} \cdot \text{d}^{-1}$ of inorganic As, 0.14 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{BW} \cdot \text{d}^{-1}$ of Pb, and 0.18 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1} \text{BW} \cdot \text{d}^{-1}$ of Cr through rice consumption. While these intake levels generally fell below health guidelines recommended by domestic and foreign authorities, the health risks associated with inorganic As exposure in Jiangsu Province and Cd exposure in South Jiangsu through rice consumption were relatively higher. In conclusion, the concentrations of heavy metals in rice grain from Jiangsu Province generally met the acceptable safety standards. The study underscores the importance of implementing proactive initiatives to enhance the monitoring of Cd and inorganic As concentrations in rice grain produced within Jiangsu Province. These efforts are essential to mitigate the potential dietary exposure risks associated with Cd and inorganic As from rice consumption.

Keywords: Jiangsu Province; rice; heavy metal; investigation; dietary intake assessment

近年来,由于快速的工业化和城镇化进程,以及相关的环保措施不到位,我国部分地区耕地土壤重金属污染问题较为突出^[1]。2014年《全国土壤污染状况调查公报》显示,土壤镉(Cd)、砷(As)、铅(Pb)和铬(Cr)的点位超标率分别为7.0%、2.7%、1.5%和1.1%^[2]。尚二萍等^[3]指出我国耕地土壤重金属污染点位与五大粮食主产区相重叠,会对我国生态环境和农产品安全产生重要的影响。有些重金属元素易于通过土壤-植物系统累积于作物可食用部分,经饮食暴露等途径进入人体^[1,4-7]。而长期低剂量的重金属环境暴露会对人体健康产生不利影响,比如Cd会导致肾脏损伤、骨骼疾病,严重时甚至可能诱发癌症^[5,7]。

水稻是我国乃至世界上重要的粮食作物,其安全性与人民生命健康息息相关。覃焱等^[8]在2018年随机检测了全国70份市售大米样品中的重金属元素含量,其中Cd超标的样品占27.1%,无机As超标的样品占8.6%,Pb超标的样品占11.4%。Chen等^[9]从全国20个省(区)的市场上收集了160份大米样品,发现有10%的样品Cd含量超标,并观察到我国不同地区大米Cd含量存在南高北低的地域性差异,结合南方大米的高消费量,我国南方地区人群的膳食Cd摄入量远高于北方地区。在我国,约有65%以上的人口以大米为主食,其中南方地区人群对大米的摄入量占谷类主食的90%^[10-11]。食用大米是我国人群膳食重金属摄入的重要来源。据研究报道,我国人群大米Cd和无机As摄入量分别约占总膳食Cd摄入量的56%和60%^[10,12]。

江苏省经济发展迅速,工业活动密集,同时也是我国水稻的主要产区之一。关于江苏省大米中重金属元素含量及暴露风险的研究,对Cd元素的关注较多,而对其他有害重金属元素的关注相对较少。针对人群大米重金属摄入量的评估,通常以市售大米为研究对象,较难追溯其产地,缺乏对原产地大米食用风险的关注。因此,本文立足于江苏省13个地级市的大米产地,调研了大米中重金属(Cd、As、Pb、Cr)元素的污染状况及食用大米的重金属暴露水平,可以更好地了解江苏省产地大米的安全风险,对保障江苏省大米的生产安全具有实际指导意义。

1 材料与方法

1.1 样品采集

依托江苏省13个地级市605个粮食采集点,采集了2014—2018年江苏省13个地级市(南京、苏州、无锡、常州、镇江、扬州、泰州、南通、淮安、连云港、盐城、徐州、宿迁)的稻谷样品,共980份(图1、表1)。按照年份划分,2014年稻谷样品175份,2015年稻谷样品176份,2016年稻谷样品235份,2017年稻谷样品185份,2018年稻谷样品209份。按照地理位置划分,苏南地区(南京、苏州、无锡、常州、镇江)共收集了236份稻谷样品,苏中地区(扬州、泰州、南通)共收集了168份样品,苏北地区(淮安、连云港、盐城、徐州、宿迁)共收集了576份样品。按照稻谷类型划分,粳稻有866份,籼稻有114份。将收集到的稻谷样品运回实验室,用去离子水洗净后,于65℃烘箱中烘至质量

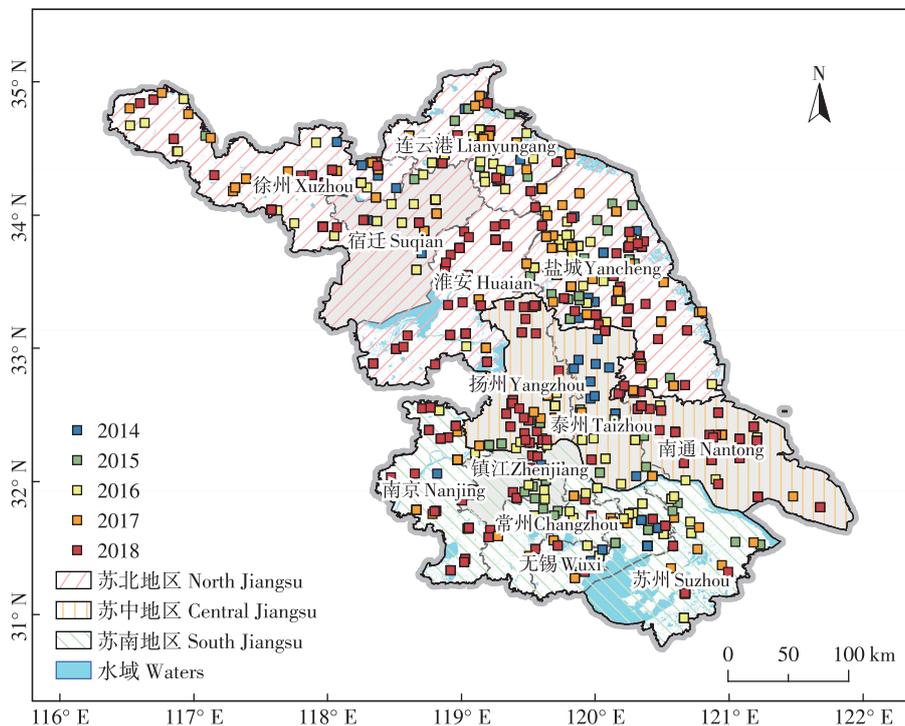


图1 2014—2018年江苏省不同产地980份大米样品的空间分布图

Figure 1 Map depicting the spatial distribution of 980 rice samples collected across various production regions in Jiangsu Province between 2014 and 2018

表1 江苏省不同产地大米收获年份及样品数量

Table 1 Rice harvest years and quantities of sample across diverse production regions within Jiangsu Province

地区 Region	城市 City	样品数量 Sample quantity					总计 Total
		2014	2015	2016	2017	2018	
苏南地区	南京	10	9	9	13	35	76
	苏州	2	11	6	9	2	30
	无锡	11	12	24	12	12	71
	常州	5	4	10	6	6	31
	镇江	4	8	7	1	8	28
苏中地区	扬州	11	12	10	9	27	69
	泰州	15	8	9	3	1	36
	南通	3	12	16	9	23	63
苏北地区	徐州	10	11	27	24	16	88
	连云港	45	20	36	26	12	139
	宿迁	5	6	16	5	3	35
	淮安	0	5	5	15	28	53
	盐城	54	58	60	53	36	261
全省		175	176	235	185	209	980

恒定,使用磨谷器脱去颖壳,再用高速研磨机磨成粉末,最终得到大米样品。

1.2 大米重金属含量测定

使用万分之一天平称取0.250 0 g大米样品于消解管中,加入5 mL优级纯浓HNO₃,将消解管放入微

波消解仪(CEM, Mars, 美国)中进行消解。每批消解的样品中包含空白对照和大米标准物质样品(GSB-23a, IGGE),用于样品分析质控。消解结束后,打开消解管的盖子,将其置于160 °C的加热器中,待多余的酸蒸发,用2%硝酸溶液定容至10 mL,得到籽粒消解液。利用电感耦合等离子体质谱仪ICP-MS(PERKIN-ELMER, NexION 300X, 美国),测定籽粒消解液中Cd、As、Pb、Cr含量,以20 μg·L⁻¹的铟(In)作为内部标准。在分析测定过程中,所有批次大米标准物质样品中Cd、As、Pb、Cr含量的回收率为90%~108%。

1.3 大米重金属摄入量计算

根据《2002中国居民营养与健康状况调查报告》^[13],我国成人的体质量一般为50 kg,每日大米消费量为310 g,结合江苏省各个城市生产大米样品中Cd、无机As、Pb、Cr含量的平均值,计算江苏省一般成年人群食用大米的日均重金属摄入量(EDI),计算公式为:

$$EDI = \frac{C \times IR}{BW}$$

式中:EDI表示人群每日大米重金属的摄入量,μg·kg⁻¹;C表示大米中重金属的含量,mg·kg⁻¹;IR表示人群每日食用的大米质量,g·d⁻¹;BW表示人群的平均体质量,kg。

一般人群直接食用精米,而大米精加工会降低多种矿质元素的含量。Gu等^[14]探究了146份大米样品精加工前后Cd含量的变化,结果表明精米化对大米中Cd和总As含量的平均降幅分别为19%和33%。然而,精米化对大米中重金属元素Pb和Cr含量的影响还鲜有报道。因此,在计算精米中重金属元素含量时,本文分别取大米中Cd含量的80%,以及总As、无机As、Pb、Cr含量的70%进行保守换算。

1.4 统计分析

本文使用Excel 2019和Origin Pro 2022对数据结果进行统计分析和绘制图表,使用ArcGIS 10.6绘制空间分布图。采用单因素方差分析(one-way ANOVA)对不同处理间的数据进行比较,差异显著性水平为 $P<0.05$ 。

2 结果与讨论

2.1 江苏省产地大米中重金属含量

研究表明,江苏省大米中Cd、总As、无机As、Pb和Cr的平均含量均未超过《食品安全国家标准 食品中污染物限量》(GB 2762—2022)规定的大米中对应元素的标准限值,该结论与其他研究的调查结果相符^[15-16]。由表2可知,江苏省大米中Cd含量范围为0.002~0.314 mg·kg⁻¹,检出率为95%,其中有9个样品超过了大米Cd的食品安全国家标准限值,超标率为0.9%。江苏省大米Cd含量的平均值和中位数分别为0.038 mg·kg⁻¹和0.026 mg·kg⁻¹,未超过大米Cd的标准限值。江苏省大米总As含量范围为0.003~0.513 mg·kg⁻¹,检出率为100%,平均值和中位数分别为0.147 mg·kg⁻¹和0.138 mg·kg⁻¹。江苏省大米Pb含量范围为0.002~0.722 mg·kg⁻¹,平均值和中位数分别为0.032 mg·kg⁻¹和0.014 mg·kg⁻¹,有27份样本检测结

果超过了大米Pb的标准限值,超标率2.8%。江苏省大米Cr含量范围为0.002~1.982 mg·kg⁻¹,平均值0.042 mg·kg⁻¹,其中有2份样本Cr含量超过了标准限值,超标率为0.2%。

在生物体内,As通常以无机As和有机As的形式存在,而无机As对大米As饮食摄入的贡献度最大。Williams等^[17]调查了来自全球不同地区的大米中不同As形态和总As的含量,发现在来自欧洲、孟加拉国和印度的大米中,无机As含量分别占总As含量的64%、80%和81%。因此,本文取大米总As含量的75%为大米中无机As的含量,分析江苏省大米中无机As含量的超标情况。研究结果表明,江苏省大米中无机As含量范围为0.003~0.385 mg·kg⁻¹,平均值和中位数分别为0.110 mg·kg⁻¹和0.104 mg·kg⁻¹,大米中无机As含量的超标率为0.2%。

虽然江苏省大米中Cd、总As和无机As的含量超标风险较低,但其与全国和全球范围内大米中重金属元素含量比较的情况还不清晰。目前,许多学者对全球不同国家市售的大米中Cd、总As和无机As的含量进行了调查研究,但对全球和全国大米中Pb和Cr含量的相关研究较少。相关研究表明,不同国家地区的大米中Cd和无机As含量的中位数具有显著性差异($P<0.05$)^[18-19]。全球范围内大米中Cd含量为<0.004 9~3.71 mg·kg⁻¹,其中位数为0.019 mg·kg⁻¹,而全国范围内大米Cd含量的中位数为0.069 mg·kg⁻¹。与全球和全国大米中Cd含量相比,江苏省大米Cd含量的中位数(0.021 mg·kg⁻¹)与全球的大米Cd含量相当,占全国大米Cd含量中位数(0.069 mg·kg⁻¹)的31%。关于大米中总As和无机As含量,全球范围内大米总As和无机As含量的中位数分别为0.087 mg·kg⁻¹和0.066 mg·kg⁻¹,全国大米总As和无机As含量的中位数为

表2 江苏省980份大米样品中Cd、As、Pb、Cr含量的描述性统计

Table 2 Descriptive statistics on the levels of Cd, As, Pb, and Cr in rice grains from Jiangsu Province

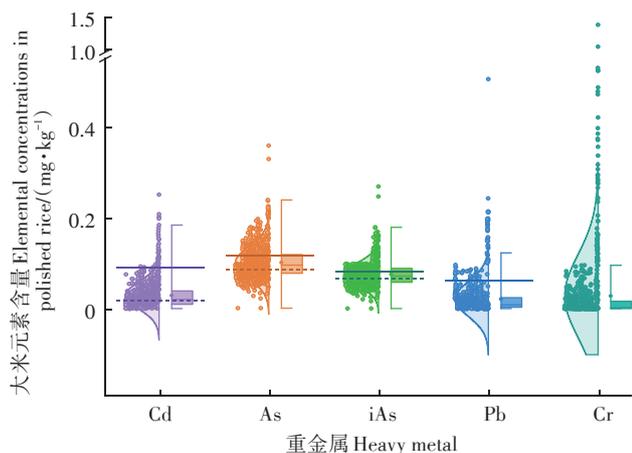
重金属 Heavy metal	检出率 Detection ratio/%	含量范围 Range/ (mg·kg ⁻¹)	算术平均值 ^a Arithmetic mean/ (mg·kg ⁻¹)	中位数 Median/ (mg·kg ⁻¹)	标准限值 ^b Standard limit/ (mg·kg ⁻¹)	超标样本数 No. of exceeding limit	超标率 Exceeding rate/%
Cd	95	0.002~0.314	0.038	0.026	0.2	9	0.9
As	100	0.003~0.513	0.147	0.138	—	—	—
Pb	80	0.002~0.722	0.032	0.014	0.2	27	2.8
Cr	51	0.002~1.982	0.042	0.005	1	2	0.2

注:a,在计算平均值时,如果样品中元素的浓度低于检测限度(LOD),则取LOD值的1/2进行统计计算,Cd、Pb和Cr的LOD值为0.004 mg·kg⁻¹,总As的LOD值为0.006 mg·kg⁻¹。b,大米中Cd、Pb、Cr的标准限值参考GB 2762—2022。

Note: a, When calculating the arithmetic mean, a value equivalent to half of the limit of detection (LOD) is used for samples with elemental concentration lower than the LOD. The LOD values are 0.004 mg·kg⁻¹ for Cd, Pb, and Cr and is 0.006 mg·kg⁻¹ for total As. b, The maximum permissible limits of Cd, Pb, and Cr refer to GB 2762—2022.

0.112 mg·kg⁻¹和0.082 mg·kg⁻¹^[18]。据实测和估算,江苏省大米中总As和无机As含量的中位数分别为0.097 mg·kg⁻¹和0.073 mg·kg⁻¹,约是全球范围内大米中总As和无机As含量的1.1倍,约为全国范围内大米中总As和无机As含量的0.9倍,总体高于全球水平,低于全国水平(图2)。Qian等^[20]分析了全国2005—2008年的市售大米样品中Cd、Pb、总As的平均含量,分别为0.05、0.062、0.119 mg·kg⁻¹,与之相比,江苏省大米中Cd、Pb和总As平均含量分别占全国市售大米平均含量的61%、37%和87%。

总体而言,江苏省大米Cd含量接近全球水平,处于全国较低水平;大米中总As和无机As含量均高于全球水平,接近全国水平;大米中Pb含量整体相对较低。值得注意的是,江苏省大米Cd和无机As含量仍存在一定的健康风险。相较于我国食品安全标准(GB 2762—2022)中婴幼儿辅助谷类食品的标准限值,江苏省大米中Cd和无机As含量的超标率分别为12%和2%。与欧盟制定的婴儿和儿童食品标准限值相比,江苏省大米中Cd和无机As含量的超标率分别



图中左边为数据点和正态分布曲线,右边箱体代表第25位和第75位百分数;iAs是无机As;实线代表全国范围内大米Cd、总As、无机As和Pb含量的平均水平,虚线代表全球范围内大米Cd、总As、无机As含量的平均水平;大米中Cd的精米化系数为0.8,大米中总As、无机As和Pb含量的精米化系数为0.7。

The left side in the figure include data points and normal distribution curves, and the right boxes represent the 25th and 75th percent. The solid lines represent the national average levels of Cd, total As, inorganic As, and Pb in rice grains, and the dashed lines represent the global average levels of Cd, total As, and inorganic As in rice grains. The fractional milling coefficients for Cd refinement in rice grains is 0.8, whereas the fractional refinement coefficients for the concentrations of total As, inorganic arsenic, and Pb in rice grains are uniformly established at 0.7.

图2 江苏省980份大米精米化后Cd、总As、无机As(iAs)、Pb和Cr含量以及与全国和全球水平对比

Figure 2 Concentrations of Cd, As, inorganic As (iAs), Pb, and Cr in 980 rice grain samples from Jiangsu Province and comparison with national and global levels

为26%和16%^[11]。此外,考虑到大米Cd和无机As较高的生物有效性,因此,应重点关注用于生产婴儿和儿童食品的大米中Cd和无机As的含量。

2.2 江苏省大米重金属含量的空间分布特征

江苏省大米中Cd元素含量呈现由南向北递减的趋势(图3a和图4a),而大米中无机As、Pb、Cr元素则无明显的地域性分布规律,这与Chen等^[9]调研的全国不同产地大米Cd和As含量地理分布规律类似。在苏南地区,南京市、常州市、镇江市、无锡市和苏州市的大米Cd含量均值高于全省平均水平,其中南京市和常州市大米Cd含量显著高于其他城市($P<0.05$)。在全省9份超标样品中,南京市有6份,无锡市、常州市和徐州市各有1份。大米中重金属的累积受多种因素的综合影响,其中包括农田土壤重金属含量、土壤pH、稻田水分管理和水稻品种等^[6]。当土壤Cd背景值或土壤酸度较高时,会提高土壤中有效态Cd的含量,进而使得大米中Cd的累积量较高。我国多目标地球化学调查显示,在江苏省的13个地级市中,苏南地区地级市的表层土壤总Cd含量均值较高^[21]。基于第二次全国土壤普查(1980年)、全国测土配方施肥(2006—2012年)以及江苏省土壤农化性状普查(2018年)的数据分析,江苏省农田pH整体呈现“南酸北碱”和“东部沿海高于内陆”的空间分布特征^[22]。在本研究中,江苏省大米Cd含量呈现由南向北递减的趋势,与江苏省农田土壤Cd含量和土壤pH的空间分布特征相吻合(图3a),这可能与苏南地区发达的工业经济及早期环保措施不到位有关。

大米中无机As生物毒性较强^[5],本文将着重探讨江苏省不同城市生产大米中无机As的含量。苏北地区大米无机As含量略高于苏中和苏南地区,但无显著性差异。江苏省有6个城市生产的大米无机As含量超过了全省平均水平,其中淮安市生产的大米无机As含量最高,南通市和南京市次之,常州市、徐州市和连云港市大米无机As含量较为接近(图3b和图4b)。在大米无机As超标的样品中,淮安市和南京市各有1份样品超过了我国规定的大米无机As标准限值(0.35 mg·kg⁻¹, GB 2762—2022)。淮安市、南通市和南京市的大米无机As含量较高,可能与土壤As的背景值、海相/河相沉积、土壤成土因素等有关。在土壤—稻田系统中,土壤性质、环境条件和根际土壤改良程度控制着As的溶解度、化学形态和生物利用度^[23],进而影响水稻籽粒中As的积累。江苏省整体大米As和无机As含量均值较高,不同地区之间无明显

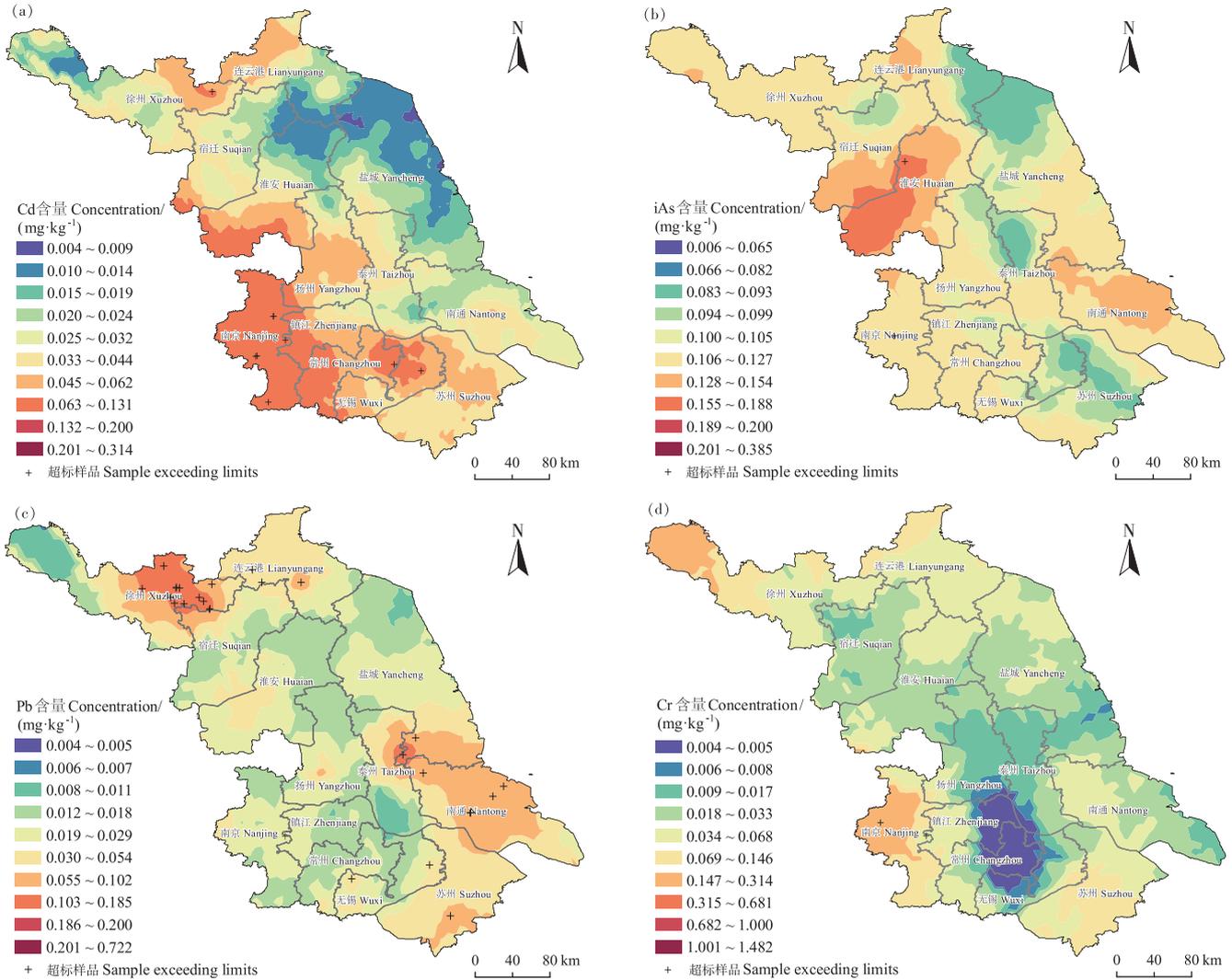


图3 江苏省13市产地大米中Cd、无机As(iAs)、Pb和Cr含量地理空间分布

Figure 3 Geographical spatial distribution patterns of Cd, inorganic As (iAs), Pb, and Cr concentrations in rice grain samples from 13 production cities in Jiangsu Province

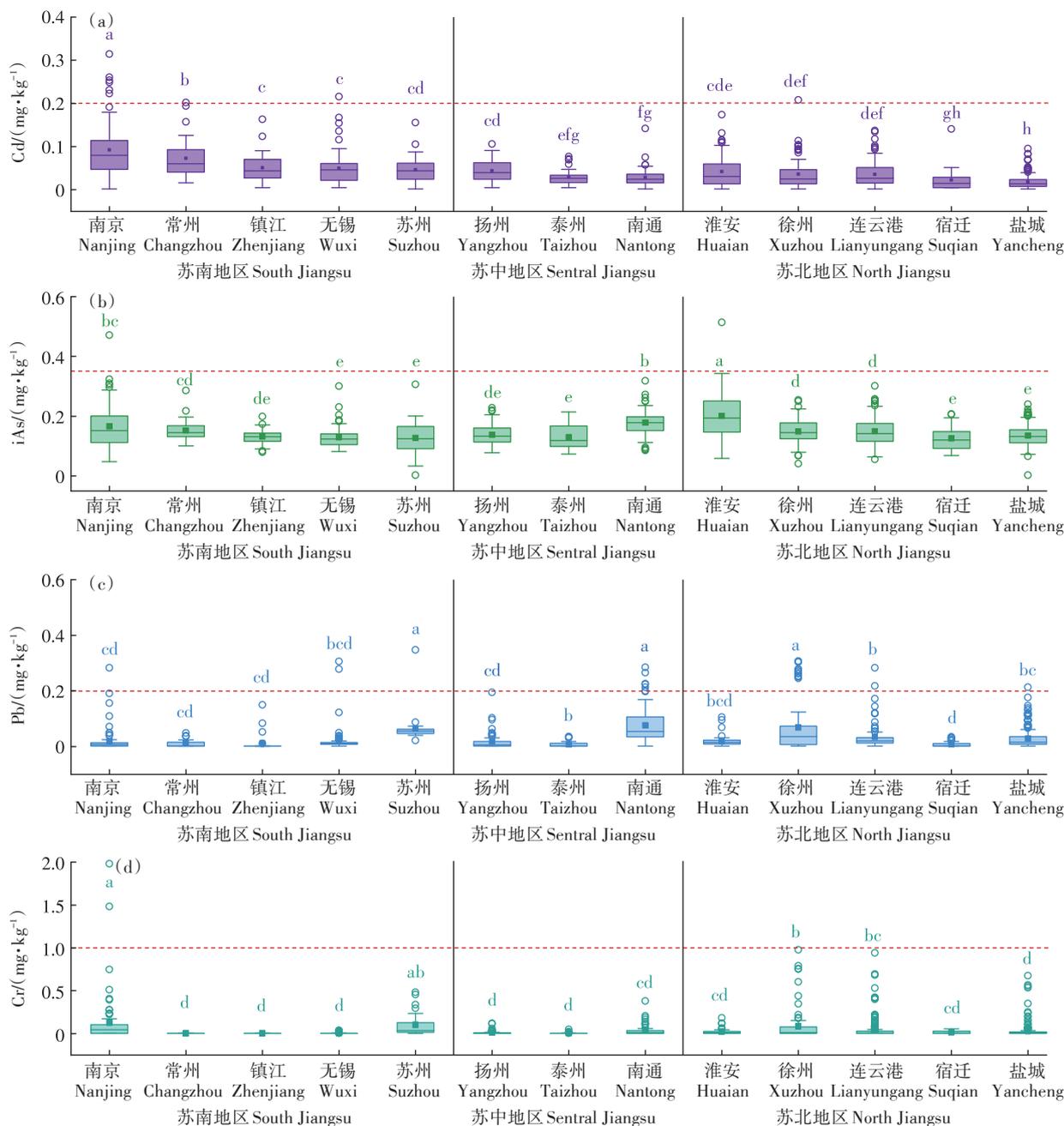
显的空间分布特征。虽然土壤pH值对水稻籽粒无机As的积累影响较小^[24],但在某些情况下,土壤pH值仍可能对无机砷的形态和生物利用度产生一定的影响。

江苏省产地的大米Pb和Cr的平均含量整体较低,但存在部分城市较高的现象。南通市、徐州市和苏州市大米Pb含量平均值是江苏省大米Pb平均含量的2.0~2.4倍。与其他城市相比,南通市和苏州市生产的大米Pb含量最高,并存在显著性差异($P < 0.05$),连云港市大米Pb含量略高于全省平均水平,而其他城市大米Pb含量均值均低于全省平均水平(图3c和图4c)。在大米Pb含量超标的样品中,徐州市、南通市、无锡市和连云港市分别有13、6、2份和3份样品。江苏省苏南、苏中和苏北地区大米Cr含量

的平均值远低于我国大米Cr标准限值,其中南京市的大米Cr含量较高,是江苏省大米Cr含量平均值的3.0倍(图3d和图4d)。南通市和苏州市生产的大米Pb含量最高,南京市的大米Cr含量最高,这可能与其表层土壤中Pb和Cr含量较高有关^[15]。

2.3 粳稻和籼稻籽粒中重金属含量的差异

在收集的980份大米样品中,籼稻籽粒Cd、无机As、Pb和Cr含量的均值为0.071、0.120、0.039 mg·kg⁻¹和0.059 mg·kg⁻¹,分别是粳稻籽粒对应元素含量的2.0、1.1、1.2倍和1.5倍(图5)。与粳稻籽粒相比,籼稻籽粒对重金属元素的积累能力相对较强,其中对Cd和无机As的积累能力差异达到了显著水平($P < 0.05$),这与Liu等^[25]的结论一致。在江苏省内推广种植粳稻品种可能是一种有效降低大米Cd和无机As



图中的红色虚线表示我国规定的大米中Cd、无机As、Pb和Cr的标准限值;不同字母表示不同城市之间大米中重金属含量在 $P < 0.05$ 差异显著,下同。

The red dashed lines represent the Chinese maximum permissible limits of Cd, inorganic As, Pb, and Cr in rice grains; different letters indicate that concentrations of heavy metals in rice grains are significantly different among different cities at $P < 0.05$, the same below.

图4 江苏省13市产地大米中Cd、无机As(iAs)、Pb和Cr含量

Figure 4 Concentrations of Cd, inorganic As (iAs), Pb, and Cr in rice grains produced from 13 cities of Jiangsu Province

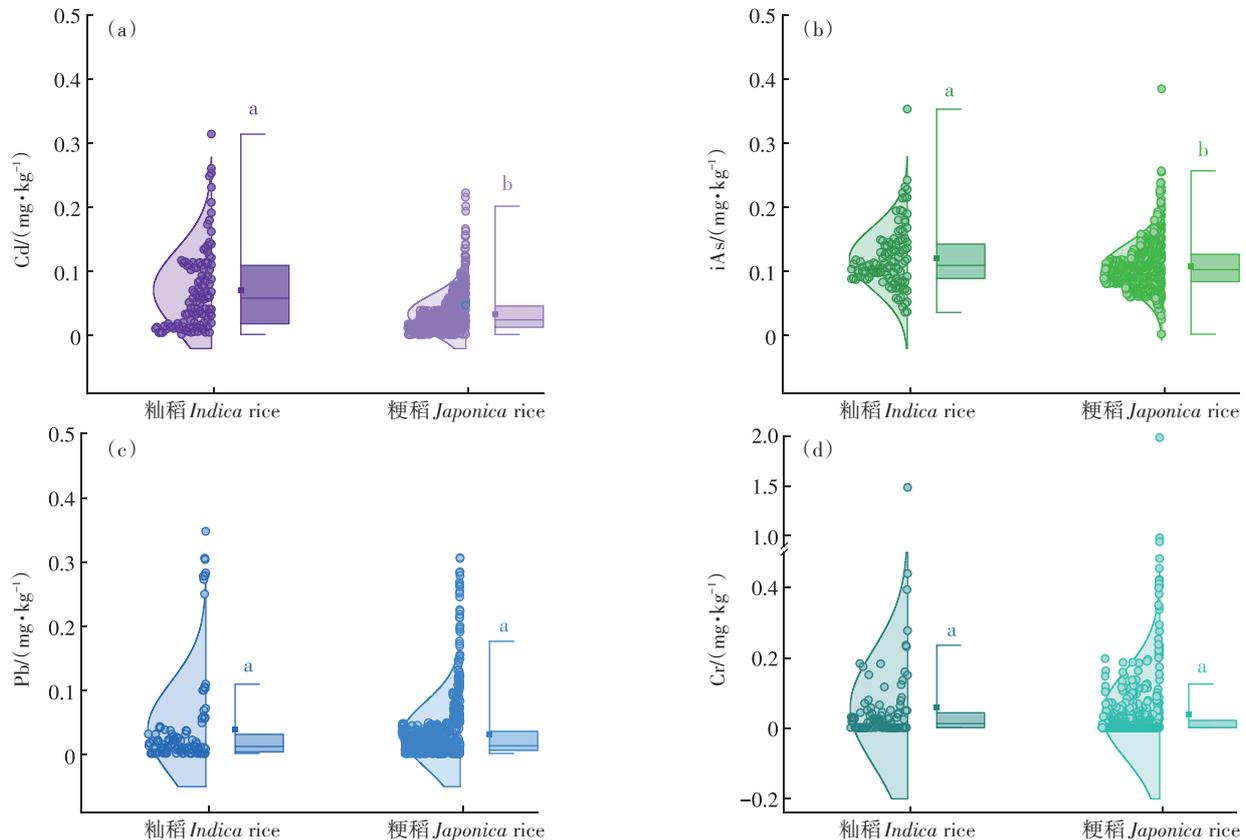
含量的策略。

2.4 江苏省成人大米Cd、无机As、Pb和Cr摄入量评估

大米是江苏省人群的主食。在苏南地区工业发达的农村,当地人群食用大米中有69%是自产的^[26]。因此,有必要评估江苏省人群对大米中Cd、无机As、Pb和Cr的摄入情况。本文基于江苏省各市产地大米

重金属元素含量,计算大米Cd、无机As、Pb和Cr摄入量,并与相关的可接受摄入量(ADI)、暂定每月可耐受摄入量(PTMI)、暂定每日可耐受摄入量(PTDI)等官方推荐的指导值比较来评价江苏省成人经大米Cd、无机As、Pb和Cr摄入量的安全性^[27]。

研究结果表明,由于江苏省大米Cd含量的地理



不同字母表示梗稻和籼稻籽粒中Cd、无机As、Pb和Cr含量在 $P < 0.05$ 差异显著。

Different letters indicate that concentrations of Cd, inorganic As, Pb and Cr in *Japonica* and *Indica* rice grains are significantly different at $P < 0.05$.

图5 梗稻和籼稻籽粒中Cd、无机As(iAs)、Pb和Cr的含量

Figure 5 Concentrations of Cd, inorganic As (iAs), Pb and Cr in *Japonica* and *Indica* rice grains

分布特征,使得当地人群大米Cd摄入量存在从苏南向苏北地区递减的地理分布规律(图6a),整体上,江苏省成人经大米途径摄入Cd的风险较低。2010年食品添加剂联合专家委员会(JFCFA)提出Cd的PTMI值为 $25 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[28],则PTDI值为 $0.83 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。江苏省成人日均大米Cd摄入量为 $0.19 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,未超过JFCFA提出的PTDI值(占比23%)。按照地理位置划分,苏南、苏中和苏北地区成人日均大米Cd摄入量分别为 0.33 、 $0.17 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $0.14 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,占JECFA建议的每日可耐受Cd摄入量的40%、21%和16%,即苏南地区成人的大米Cd摄入量较高、苏中地区次之,苏北地区最低。从不同的地级市看,南京市和常州市成人日均Cd大米摄入量分别为 $0.46 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $0.37 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,占JECFA建议的每日可耐受Cd摄入量的55%和44%,存在相对较高的暴露风险。如果换算为每月,苏南、苏中和苏北地区成人每月平均大米Cd摄入量分别为 9.9 、 $5.1 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $4.2 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。据Song等^[10]的研究,我国成人每月平均膳食Cd摄入量为 $15.3 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,苏南地区成人每月平均大米Cd摄入量占我国成

人每月平均膳食Cd摄入量的64.7%。相关研究报告,欧洲成人每月平均膳食Cd摄入量为 $7.6 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,澳大利亚为 $2.2\sim 6.9 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,美国为 $4.6 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,智利为 $9 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ^[29-30]。相较而言,苏南地区成人每月平均大米Cd摄入量高于欧洲、澳大利亚和美国成人每月平均膳食Cd摄入量,接近智利成人每月平均膳食Cd摄入量。如果将苏南地区成人的每月平均大米Cd摄入量换算为每月平均膳食摄入量,将比这些国家和地区人群面临着更高的膳食Cd暴露风险。

过去对无机As的暴露评估,是基于WHO建议的PTDI值($2 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$),虽然已被废除,但对无机As的暴露评估仍具有参考价值^[5,28]。JECFA提出了基准剂量置信下限(BMDL),通常与以人类肺癌为毒性效应终点的每日无机As基准剂量($\text{BMDL}_{0.5}=3 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)进行比较^[28]。江苏省成人每日大米无机As的摄入量为 $0.48 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,占PTDI和BMDL_{0.5}值的24%和16%,整体处于较低暴露水平。然而,淮安市、南通市、南京市、常州市、连云港市和徐州市成人日均大米无机As的摄入量则高于全省平均水平,分别为 0.65 、 0.58 、

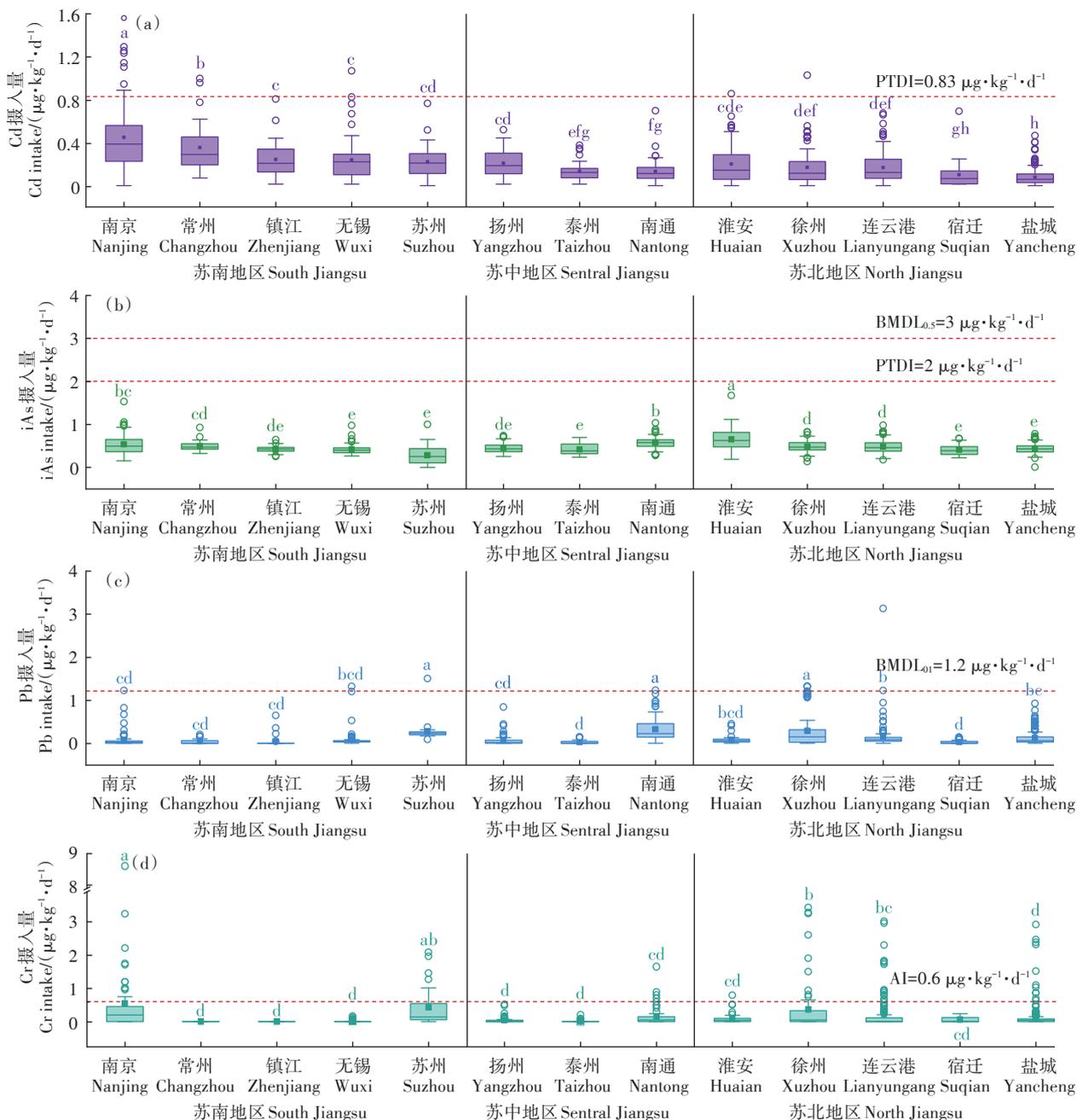


图6 江苏省各产地成人单位体质量大米Cd、无机As(iAs)、Pb和Cr的摄入量

Figure 6 Diary intake of Cd, inorganic As (iAs), Pb, and Cr for adults units' body weight through consumption of local rice in different cities in Jiangsu Province

0.54、0.50、0.49 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和0.49 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,其中淮安市日均大米无机As摄入量显著高于其他城市,占PTDI和BMDL_{0.5}值的33%和22%。

与无机As类似,Pb没有相应的健康指导值,通常用BMDL值来进行Pb的暴露评估,即以成人心血管的收缩压升高的BMDL₀₁值($1.2 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)^[28]。江苏省成人日均大米Pb摄入量为 $0.14 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,占BMDL₀₁值的12%。其中,南通市成人每日大米Pb的摄入量最

高,苏州和徐州次之,依次为 0.33 、 $0.30 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $0.28 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,分别占BMDL₀₁值的28%、25%、23%,接近我国成人经谷物及其制品摄入Pb的暴露值($0.39 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)^[29],整体而言,江苏省成人大米Pb暴露风险较低。

一般情况下,Cr属于人体必需的微量元素,其中Cr(Ⅲ)是对人体有益的元素,Cr(Ⅵ)是有毒的。而过高剂量的Cr暴露,会对人体产生不良的影响,但目前

对Cr的剂量-毒性效应的认识还不够完善。我国膳食微量元素摄入量的行业标准规定的成年人(>18岁)的适宜摄入量(AI)值为 $30 \mu\text{g}\cdot\text{d}^{-1}$ ^[31],按照体质量50 kg来计算,则成年人每日Cr的适宜摄入量为 $0.60 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。江苏省成人每日大米Cr摄入量为 $0.18 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,占我国人群每日Cr的适宜摄入量的30%。与其他城市相比,南京市成人日均大米Cr的摄入量最高,是全省平均水平的3倍,接近我国人群每日Cr的适宜摄入量,因而江苏省成人大米Cr的暴露风险处于较低水平。

按照成人体质量50 kg、大米摄入量占总膳食的65%,本研究计算了江苏省成人每日膳食Cd、无机As、Cd和Cr的摄入量,分别为14.6、36.9、10.8 μg 和13.8 μg 。基于我国第5次总膳食研究的数据,Wei等^[32]对我国20个城市成人膳食重金属摄入量进行了评估,我国成人每日膳食Cd、无机As、Pb和Cr摄入量的平均值分别为32.7、27.7、35.1 μg 和330 μg 。秦周等^[33]报道了我国南方地区人群的大米无机As暴露水平较高,应关注膳食中无机As的暴露风险。与全国日均摄入量相比,江苏省成人每日膳食中Cd、Pb和Cr摄入量较低,但无机As摄入量较高,是全国平均摄入量的1.3倍。这间接表明江苏省大米中的无机As含量普遍较高,当地人群具有一定程度的暴露风险。

为了有效降低江苏省人群大米Cd和无机As的暴露风险,基于对江苏省大米中主要有害重金属元素含量的调查和分析,建议应根据江苏省不同产地土壤和水稻籽粒的重金属污染特征,合理划分大米中重金属含量超标风险等级,选择相应的技术模式,从源头阻控水稻籽粒对Cd和无机As的积累。针对江苏省中轻度Cd污染稻田,可采取低积累品种选用^[1,7,34-35]、酸性土壤改良、优化田间水分管理、施加土壤调理剂和功能肥料^[22,36-37]等措施来保障水稻安全生产。

3 结论

本文调研了江苏省不同产地大米中重金属元素的污染状况,与全国和全球平均水平进行对比,并评估了江苏省成人经食用大米摄入重金属而引起的健康风险,结论如下:

(1)江苏省大米中Cd、总As、无机As、Pb和Cr含量总体较为安全,样品超标率为0.2%~2.8%。

(2)江苏省成人经食用大米Cd、无机As、Pb和Cr的摄入量,均低于官方推荐的指导值,整体上也处于较低的暴露水平。然而,针对江苏省产地的婴幼儿人

群,大米中Cd和无机As的含量可能会存在一定的暴露风险。

(3)江苏省大米Cd含量和成人大米Cd摄入量均呈现出从苏南地区到苏北地区递减的空间分布特征,这与江苏省农田土壤pH值和表层土壤Cd含量的空间分布相一致,建议从源头阻控,可采用低积累品种选用、酸性土壤改良等技术模式,来保障水稻的安全生产。

参考文献:

- [1] ZHAO F J, MA Y B, ZHU Y G, et al. Soil contamination in China: current status and mitigation strategies[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(2):750-759.
- [2] 全国土壤污染状况调查公报[J]. 中国环保产业, 2014(5):10-11. Report on the national soil contamination survey[J]. *China Environmental Protection Industry*, 2014(5):10-11.
- [3] 尚二萍, 许尔琪, 张红旗, 等. 中国粮食主产区耕地土壤重金属时空变化与污染源分析[J]. 环境科学, 2018, 39(10):4670-4683. SHANG E P, XU E Q, ZHANG H Q, et al. Spatial-temporal trends and pollution source analysis for heavy metal contamination of cultivated soils in five major grain producing regions of China[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(10):4670-4683.
- [4] WANG P, CHEN H P, KOPITTKE P M, et al. Cadmium contamination in agricultural soils of China and the impact on food safety[J]. *Environmental Pollution*, 2019, 249:1038-1048.
- [5] CLEMENS S, MA J F. Toxic heavy metal and metalloid accumulation in crop plants and foods[J]. *Annu Rev Plant Biol*, 2016, 67:489-512.
- [6] 汪鹏, 赵方杰. 我国主要粮食作物中镉限量标准问题的若干思考[J]. 科学通报, 2022, 67(27):3252-3260. WANG P, ZHAO F J. China national food safety standards of cadmium in staple foods: issues and thinking[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2022, 67(27):3252-3260.
- [7] 汪鹏, 赵方杰. 土壤-水稻系统中镉迁移与阻控[J]. 南京农业大学学报, 2022, 45(5):990-1000. WANG P, ZHAO F J. The transfer and control of Cd in the soil-rice systems[J]. *Journal of Nanjing Agricultural University*, 2022, 45(5):990-1000.
- [8] 覃焱, 韦燕燕, 顾明华. 中国市售大米重金属含量及健康风险评估[J]. 食品工业, 2020, 41(11):332-335. YAN Q, WEI Y Y, GU M H. The heavy metal content monitoring and dietary risk assessment of commercial rice in China[J]. *The Food Industry*, 2020, 41(11):332-335.
- [9] CHEN H P, TANG Z, WANG P, et al. Geographical variations of cadmium and arsenic concentrations and arsenic speciation in Chinese rice[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 238(7):482-490.
- [10] SONG Y, WANG Y B N, MAO W F, et al. Dietary cadmium exposure assessment among the Chinese population[J]. *PLoS One*, 2017, 12(5):e0177978.
- [11] 李应文, 李泳兴, 苏丰, 等. 2015年珠三角地区市售大米和蔬菜中重金属含量及健康风险评估[J]. 环境保护前沿, 2017, 7(2):155-163. LI Y W, LI Y X, SU F, et al. Concentrations and health risk assessment of heavy metals from market rice and vegetables in Pearl Delta River area[J]. *Advances in Environmental Protection*, 2017, 7(2):155-163.

- [12] LI G, SUN G X, WILLIAMS P N, et al. Inorganic arsenic in Chinese food and its cancer risk[J]. *Environment International*, 2011, 37(7): 1219–1225.
- [13] 李立明, 饶克勤, 孔灵芝, 等. 中国居民2022年营养与健康状况调查[J]. 中国流行病学杂志, 2005, 26(7): 478–484. LI L M, RAO K Q, KONG L Z, et al. A description on the Chinese national nutrition and health survey in 2002[J]. *Chinese Journal of Epidemiology*, 2005, 26(7): 478–484.
- [14] GU Y, WANG P, ZHANG S, et al. Chemical speciation and distribution of cadmium in rice grain and implications for bioavailability to humans[J]. *Environmental Science & Technology*, 2020, 54(19): 12072–12080.
- [15] 葛程, 于洋, 郑浩, 等. 江苏省农田土壤与大米重金属污染状况评价[J]. 环境卫生学杂志, 2022, 12(12): 790–803. GE C, YU Y, ZHENG H, et al. Evaluation of heavy metal pollution in farmland soil and rice in Jiangsu Province, China[J]. *Journal of Environmental Hygiene*, 2022, 12(12): 790–803.
- [16] 宋雯, 李优琴, 吕康, 等. 江苏省大米镉含量调查及其膳食暴露评估[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(5): 886–893. SONG W, LI Y Q, LV K, et al. Survey and dietary exposure assessment of cadmium in milled rice in Jiangsu Province[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(5): 886–893.
- [17] WILLIAMS P N, PRICE A H, RAAB A, et al. Variation in arsenic speciation and concentration in paddy rice related to dietary exposure [J]. *Environmental Science & Technology*, 2005, 39(15): 5531–5540.
- [18] CAREY M, MEHARG C, WILLIAMS P, et al. Global sourcing of low-inorganic arsenic rice grain[J]. *Exposure and Health*, 2020, 12: 711–719.
- [19] SHI Z, CAREY M, MEHARG C, et al. Rice grain cadmium concentrations in the global supply-chain[J]. *Exposure and Health*, 2020, 12: 869–876.
- [20] QIAN Y, CHEN C, ZHANG Q, et al. Concentrations of cadmium, lead, mercury and arsenic in Chinese market milled rice and associated population health risk[J]. *Food Control*, 2010, 21(12): 1757–1763.
- [21] TANG S Q, YANG K, LIU F, et al. Overview of heavy metal pollution and health risk assessment of urban soils in Yangtze River Economic Belt, China[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2022, 44: 4445–4497.
- [22] 毛伟, 郁洁, 李文西, 等. 近40年江苏农田土壤pH时空变化特征及驱动因素[J]. 植物营养与肥料学报, 2023, 29(2): 264–272. MAO W, YU J, LIU W X, et al. Spatial and temporal variation of cropland pH and the driving factors in Jiangsu over the past 40 years[J]. *Journal of Plant Nutrition and Fertilizers*, 2023, 29(2): 264–272.
- [23] ZHAO F J, MCGRATH S P, MEHARG A A. Arsenic as a food chain contaminant: mechanisms of plant uptake and metabolism and mitigation strategies[J]. *Annu Rev Plant Biol*, 2010, 61: 535–559.
- [24] 陈同斌, 刘更另. 土壤中砷的吸附和砷对水稻的毒害效应与pH值的关系[J]. 中国农业科学, 1993(1): 63–68. CHEN T B, LIU G L. Effects of soil pH on arsenic adsorption in soil and its toxicity to rice (*Oryza Sativa L.*) [J]. *Scientia Agriculture Sinica*, 1993(1): 63–68.
- [25] LIU J, ZHU Q, ZHANG Z, et al. Variations in cadmium accumulation among rice cultivars and types and the selection of cultivars for reducing cadmium in the diet[J]. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 2005, 85(1): 147–153.
- [26] CAO H, CHEN J, ZHANG J, et al. Heavy metals in rice and garden vegetables and their potential health risks to inhabitants in the vicinity of an industrial zone in Jiangsu, China[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2010, 22(11): 1792–1799.
- [27] 吴永宁. 食品中化学危害暴露组与毒理学测试新技术中国技术路线图[J]. 科学通报, 2013, 58(26): 2651–2656. WU Y N. China roadmap to explore food chemical exposome and new toxicology test (TT21C)[J]. *Chinese Science Bulletin*, 2013, 58(26): 2651–2656.
- [28] Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Evaluation of certain food additives and contaminants: seventy-third report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives[R]. WHO Technical Report Series, 2011.
- [29] 李明璐, 秦周, 余勇, 等. 中国成人经膳食摄入铅的风险评估[J]. 中华疾病控制杂志, 2022, 26(7): 862–868. LI M L, QIN Z, YU Y, et al. Risk assessment of lead via dietary intake in Chinese adults[J]. *Chinese Journal of Disease Control & Prevention*, 2022, 26(7): 862–868.
- [30] AUTHORITY E. Cadmium dietary exposure in the European population[J]. *European Food Safety Authority Journal*, 2012, 10(1): e1011.
- [31] WEI J, CEN K. Contamination and health risk assessment of heavy metals in cereals, legumes, and their products: a case study based on the dietary structure of the residents of Beijing, China[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 260: 121001.
- [32] WEI J, GAO J, CEN K. Levels of eight heavy metals and health risk assessment considering food consumption by China's residents based on the 5th China total diet study[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 689: 1141–1148.
- [33] 秦周, 李依玲, 刘佳琳, 等. 我国居民经大米摄入无机砷的暴露水平及其健康风险评估[J]. 中国食品卫生杂志, 2021, 33(6): 727–732. QIN Z, LI Y L, LIU J L, et al. Exposure level and health risk assessment of inorganic arsenic in rice among Chinese residents[J]. *Chinese Journal of Food Hygiene*, 2021, 33(6): 727–732.
- [34] TANG Z, YOU T T, LI Y F, et al. Rapid identification of high and low cadmium (Cd) accumulating rice cultivars using machine learning models with molecular markers and soil Cd levels as input data[J]. *Environmental Pollution*, 2023, 326: 121501.
- [35] 涂峰, 胡鹏杰, 李振炫, 等. 苏南地区Cd低积累水稻品种筛选及土壤Cd安全阈值推导[J]. 土壤学报, 2023, 60(2): 435–445. TU F, HU P J, LI Z X, et al. Screening of low-Cd-accumulating rice varieties and derivation of soil Cd safety threshold in southern Jiangsu[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2023, 60(2): 435–445.
- [36] CHEN H P, ZHANG W W, YANG X P, et al. Effective methods to reduce cadmium accumulation in rice grain[J]. *Chemosphere*, 2018, 207: 699–707.
- [37] HUANG H, JI X B, CHENG L Y, et al. Free radicals produced from the oxidation of ferrous sulfides promote the remobilization of cadmium in paddy soils during drainage[J]. *Environmental Science & Technology*, 2021, 55(14): 9845–9853.

(责任编辑:叶飞)