

水稻、小麦籽粒砷、镉、铅富集系数分布特征及规律

张红振^{1,3}, 骆永明^{1,3*}, 章海波¹, 宋静^{1,3}, 陈永山^{1,3}, 夏家淇², 赵其国^{1,3}

(1. 中国科学院南京土壤研究所土壤环境与污染修复重点实验室, 南京 210008 2. 环境保护部南京环境科学研究所, 南京 210042 3. 中国科学院研究生院, 北京 100049)

摘要: 收集现有文献资料, 统计土壤、稻米/小麦籽粒 As、Cd、Pb 含量的污染数据, 将数据分为污染调查数据和添加盐作物栽培试验两类, 分别计算其作物富集系数 (PUF), 并对 PUF 的分布特征及规律进行分析和总结。结果表明, 污染调查数据计算稻米对 As、Cd、Pb 的 PUF 中值和全距分别为: 0.026 (0.004~0.090)、0.150 (0.014~1.470)、0.005 (0.001~0.031); 添加盐试验数据计算稻米对 As、Cd、Pb 的 PUF 中值和全距分别为: 0.010 (0.003~0.033)、0.360 (0.056~1.700)、0.002 (0.001~0.019)。污染调查数据计算小麦籽粒对 As、Cd、Pb 的 PUF 中值和全距分别为 0.010 (0.001~0.110)、0.190 (0.030~2.110)、0.017 (0.001~0.075); 添加盐试验数据计算小麦籽粒对 As、Cd、Pb 的 PUF 中值和全距分别为: 0.010 (0.003~0.028)、0.150 (0.055~0.730)、0.001 (0.001~0.014)。添加盐试验数据与污染调查数据得出的 PUF 跨幅有明显差异。PUF 数值受土壤污染程度、环境条件及作物本身特性等因素的多重影响而不易精准预测, 但 $\ln(\text{PUF})$ 符合 Gaussian 概率分布 (R^2 在 0.38~0.94 之间)。PUF 概率模型用于一般风险评估及土壤环境基准制定的保守风险概率计算的条件是, 目标污染场地污染程度等参数取值必须在 PUF 概率模型推导时对应参数取值范围以内, 且土壤基本性质及作物生长的环境条件较为一致。

关键词: As、Pb、Cd 作物富集系数; 水稻; 小麦

中图分类号: X171.5 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2010)02-0488-08

Characterizing the Plant Uptake Factor of As, Cd and Pb for Rice and Wheat Cereal

ZHANG Hong-zhen^{1,3}, LUO Yong-ming^{1,3}, ZHANG Hai-bo¹, SONG Jing^{1,3}, CHEN Yong-shan^{1,3}, XIA Jia-qi², ZHAO Qi-guo^{1,3}

(1. Key Laboratory of Soil Environment and Pollution Remediation, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China 2. Nanjing Institute of Environmental Science, Ministry of Environment Protection, Nanjing 210042, China 3. Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract The statistical characteristics of plant uptake factor (PUF) of As, Cd and Pb for rice/wheat cereal were analyzed and summarized based on collected data in China. The data were selected and distinguished between field investigation and glasshouse experiment in which metal salts were added to clean soils as grown media. Results showed that the PUF median and range of As, Cd and Pb for rice cereal were 0.026 (0.004-0.090), 0.150 (0.014-1.470), 0.005 (0.001-0.031) and 0.010 (0.003-0.033), 0.360 (0.056-1.700), 0.002 (0.001-0.019) for field investigation and salt added experiment respectively. The PUF median and range of As, Cd and Pb for wheat cereal were 0.010 (0.001-0.110), 0.190 (0.030-2.110), 0.017 (0.001-0.075) and 0.010 (0.003-0.028), 0.150 (0.055-0.730), 0.001 (0.001-0.014) for field investigation and salt added experiment respectively. Significant PUF distribution differences were found between field investigation and salt added experiment. PUF provided not exactly predictive ability of metal uptake by crops since the PUF values were influenced by a variety of factors including the soil contamination levels, basic soil characteristics, the cultivation of the crops and other environmental conditions. However, the $\ln(\text{PUF})$ followed Gaussian distribution ($R^2 = 0.38 - 0.94$) which is useful for general risk assessment and soil benchmark derivation of contaminated croplands. Use of these statistical models is restricted to the range of data they have been derived, as extrapolation outside this range is often unreliable. Soil properties and surrounding environment of the crops should also be in accordance with the conditions PUF derived.

Key words As, Pb, Cd, plant uptake factor (PUF); rice, wheat

农田重金属污染不仅干扰土壤正常功能, 妨碍作物生长, 而且重金属通过土壤-作物迁移, 经食物链途径威胁人体健康^[1~3]。认识重金属在土壤-作物中迁移规律是对污染农田风险评估和制定农用地土壤环境质量基准的重要基础^[4~6]。然而, 作物吸收土壤重金属不仅受污染来源、土壤基本性质和气候条

件的影响, 不同作物种类、甚至不同基因型的同种

收稿日期: 2009-03-31; 修订日期: 2009-05-04

基金项目: 国家自然科学基金重点项目 (40432005); 中国科学院知识创新工程重要方向项目 (CXTD-Z2005-4); 国家科技支撑计划项目 (2007BAC16B06)

作者简介: 张红振 (1980~), 男, 博士研究生, 主要研究方向为污染场地的风险评估, E-mail: zhanghz@issas.ac.cn

* 通讯联系人, E-mail: ymluo@issas.ac.cn

作物的重金属富集特征都有明显差异^[7~12]. 综合考虑土壤环境及作物本身特性的吸收机制模型可以较好地预测作物对土壤重金属的富集规律^[13~15]. 但由于土壤基本性质差异、重金属污染水平的空间变异以及作物种植种类更替频繁, 机制模型在区域风险评估及土壤环境基准制定中的应用受到很大限制^[16~18]. 作物富集系数法描述作物对土壤重金属的吸收简单可行, 在污染土壤风险评估中得到较广泛的应用^[7,9,18].

水稻和小麦是我国大多数人口的主食, 种植面积大且分布广泛. 根据农业部统计, 我国水稻常年种植面积约 3 000 万 hm^2 , 小麦种植面积约为 2 000 万 hm^2 , 二者占全国谷物种植面积的 50%^[19]. 然而, 近年来, 因污水灌溉、金属矿山开采或冶炼等造成农田重金属污染常有报道^[10~23]. 局部污染区稻米、小麦籽粒重金属含量超标对农产品质量安全造成严重隐患^[24~29]. 本研究在收集公开发表数据的基础上, 分析了我国污染农田水稻、小麦籽粒重金属富集系数的分布特征, 并探讨了作物富集系数在污染农田风险评估和土壤环境质量基准推导中的作用.

1 材料与方法

1.1 数据收集

收集报道中国农田土壤及对应水稻、小麦籽粒 As、Cd、Pb 含量. 本研究数据有 3 个主要来源: ①系统收集并整理近 30 年来国内外报道中国农田重金属污染的文献数据 (485 组); ②本课题组在浙江富阳某乡铜冶炼厂周围农田污染调查数据 (135 组); ③“七五”国家科技攻关环保项目“土壤环境容量研究” (75-60-02-03) 研究结果 (216 组数据). 以上数据来源 ①较复杂, 其中大部分为复合污染土壤 (387 组), 单一污染土壤较少 (98 组); 数据来源 ②为 Cu 二次冶炼造成的复合污染土壤; 数据来源 ③全部是人为添加重金属单一污染土壤.

数据筛选及分类依据如下: ①污染土壤是作物吸收重金属的主要来源, 种植期内无其他污染源; ②土壤样品及水稻、小麦样品采集时间为作物已成熟的收获前期; ③样品清洗干净, 强酸消煮后测定重金属总量; ④将收集的数据分为两类分别统计: 实际污染土壤 (污染农田调查及采用实际污染土进行盆栽试验) 和人为添加重金属盐土壤 (将金属盐加入清洁土壤, 短期老化后进行作物种植试验).

1.2 模型方法

作物富集系数 (plant uptake factor, PUF) 定义

为作物体内污染物含量与对应土壤中污染物含量的比值. 其表达式如下:

$$\text{PUF} = \frac{\omega(\text{crop})}{\omega(\text{soil})} \quad (1)$$

式中, $\omega(\text{crop})$ 表示水稻、小麦籽粒 As、Cd、Pb 含量; $\omega(\text{soil})$ 表示对应土壤 As、Cd、Pb 含量.

PUF 的概率分布特征采用下述方法进行检验^[7]: 将 PUF 进行自然对数转换, 采用 Gaussian (3 参数) 模型检验自然对数转换后的 PUF 分布:

$$y = a \times \exp \left[-0.5 \times \left(\frac{x - x_0}{b} \right)^2 \right] \quad (2)$$

式中, y 是 PUF 取值为 x 时的频数分布概率; a 、 b 、 x_0 为拟合常数.

采用 PUF 的均值 x_0 和标准偏差 b 预测 PUF 的累积概率分布:

$$F(x) = 0.5 + 0.5 \times \operatorname{erf} \left(\frac{(x - x_0)}{b/\sqrt{2}} \right) \quad (3)$$

式中, erf 为误差函数, $\operatorname{erf}(z) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^z e^{-t^2} dt$, $F(x)$ 为 $\text{PUF} \leq x_0$ 时的累积概率分布. 上述统计方法采用 Sigmaplot 软件完成.

2 结果与讨论

2.1 稻米、小麦籽粒与土壤 As、Cd、Pb 含量的关系

从统计数据看, 无论是污染农田调查还是试验室添加金属盐盆栽试验结果, 土壤 As、Cd、Pb 含量与对应作物 As、Cd、Pb 含量之间相关性较差 (图 1). 污染调查数据的土壤 As、Cd、Pb 含量明显低于添加金属盐进行作物栽培试验土壤 As、Cd、Pb 含量 (图 1). 对土壤 As 含量而言, 污染调查数据土壤 As 含量主要分布在 0~40 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间; 而添加盐试验数据主要分布在 0~180 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. 稻田土壤 Cd 含量与添加盐试验污染程度较为接近; 而小麦种植地 Cd 含量多在 1 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 以下, 对应添加盐试验土壤 Cd 含量多分布在 1 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 以上. 稻田土壤 Pb 含量多在 0~500 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间, 而添加盐试验土壤 Pb 含量在 250~2500 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间. 小麦种植土壤 Pb 含量多在 10~100 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间; 对应添加盐试验土壤 Pb 含量多在 100 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 以上.

稻米籽粒 As 含量在 0~1.2 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间, 与小麦籽粒 As 含量较接近 (图 1). 稻米籽粒 Cd 含量变幅为 0~2.0 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间, 明显高于小麦籽粒 Cd 含量 (污染调查数据多在 0.1 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 以下). 稻米与小麦籽粒 Pb 含量差异不大, 均在 0~3.0

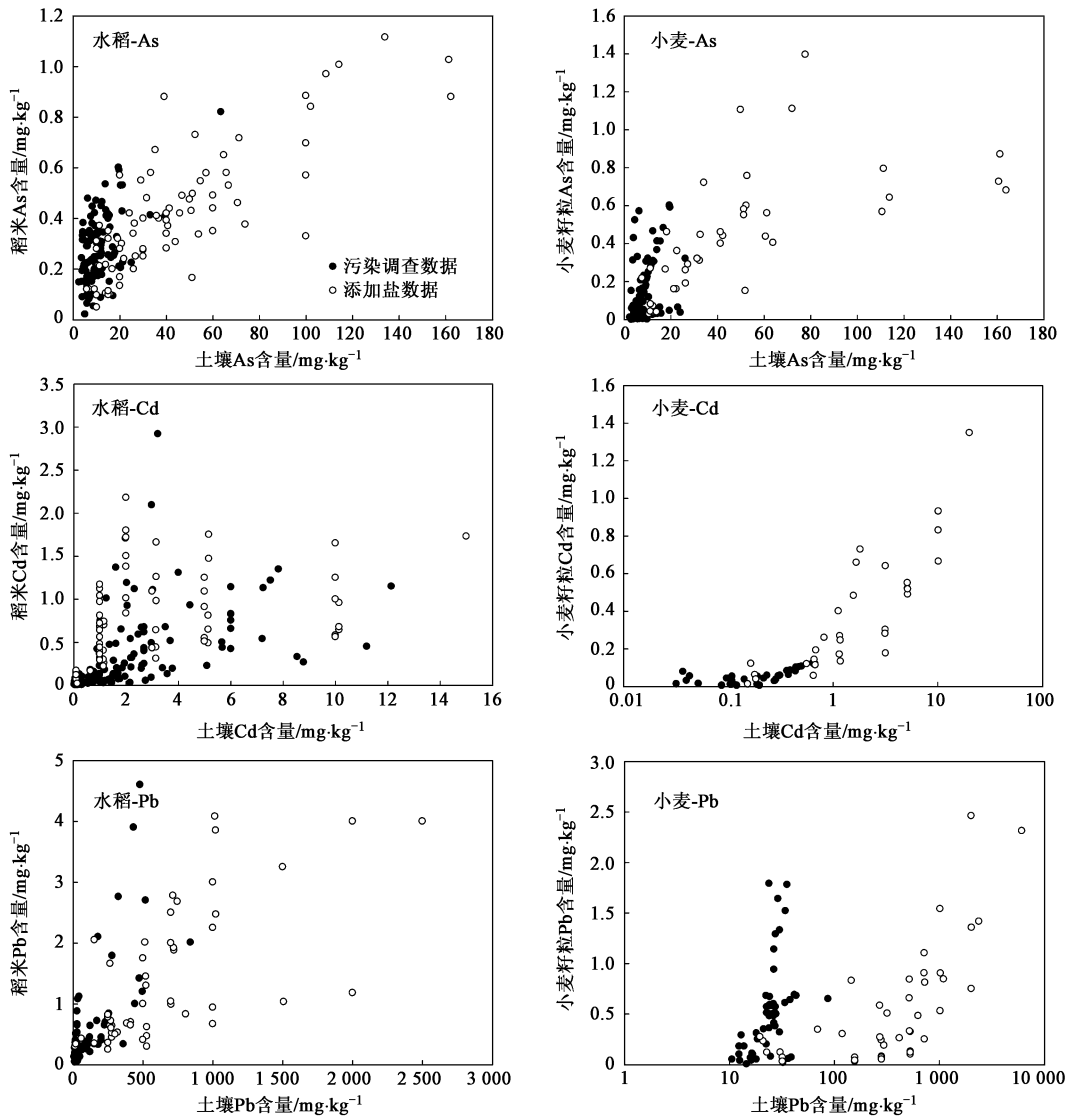


图 1 土壤及稻米、小麦籽粒 As Cd Pb 含量关系

Fig 1 Relationship of As Cd Pb concentrations between soil and rice and wheat cereal

$\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间.

土壤添加金属盐进行作物栽培试验主要意图是模拟土壤重金属高污染条件下作物对污染物的吸收性. 一般认为人为添加入土壤的污染物生物有效性比实际污染土壤中生物有效性高, 而高浓度的添加盐土壤对应的稻米及小麦籽粒 As Cd Pb含量却没有明显升高. 可能的原因是, 过高的污染负荷, 使作物代谢速率变缓或者达到作物耐受极限从而限制作物对污染物的吸收^[1 16].

2.2 作物富集系数的概率分布特征

As Cd Pb的富集系数描述性统计见表 1 稻米及小麦籽粒对 As Pb的作物富集系数相对较低, 最高值约为 0.1 而 Cd的富集系数相对较高, 最高值均在

1.0以上 (污染调查数据). 富集系数全距的跨度一般较大, 污染调查数据的稻米对 As Cd Pb的富集系数 (PUF)跨度一般在 3个数量级以上 (图 2); 添加盐试验数据稻米的 PUF 跨度略小于污染调查数据的 PUF. 小麦籽粒的富集系数跨度与稻米类似 (图 3), 污染调查数据 PUF 跨度一般 > 3个数量级, 添加盐试验数据的 PUF 略小一些. 虽然添加盐土壤中高含量的 As Cd Pb使得稻米和小麦籽粒中对应 As Cd Pb含量略有升高 (图 1), 但由于添减盐试验与污染调查土壤 As Cd Pb含量差异过大 (图 1), 导致添加盐试验土壤中金属较高的生物有效性并没有使其 PUF 分布显著高于污染调查结果, 甚至添加盐试验数据的 PUF 略低于污染调查数据的 PUF (图 2和图 3).

表 1 水稻及小麦籽粒对 As Cd Pb的富集系数
Table 1 Summary statistics of plant uptake factor (PUF)

作物类型	项目	数据量 (n)	平均值	标准 偏差	最小值	中值	PUF 90 分位值	最大值	ln(PUF) 均值	ln(PUF)标 准偏差
稻米	As污染调查	120	0.030	0.017	0.004 2	0.026	0.051	0.090	- 3.62	0.58
	As添加盐	78	0.012	0.006 4	0.003 2	0.009 7	0.021	0.033	- 4.55	0.49
	Cd污染调查	134	0.26	0.29	0.014	0.15	0.74	1.47	- 1.90	1.08
	Cd添加盐	72	0.49	0.41	0.056	0.36	1.12	1.70	- 1.08	0.91
	Pb污染调查	77	0.008 6	0.007 3	0.000 9 4	0.005 2	0.022	0.031	- 5.08	0.89
	Pb添加盐	53	0.003 1	0.003 5	0.000 57	0.002 3	0.004 0	0.019	- 6.09	0.74
小麦	As污染调查	88	0.017	0.021	0.000 20	0.010	0.031	0.11	- 4.96	1.50
	As添加盐	43	0.010	0.006 4	0.002 6	0.009 6	0.021	0.028	- 4.77	0.64
	Cd污染调查	43	0.28	0.35	0.03	0.19	0.43	2.11	- 1.63	0.79
	Cd添加盐	31	0.19	0.15	0.055	0.15	0.35	0.73	- 1.86	0.66
	Pb污染调查	53	0.020	0.015	0.000 27	0.017	0.044	0.075	- 4.32	1.15
	Pb添加盐	44	0.001 8	0.002 7	0.000 18	0.000 81	0.005 0	0.014	- 7.00	1.07

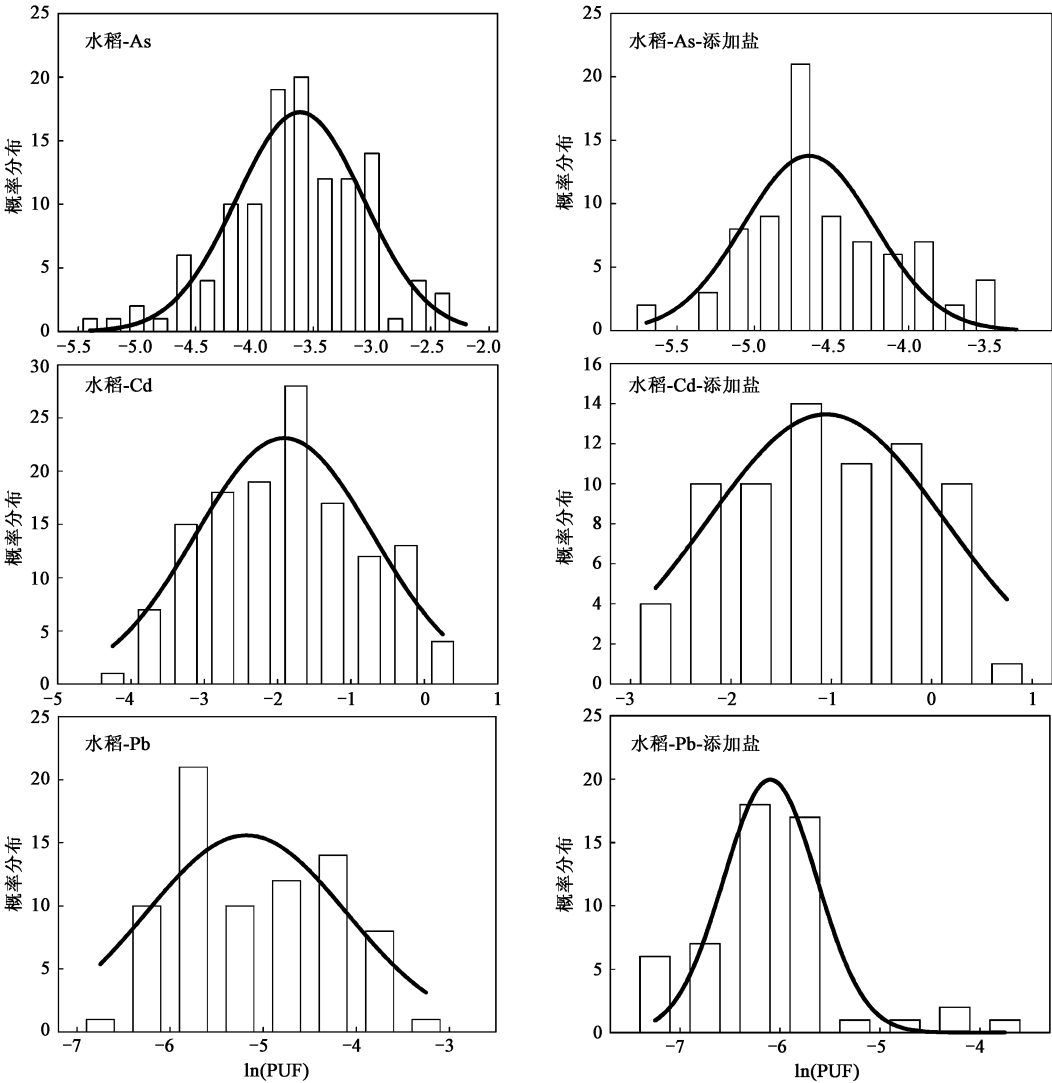


图 2 稻米作物富集系数频数分布
Fig 2 Probability distribution of PUF of rice cereal

由于 PUF的强烈变异性,一般认为 PUF不能够用于精准预测污染物从土壤向植物系统的迁移,转而采用统计学方法描述 PUF的概率分布特征.本研究采用 Chen等^[7]的概率模型拟合收集数据 PUF的

© 1994-2012 China Academic Journal Electronic Publishing House. All rights reserved. <http://www.cnki.net>

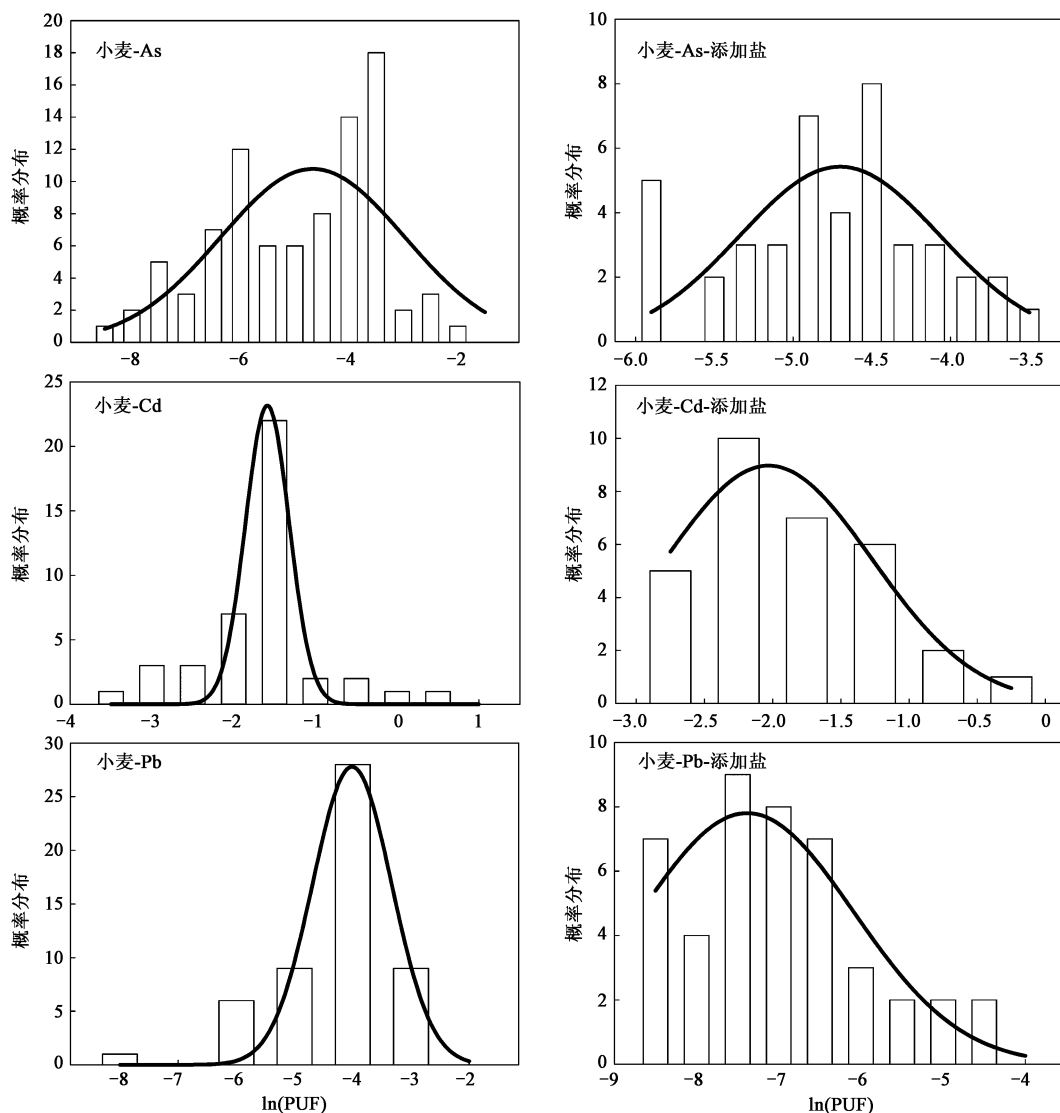


图 3 小麦作物富集系数频数分布

Fig 3 Probability distribution of PUF of wheat cereal

概率分布特征. 自然对数转换后的 PUF 较好地符合 Gaussian 概率分布 (R^2 在 0.38~0.94 之间), 污染调查数据的 PUF 与添加盐试验数据的 PUF 模型参数有明显差异 (表 2). PUF 的累积概率分布结果见图 4, 采用 PUF 的均值 (x_0) 及其标准偏差 (b) 可以较好地拟合出 PUF 的累积分布曲线. 与上述 PUF 概率分布结果类似, 污染调查数据 PUF 的累积概率分布曲线与添加盐试验数据得出的 PUF 累积概率分布曲线有较大偏离. 其中, 稻米 As、Pb 的 PUF 累积概率分布曲线偏离较大, 相比之下 Cd 的 PUF 偏离略小; 小麦籽粒 Pb 的 PUF 累积概率分布曲线偏离较大, As、Cd 的 PUF 累积概率分布曲线偏离较小. 另外, 小麦籽粒 As 的 PUF 累积概率分布曲线特征在添加盐和调查数据之间有明显差异, 污染调查数

据 PUF 的跨幅远大于添加盐数据 PUF (图 4). 其原因可能是实际污染调查土壤 As 含量大多低于 $20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 与我国土壤 As 含量背景值 ($11.2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} \pm 7.86 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)^[30] 相差不大, 因此仅能表征背景土壤 As 含量时小麦籽粒吸收 As 的统计学特征. 而添加 As 盐盆栽试验土壤 As 含量主要在 $20 \sim 160 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 之间, 由此得出的 PUF 代表土壤 As 污染条件下小麦籽粒吸收 As 的统计学特征.

2.3 作物富集系数在农田土壤环境质量基准推导中的应用

PUF 的中位数 (50 分位数) 一般落在其累积概率分布曲线的中间 (图 4), 然而 PUF 整个累积概率分布的跨幅一般较大 (3 个数量级以上), 因此采用 PUF 中位值根据土壤 As、Cd、Pb 含量预测稻米及

表 2 水稻及小麦对 As Cd Pb富集系数概率分布 Gaussian拟合参数¹⁾
Table 2 Parameters of probability distribution of PUF

作物类型	项目	x_0	b	R^2
水稻	As污染调查	- 3. 61(- 3. 66)	0. 54(0. 58)	0. 84
	As添加盐	- 4. 65(- 4. 55)	0. 42(0. 49)	0. 67
	Cd污染调查	- 1. 91(- 1. 91)	1. 21(1. 05)	0. 86
	Cd添加盐	- 1. 05(- 1. 08)	1. 18(0. 91)	0. 77
	Pb污染调查	- 1. 91(- 1. 91)	1. 21(1. 05)	0. 86
	Pb添加盐	- 6. 10(- 6. 09)	0. 47(0. 74)	0. 88
小麦	As污染调查	- 1. 59(- 4. 96)	0. 27(1. 50)	0. 94
	As添加盐	- 4. 70(- 4. 77)	0. 64(0. 40)	0. 38
	Cd污染调查	- 1. 59(- 1. 65)	0. 27(0. 79)	0. 94
	Cd添加盐	- 2. 03(- 1. 86)	0. 76(0. 66)	0. 91
	Pb污染调查	- 4. 01(- 4. 32)	0. 68(1. 05)	0. 94
	Pb添加盐	- 7. 39(- 7. 00)	1. 30(1. 07)	0. 79

1) x_0 , b 为 $F(x)$ 拟合参数, 括号内数值分别为 PUF的均值、标准偏差

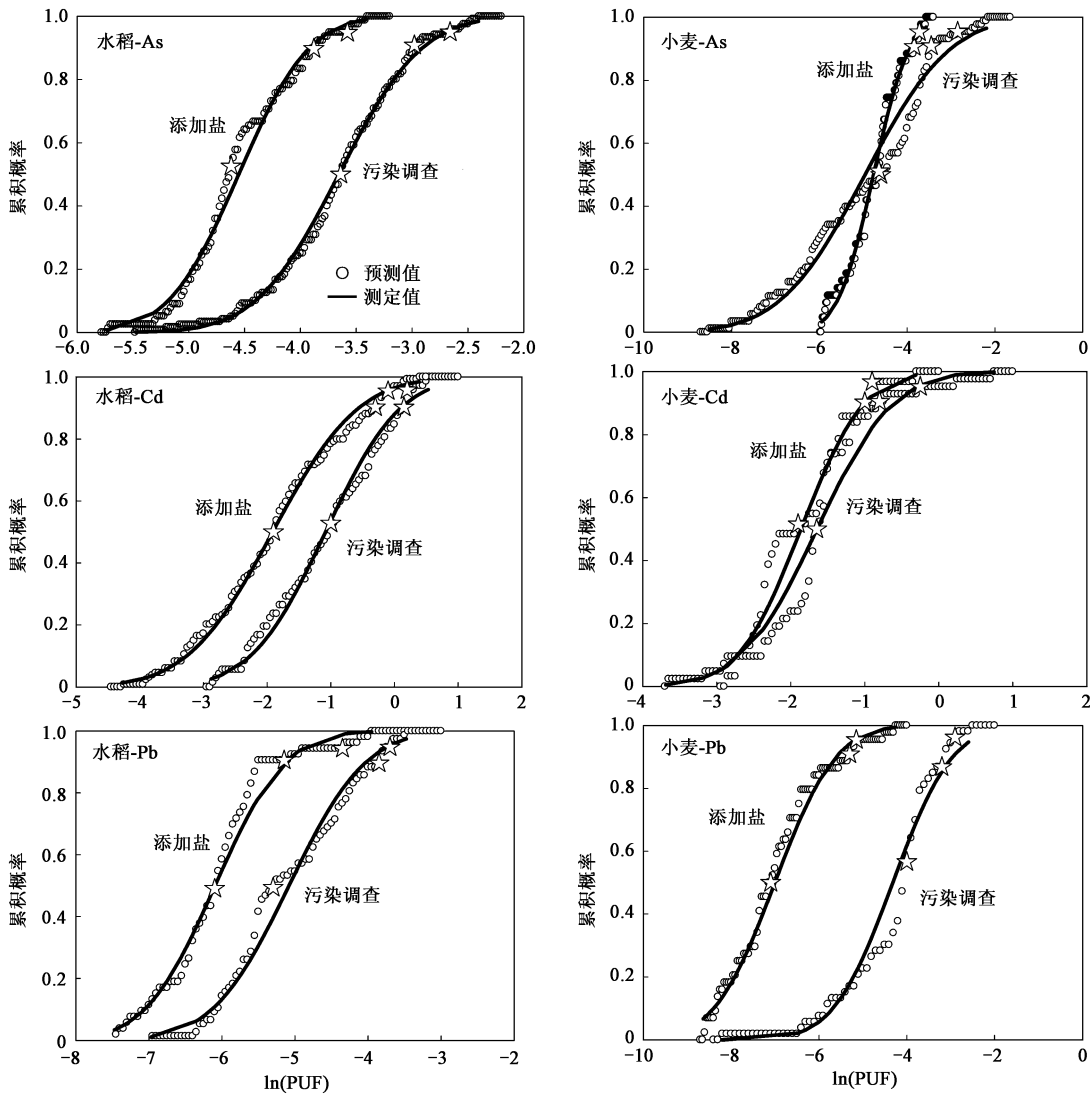


图 4 As Cd Pb的累积概率频数分布

Fig 4 Measured and predicted cumulative probability distribution of PUF

小麦籽粒对应含量的理论偏差很大. 在一般风险评估和土壤环境基准推导时需要较保守估计污染物的潜在风险, 这时可以采用 PUF 的 90% 或 95% 分位值. 从图 4 可以看出, PUF 的 90% 和 95% 分位值已经完全接近 PUF 累积概率分布曲线顶端的平滑区域, 能够满足保守预测的效果要求. 因此, PUF 的 90% 和 95% 分位值可用于不同风险概率水平的风险评估.

将本研究收集数据基础上得出的 PUF 统计结

果与其它文献报道相比较, 可以发现虽然不同学者统计的 PUF 跨幅基本一致 (表 3), 其平均值、最大值及最小值仍有较大变化. 因此, 将 PUF 统计值用于风险评估或土壤环境基准推导时, 必须要明确其统计来源的土壤污染程度及其他环境条件是否与施用场地偏差太大. 即经验模型获得的统计结果, 其适用范围是目标污染场地的污染程度必须在模型推导时统计的污染范围以内, 超出该范围, 计算结果的可靠性就无法保证^[31, 32].

表 3 不同文献报道的谷物籽粒对 As Cd Pb 的富集系数比较

Table 3 Comparison of the means and ranges of PUF by crop cereals used in different literatures			
PUF			文献
As	Cd	Pb	
0.020(0.004~0.060)	1.77 (0.11~8.71)	0.05 (0.001~0.21)	[33]
0.022(0.0050~0.055)	0.22 (0.03~1.29)	0.084 (0.045~0.130)	[7]
— (0.015~0.03)	— (0.15~0.70)	— (0.001~0.03)	[10]
0.030(0.0042~0.090)	0.26 (0.014~1.47)	0.009 (0.001~0.03)	本研究 ¹⁾

1) 本研究统计结果为综合稻米、小麦后统称谷物籽粒 PUF

3 结论

(1) 稻米及小麦籽粒富集 As Cd Pb 的 PUF 值受土壤污染程度、环境条件及作物本身特性的影响, 变异程度很大.

(2) 大范围收集数据得出的 PUF 概率分布特征符合一定的统计学规律, 可以作为一般风险评估或土壤环境基准的相对保守风险概率计算依据.

(3) 由统计方法得出的 PUF 值用于风险评估或土壤环境基准计算时有一定的适用条件, 即模型应用对象的参数取值应落在模型推导时参数取值的范围以内; 另外, 环境条件如土壤类型以及降水量、温度等作物生长的气候条件等差异也应在考虑范围之内.

参考文献:

[1] Kabata-Pendias A, Pendias H. Trace Elements in Soils and Plants[M]. Florida: CRC Press, 2001.

[2] McLaughlin M J, Parker D R, Clarke J M. Metals and micronutrients-food safety issues[J]. Field Crop Res, 1999, 60: 143-163.

[3] Hough R L, Broward N, Young S D, et al. Assessing potential risk of heavy metal exposure from consumption of home-produced vegetables by urban populations[J]. Environ Health Perspect, 2004, 112: 215-221.

[4] 黄银晓, 林舜华, 任继凯, 等. 北京东郊作物-土壤系统中重金属的迁移、分布、积累[J]. 植物生态学与地植物学学报, 1986, 10(2): 131-145.

[5] 高程民. 土壤-植物系统污染生态研究[M]. 北京: 中国科学

技术出版社, 1986. 1-13.

[6] 陈怀满. 土壤-植物系统中的重金属污染[M]. 北京: 科学出版社, 1996. 71-87.

[7] Chen W P, Li L Q, Chang A C, et al. Characterizing the solid-solution partitioning coefficient and plant uptake factor of As Cd and Pb in California croplands[J]. Agr Ecosyst Environ, 2009, 129: 212-220.

[8] 龚伟群, 李恋卿, 潘根兴, 等. 杂交水稻对 Cd 的吸收与籽粒积累: 土壤和品种交互影响[J]. 环境科学, 2006, 27(8): 1647-1653.

[9] Frymanson R A, Snapple B E, Suteil G W. Uptake of inorganic chemicals from soil by plant leaves: regressions of field data[J]. Environ Toxicol Chem, 2001, 20: 2561-2571.

[10] Provoost J, Cornelis C, Swartjes F. Comparison of soil clean-up standards for trace elements between countries: Why do they differ? [J]. J Soils Sediments, 2006, 6: 173-181.

[11] 肖细元, 陈同斌, 廖晓勇, 等. 我国主要蔬菜和粮油作物的砷含量与砷富集能力比较[J]. 环境科学学报, 2009, 29(2): 291-296.

[12] 姚春霞, 尹雪斌, 张长波, 等. 浙江富阳金属冶炼厂周围水田土壤-水稻系统中 As Se 含量特征[J]. 土壤, 2006, 38(5): 534-538.

[13] Kalis E J J, Tamm inghoff E JM, Visser A, et al. Metal uptake by Lolium perenne in contaminated soils using a four-step approach[J]. Environ Toxicol Chem, 2007, 26(2): 335-345.

[14] 李志博, 骆永明, 宋静, 等. 基于稻米摄入风险的稻田土壤镉临界值研究: 个案研究[J]. 土壤学报, 2008, 45(1): 76-81.

[15] Simmons R W, Noble A D, Pongsakul P, et al. Analysis of field-moist Cd contaminated paddy soils during rice grain fill allows reliable prediction of grain Cd levels[J]. Plant Soil, 2008, 302: 125-137.

- [16] Wang G, Su M Y, Chen Y H, *et al*. Transfer characteristics of cadmium and lead from soil to the edible parts of six vegetable species in southeastem China[J]. *Environ Pollut* 2006 **144**: 127-135.
- [17] Adamsa M L, Zhao F J, McGratha S P, *et al*. Predicting cadmium concentrations in wheat and barley grain using soil properties[J]. *J Environ Qual* 2004, **33**: 532-541.
- [18] 谢正苗, 李静, 陈建军, 等. 中国蔬菜地土壤重金属健康风险基准的研究[J]. *生态毒理学报*, 2006, **1**(2): 172-179.
- [19] 于格, 刘爱民. 中国小麦的耕地竞争力及其对小麦供求平衡的影响[J]. *资源科学*, 2005, **27**(1): 60-63.
- [20] 宋波, 陈同斌, 郑袁明, 等. 北京市菜地土壤和蔬菜镉含量及其健康风险分析[J]. *环境科学学报*, 2006 **26**(8): 1343-1353.
- [21] 刘红莲, 李艳慧, 李恋卿, 等. 太湖地区某地农田土壤及农产品中重金属污染及风险评价[J]. *安全与环境学报*, 2006 **6**(5): 60-63.
- [22] 雷鸣, 曾敏, 郑袁明, 等. 湖南采矿区和冶炼区水稻土重金属污染及其潜在风险评价[J]. *环境科学学报*, 2008, **28**(6): 1212-1220.
- [23] 姚春霞, 尹雪斌, 宋静, 等. 某电子废弃物拆卸区土壤、水和农作物中砷含量状况研究[J]. *环境科学*, 2008, **29**(6): 1713-1718.
- [24] 骆永明. 土壤环境的生物地球化学过程、质量演变和风险管理研究展望[J]. *土壤学报*. 2008 **45**(5): 846-851.
- [25] 章海波, 骆永明, 李志博, 等. 土壤环境质量指导值与标准研究 III. 污染土壤的生态风险评估[J]. *土壤学报*, 2007, **44**(2): 338-349.
- [26] 李志博, 骆永明, 宋静, 等. 土壤环境质量指导值与标准研究 II. 污染土壤的健康风险评估[J]. *土壤学报*, 2006, **43**(1): 142-151.
- [27] 夏家淇, 骆永明. 我国土壤环境质量研究几个值得探讨的问题[J]. *生态与农村环境学报*, 2007 **23**(1): 1-6.
- [28] 骆永明, 滕应. 我国土壤污染退化状况及防治对策[J]. *土壤*, 2006, **38**(5): 505-508.
- [29] 赵其国. 土地资源, 大地母亲——必须高度重视我国土地资源的保护、建设与可持续发展[J]. *土壤*, 2004, **36**(4): 337-339.
- [30] 夏家淇. 土壤环境质量标准详解[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1996. 7-8.
- [31] 潘根兴, Chang A C, Page A L. 土壤-作物污染物迁移分配与食物安全的评价模型及其应用[J]. *应用生态学报*, 2002 **13**(7): 854-858.
- [32] Bonten L T C, Jan E, Groenenberg J E, *et al*. Use of speciation and complexation models to estimate heavy metal sorption in soils[J]. *Geoderma* 2008 **146**: 303-310.
- [33] California Department of Food and Agriculture (CDEA). Supplement to the Development of Risk-based Concentrations for Arsenic, Cadmium, and Lead in Inorganic Fertilizers[R]. Sacramento California Prepared by MWH, 2002.