

长江三角洲典型地区水稻籽粒中重金属含量及空间分布特征^①

杨玉峰^{1,2}, 黄标^{2*}, 齐雁冰², 赵永存², 孙维侠², 黄耀¹

(1 南京农业大学资源与环境科学学院, 南京 210095;

2 土壤与农业可持续发展国家重点实验室(中国科学院南京土壤研究所), 南京 210008)

摘要: 对张家港地区水稻籽粒中重金属元素 Cu、Pb 和 Cd 的含量及其空间变异性进行了研究。结果表明: 与《国家食品卫生标准》(GB2762-2005) 相比, 张家港局部地区的水稻样品存在着 Pb 超标现象, 超标样点主要出现在某些企业周围; Cu、Cd 不存在超标情况, 但在某些工厂企业周围含量较高, 应当引起注意; 空间分布上, 水稻重金属 Cu、Pb 含量在锥形土地地区明显高于人为土地地区, 而水稻中 Cd 的空间分布则相反; 工业活动导致的土壤重金属含量异常对水稻中元素含量影响也较突出, 不同类型的工厂企业对水稻重金属的影响不同, 化工类企业周围的水稻重金属 Cu 和 Cd 含量要明显高, 水稻重金属 Pb 在冶金类企业周围的含量要明显高; 土壤重金属 Cu、Cd 含量对水稻 Cu、Cd 含量和富集有着明显的影响, 土壤 pH 的变化对水稻中 Cd 元素的富集有明显的影 响。这些结果为该市农产品质量安全的评价和针对性农业管理措施的开展提供了重要的基础资料和参考依据。

关键词: 水稻; 重金属; 空间分布; 工厂企业

中图分类号: X53

农产品是环境的产物, 环境质量决定农产品质量^[1-2], 并进而对人类的健康有着至关重要的影响。近年来, 随着经济的迅速发展、工业化进程的加快, 我国环境污染问题日益突现, 重金属作为最常见和发生最普遍的一类环境污染物, 其对农产品安全性的影响受到社会、政府和科学界的共同关注^[3]。因此, 不少研究者开始关注农产品重金属含量的调查研究^[4-5]。

目前, 江苏农产品的主要污染物是对人、畜安全具有严重危害的重金属和农药; 重金属 Cu、Pb 和 Cd 等以及农药, 是残留在农产品中的主要有害物质^[2]。张家港市是江苏省一个经济发展迅速的城市, 多年来工业的持续快速发展、农药化肥的大量使用给当地的土壤生态系统带来了一定的负面影响^[6]; 这些活动对农产品品质的影响如何, 尚待研究。本研究以张家港为研究区域, 通过水稻样品的采集: ①分析了张家港地区水稻籽粒中 Cu、Pb、Cd 3 种重金属元素的含量, 同时利用 GIS 的空间分析技术, 了解水稻籽粒中不同重金属含量的空间分布状况; ②初步探讨影响水稻籽粒重金属含量和空间分布变化的因素, 为张家港地区农业管理和农产品的质量安全提供参考依据。

1 材料与方 法

1.1 研究区概况

张家港市位于江苏省南部(东经120°22'~120°49', 北纬31°43'~32°01'), 地处长江三角洲冲积平原, 地势平坦, 总面积为 999 km², 其中陆地面积为 799 km²。属于北亚热带季风气候, 年平均温度为 15.5℃, 年降雨量达 1039 mm, 主要集中在春夏两季。土壤类型主要有潮湿锥形土和水耕人为土两个亚纲^[7], 前者主要分布于北部的沿江圩田地区, 为长江冲积物母质发育而成, 土壤呈碱性(pH 范围为 6.53~8.40, 平均值为 7.98)^[8], 绝大部分为水耕暗色潮湿锥形土亚类, 少部分普通暗色潮湿锥形土亚类; 后者主要分布于南部的平田地区, 由泻湖相沉积母质发育而成, 土壤呈中至微酸性(pH 范围为 4.81~8.16, 平均值为 6.33)^[8], 绝大部分为普通铁聚水耕人为土, 少量漂白铁渗水耕人为土、铁渗潜育水耕人为土(图1)。历史上, 锥形土地地区的种植结构曾以棉花-小麦轮作为主, 20 世纪 90 年代后, 种植结构逐渐转变为稻-麦、稻-油轮作; 南部人为土地地区的种植结构一直以稻-麦或稻-油轮作为主。大米一直是当地居民日常的主要食物。

张家港市是长江三角洲地区经济发展最快的县级市之一。近年来, 随着全市经济的快速发展, 工业活动越来越强烈, 企业的规模和数量越来越大, 其中排污的工业企业包括: 冶金、电子、化工、电镀、纺织印染等。企业在空间上的分布有一定的差异: 北部

①基金项目: 国家自然科学基金项目(40773075)和国家重点基础研究发展规划(973)项目(2002CB410810)资助。

* 通讯作者(bhuang@issas.ac.cn)

作者简介: 杨玉峰(1982—), 男, 河南陕县人, 硕士研究生, 主要从事环境地球化学方面研究。E-mail: nauyfyang@yahoo.com.cn

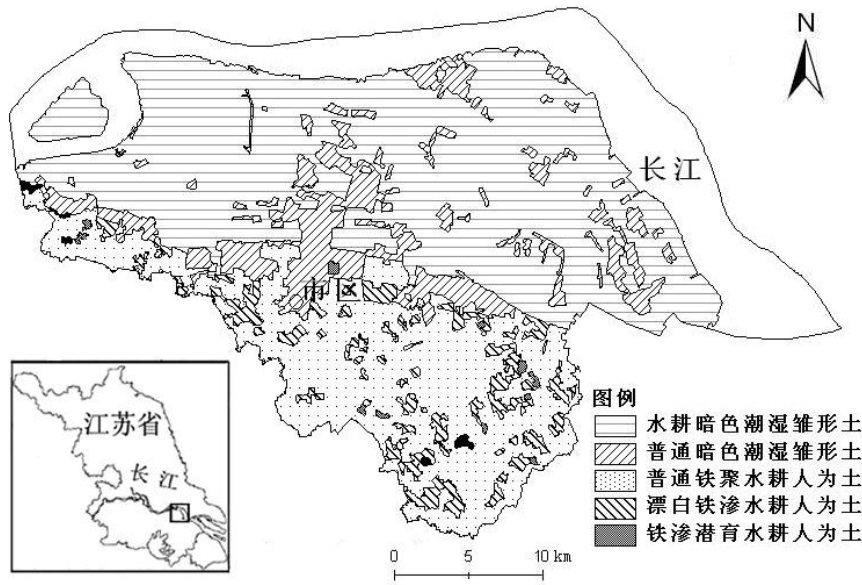


图1 张家港市土壤类型分布及地理位置图

Fig. 1 Soil and location map of Zhangjiagang City

主要分布有冶金、电子、电镀类企业，少量不同类型的化工企业也分布其间；而南部以造纸印染、化工企业为主。同时，农业生产中的养殖业也越来越发达，规模性的养猪、养牛、养禽场遍布全市。

1.2 样品采集

水稻样品采集：布点时主要考虑全市的土壤类型、工厂企业的分布、区域之间样点分布的均匀性等因素，全市共确定了采样点 115 个。采样季节在 10 月中旬，水稻成熟时期进行样品采集。采样时，一般在每个采样点 600 m² 周围，采集 4~5 处水稻籽粒，混合均匀后装袋。采样时均用 GPS 记录每个采样点的经纬度，并详细记载样点周围环境的信息。

土壤样品采集：为了探讨水稻重金属含量与土壤重金属含量的关系，在水稻样品采集的同时，进行土壤样品的采集。土壤样点尽量与水稻样点相对应，采集耕作层（0~15 cm）土壤样品。其采样方法及成果在文献[6]中已有详细描述。

1.3 样品处理和分析

水稻样品分析：籽粒样品先用自来水冲洗，然后用去离子水冲洗，在实验室自然风干，置于聚乙烯塑料袋中。风干稻谷先将壳与米分离，然后米粒用不锈钢粉碎机粉碎，过 0.25 mm (60目) 孔径筛，置塑料袋中密封备用。重金属含量分析时，称取 1.0 g 或适量作物样于 150 ml 三角瓶中，加入 15 ml 优级纯 HNO₃，盖上小漏斗，消化过夜，然后用电热板加热消

煮，待溶液呈无色透明尚有 2 ml 时终止，冷却后用 1% HNO₃ (体积比) 洗入 25 ml 容量瓶，定容至刻度。

土壤样品分析：见邵学新等^[6,9]。

土壤和水稻中的 Cd 用石墨炉原子吸收法测定 (AA220, 美国瓦里安公司), Cu、Pb 用火焰原子吸收光谱法测定。为确保分析结果的可靠性和准确性，在重金属分析测定过程中，每批样品各有两个空白样品和标准物质与样品同步分析。水稻采用的标准物质为杨树叶 (GSV-3, GBW07604) (Cu: 9.3 mg/kg ± 1.0 mg/kg, Pb: 1500 μg/kg ± 300 μg/kg, Cd: 320 μg/kg ± 70 μg/kg)，消化方法和仪器测定结果表明，测定值在标准值的 10% 误差范围之内。GSV-3 的实测值为：Cu: 8.36 mg/kg ± 0.01 mg/kg, Pb: 1525 μg/kg ± 25 μg/kg, Cd: 249 μg/kg ± 9 μg/kg。

1.4 数据统计及空间分析

采用 SPSS (13.0) 软件进行方差分析，比较土壤类型和工厂企业类型对水稻重金属含量的影响，利用 Duncan 检验比较不同类型企业周围水稻重金属含量的差异性；通过逐步回归，了解土壤特性对水稻重金属富集的影响。借助 ArcGIS (9.0) 软件，制作水稻籽粒重金属含量的空间分布图。

2 结果与讨论

2.1 水稻重金属含量的统计分析及污染评价

由图 2 可知，张家港地区水稻重金属 Cu 和 Cd 的

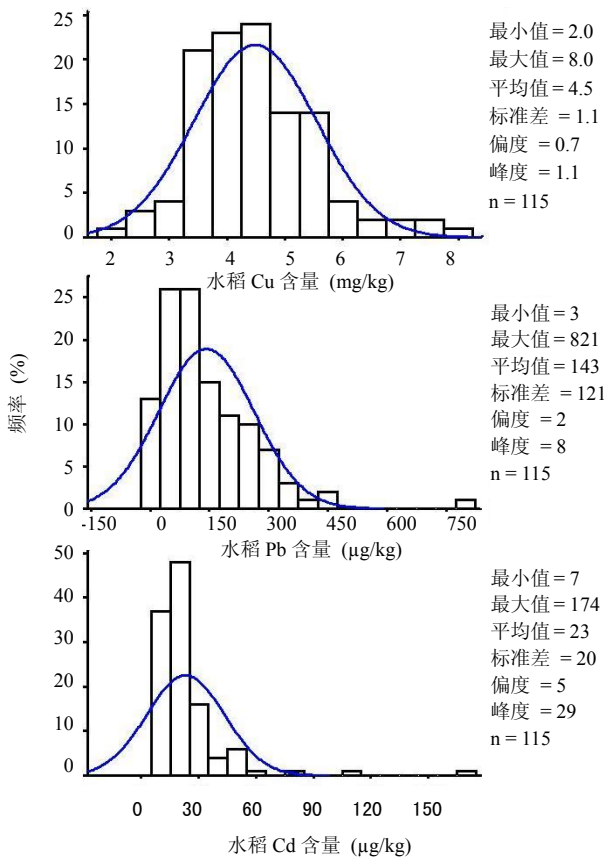


图 2 水稻 3 种重金属元素的频数分布图

Fig. 2 Frequency distributions of three heavy metals in rice grains

平均含量分别为 4.5 mg/kg 和 23 μg/kg，没有超过《国家食品卫生标准》(GB2762-2005) 的限量 (Cu: 10 mg/kg, Cd: 200 μg/kg)，说明张家港地区的水稻目前并不存在重金属 Cu、Cd 的健康风险。水稻中 Pb 的平均含量为 143 μg/kg，对照上述标准的限量值，含量是

食品卫生标准限量 (Pb: 200 μg/kg) 的一半多，其中有近 1/4 的水稻样品 Pb 超标 (115 个中有 27 个超标)，有 3 个水稻样点的 Pb 含量超过 400 μg/kg。部分水稻籽粒中重金属 Pb 有一定聚集，可能会对人体健康产生影响，应该引起人们的关注。

从图 2 进一步可看出，Cu 元素通过了正态分布的检验，表明重金属元素 Cu 没有明显的异常积累；而 Pb、Cd 则呈非正态分布，且均为右偏，说明可能受到异常因素的影响，导致部分样点两元素含量出现异常。所以，尽管目前大部分水稻中 Cd 含量均在水稻 Cd 背景含量范围内^[10]，并未对人体健康构成威胁，但局部有积累的趋势，同样应引起人们的关注。

2.2 不同土壤类型上水稻重金属含量的变化

表 1 列出了不同土壤类型上水稻籽粒重金属元素含量，方差分析表明，不同土壤类型上，水稻中元素 Cu 含量差异极显著 (p<0.01)，锥形土区水稻 Cu 含量明显高于人为土区。从空间分布上也可看出这一点，在北部锥形土区，分布着较多高 Cu 含量的水稻样点，70% 样点 Cu 含量为 3.7 ~ 5.9 mg/kg，78% 的水稻样点 Cu 含量超过 4.0 mg/kg，其中最高的水稻样点 Cu 含量达 8.0 mg/kg (图 3)；而在南部人为土区，除一个样点水稻 Cu 含量较高外，其余均低于 6.0 mg/kg。

表 1 不同土壤类型上水稻籽粒重金属元素含量

Table 1 Heavy metal contents in rice grains in different soils

1. 土壤类型	2. Cu (mg/kg)	3. Pb (μg/kg)
锥形土区	4.8	161
人为土区	10.4	132

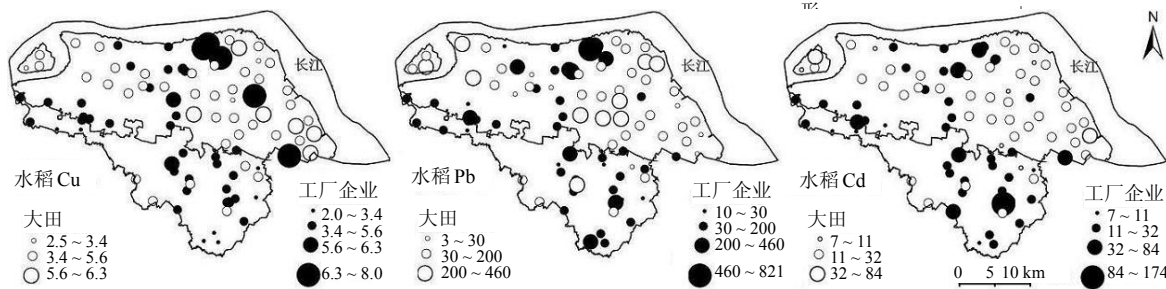


图 3 水稻籽粒中重金属元素 Cu、Pb 和 Cd 的含量分布图 (Cu: mg/kg, Pb、Cd: μg/kg)

Fig. 3 Distributions of Cu, Pb, Cd contents in rice grains

<0.05 水平差异显著,

与水稻重金属元素 Cu 相似，水稻中元素 Pb 的含量在不同土壤类型上也达到显著性差异 (p<0.05)，锥形土区水稻 Pb 含量 (161 μg/kg) 明显高于人为土区 (104 μg/kg) (表 1)。同样，在空间上，北部锥形

土区，近 3/4 样点的水稻 Pb 含量在 47 ~ 293 μg/kg 范围内，超过国家食品卫生标准限量的样点有 22 个，占超标样点总量的 80% (图 3)；在南部人为土区，仅有 5 个样点的水稻 Pb 含量超过国家食品卫生标

准，占超标样点总量的 20%。

水稻重金属 Cd 在不同土壤类型上也存在显著差异 ($p < 0.05$)，但是，与 Cu、Pb 不同，水稻 Cd 含量在锥形土区 ($20 \mu\text{g}/\text{kg}$) 要明显低于人为土区 ($28 \mu\text{g}/\text{kg}$) (表 1)，导致其空间分布与水稻 Cu 和 Pb 不同 (图 3)。北部锥形土区，水稻 Cd 含量普遍偏低，90% 的样点小于 $32 \mu\text{g}/\text{kg}$ (图 3)；而在南部人为土区，分布着一些水稻 Cd 的高含量样点，20% 样点的水稻 Cd 含量高于 $32 \mu\text{g}/\text{kg}$ 。

2.3 工厂企业周围水稻重金属的变异

由表 2 可知，大田水稻重金属 Cu、Pb 和 Cd 的含量分别为 $4.4 \text{ mg}/\text{kg}$ ， $132 \mu\text{g}/\text{kg}$ 和 $18 \mu\text{g}/\text{kg}$ ，总的来看，工厂企业周围的水稻样品中 3 种重金属元素含量的平均值要高于大田采样的水稻样品，且在企业周围水稻 Cd 含量显著大于大田水稻 ($p < 0.05$)。空间分布上，工厂企业周围确实分布着不少水稻重金属高含量样点，其中水稻籽粒 3 种重金属元素的最高含量的样点都在工厂企业周围^[11] (图 3)。就 Cu 而言，大田样点中水稻 Cu 的最高含量为 $6.3 \text{ mg}/\text{kg}$ ，而在工厂企业周围超过 $6.3 \text{ mg}/\text{kg}$ 的水稻样点就有 6 个，最高的达到 $8.0 \text{ mg}/\text{kg}$ (图 3)；最高水稻 Pb 含量也大部分出现在工厂企业周围，63% 的水稻 Pb 超标样点出现在工厂企业周围 (图 3)。

为了详细了解不同类型企业对水稻重金属含量的影响，将有关企业进行了分类^[6]，表 2 列出了 5 类企业周围水稻中重金属平均含量 (电子类企业和造纸类企业由于样点太少，没有列出来)。对同一重金属在不同类型企业周围水稻中的含量比较后发现，水稻 Cu 含量在化工类企业周围高于其他类型企业和大田样点，明显高于电镀类企业周围 ($p < 0.05$)；对 Pb 而言，冶金类企业周围水稻 Pb 含量最高，其次是化工类，养殖类企业周围的水稻 Pb 含量最低；而水稻 Cd 含量亦为化工类企业周围最高。这些特征与土壤中元素的富集状况有着明显的相似性^[6]。

表 2 不同类型的工厂企业周围水稻重金属元素含量

Table 2 Heavy metal contents of rice around different types of factories

企业类型	Cu (mg/kg)	Pb ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	Cd ($\mu\text{g}/\text{kg}$)
化工类 (34)	$5.0 \pm 1.3 \text{ a}$	$168 \pm 150 \text{ ab}$	$32 \pm 32 \text{ a}$
冶金类 (9)	$4.4 \pm 1.1 \text{ ab}$	$228 \pm 109 \text{ a}$	$28 \pm 7 \text{ ab}$
电镀类 (4)	$3.6 \pm 1.2 \text{ b}$	$138 \pm 90 \text{ ab}$	$11 \pm 3 \text{ b}$
养殖类 (11)	$4.0 \pm 0.8 \text{ ab}$	$98 \pm 108 \text{ b}$	$20 \pm 8 \text{ ab}$
纺织印染类 (5)	$5.0 \pm 0.6 \text{ ab}$	$140 \pm 91 \text{ ab}$	$29 \pm 14 \text{ ab}$
大田 (46)	$4.4 \pm 0.8 \text{ ab}$	$132 \pm 102 \text{ ab}$	$18 \pm 12 \text{ ab}$

2.4 影响水稻重金属积累的因素讨论

2.4.1 水稻品种对水稻重金属积累的影响 已有报道指出了水稻籽粒重金属积累量存在着基因型差异^[12-14]。因此，在讨论之前，有必要指出是否存在水稻品种差异对水稻重金属含量的影响。本研究在进行调查采样时发现，张家港地区的水稻品种主要为中熟晚粳稻 (常优 1 号) 和早熟晚粳稻 (武粳 15 号) 两种，两者都属于常规粳稻，出自同一品系，虽然在生长特性和产量上有所不同，但两个粳稻品种对重金属的积累都主要在根部，水稻籽粒对重金属的积累相对较低，存在明显差异的可能性并不大^[15-18]。即使存在差异，通过调查发现，水稻品种的分布在整个研究区没有地域性，农民种植时对品种的选择比较随机，所以可以忽略水稻品种不同对水稻重金属积累差异的影响。

2.4.2 土壤重金属全量和土壤性质对水稻重金属积累的影响 已有的研究表明^[6]，锥形土中重金属元素 Cu、Pb、Cd 含量均高于人为土，从而导致其空间分布呈现出北高南低。水稻籽粒中 Cu 和 Pb 表现出了相似的空间分布规律，但是，Cd 的空间分布规律不尽相同 (表 1，图 3)，可见，水稻对重金属的吸收除受土壤全量影响外，还可能受其他因素影响。

大量研究已表明，土壤性质对作物重金属的积累有着明显的影响^[19-21]。从水稻重金属含量与土壤全量和性质之间的逐步线性回归关系可看出 (表 3)，水稻 Cu 除了与土壤全量间存在正相关关系外，还与土壤 pH 存在正相关关系，而与土壤有机质则是负相关；水稻 Pb 仅仅与土壤全 Pb 正相关；水稻 Cd 除与土壤全 Cd 正相关外，还与土壤 pH 负相关。

为了说明土壤重金属的含量及其性质对水稻重金属吸收的影响，本文在此引用富集系数 (BCF)，即水稻籽粒重金属的含量与土壤中重金属含量的百分比值^[22] (表 4)，将各元素的富集系数与土壤重金属全量和性质之间也进行逐步线性回归分析 (表 3)。

从结果可看出，土壤 pH 已对水稻 Cu 富集系数没有明显影响，而土壤全 Cu 与之呈负相关。水稻重金属 Cu 含量与土壤 pH 之间的正相关关系 (表 3) 显然与全量 Cu 与土壤 pH 呈显著正相关有关^[23]。BCF-Cu 则可能与 Cu 的来源有关，水稻吸收的 Cu 主要来源于土壤本底的 Cu，土壤 Cu 含量越高，非活性 Cu 的含量就越高，导致其吸收系数降低，两者呈显著负相关。可见水稻中 Cu 含量的富集变化仅与土壤全 Cu 有较大关系，而与土壤 pH 关系不明显。这一因素可能导致水稻重金属 Cu 与土壤重金属 Cu 的空间分布相同，皆为锥形土高于人为土。

表3 水稻重金属含量和富集系数 (BCF) 与土壤重金属全量和土壤性质的关系

Table 3 Relationship between heavy metal contents, BCF and soil characters, total contents of heavy metals in soil

因变量	自变量	偏回归系数	标准误	标准化偏回归系数	<i>p</i>
lg (水稻 Cu) (115)	Con	3.19	1.226		<i>r</i> = 0.417**
	pH	0.181	0.131	0.155	
	土壤 Cu	0.029	0.012	0.217	
	SOM	-0.044	0.02	-0.246	
lg (水稻 Pb) (115)	Con	-1.235	0.095		<i>r</i> = 0.229*
	土壤 Pb	0.006	0.003	0.229	
lg (水稻 Cd)(115)	Con	-1.313	0.178		<i>r</i> = 0.305**
	pH	-0.065	0.025	-0.245	
	土壤 Cd	0.309	0.113	0.254	
lg (BCF-Cu) (115)	Con	-0.392	0.048		<i>r</i> = 0.677**
	土壤 Cu	-0.01	0.001	-0.583	
	SOM	-0.006	0.002	-0.278	
lg (BCF-Pb) (115)	-	-	-	-	-
lg (BCF-Cd) (115)	Con	0.601	0.273		<i>r</i> = 0.760**
	pH	-0.158	0.028	-0.435	
	土壤 Cd	-0.981	0.106	-0.589	
	SOM	-0.009	0.004	-0.16	

注: Con: 常数项; SOM: 土壤有机质; *: $p < 0.05$; **: $p < 0.01$ 。

表4 水稻重金属富集系数 (BCF) 的描述性统计

Table 4 the bio-concentration factor (BCF) of heavy metals in rice grains

项目	最小值	最大值	均值	标准差
BCF-Cu (115)	5.68	37.40	15.25	5.26
BCF-Pb (115)	0.01	1.70	0.45	0.37
BCF-Cd (115)	1.16	113.48	13.91	14.41

与水稻Cu富集系数不同, 尽管全量Cd与土壤pH也存在显著的正相关关系, 但水稻Cd富集系数与土壤全Cd呈负相关, 同时又与土壤pH存在负相关关系。所以, 土壤pH明显地影响着水稻重金属元素Cd的富集, 这一结果与前人很多研究是相符的^[24-25], 主要是与元素Cd在土壤中有较高的有效性且其有效性受土壤pH影响有关^[26]。由此可见, 虽然土壤重金属Cu、Cd具有相同的空间分布, 但人为土自身的低pH值导致了水稻重金属Cd与水稻重金属Cu不同的空间分布。

尽管水稻Pb含量与土壤全Pb之间有相关性, 但富集系数与土壤全Pb并无相关关系。显然, 水稻Pb含量的提高并非与土壤类型真正相关, 至于锥形土上水稻Pb高于人为土(表1), 其原因可能是大部分冶金企业分布于锥形土地区(图3), 而冶金企业周围土壤和水稻Pb含量要明显高于其他企业和大田区域^[6](表3)。这一结果也与土壤中元素Pb的生物有效性的特征一致, 一般来讲, 在自然状态下, 土壤中Pb元素的有效性相当低^[24], 张家港地区两种土壤的背景含量的差异^[6]并不能使土壤中Pb有效性及水稻中Pb积累产生明显

变异, 而水稻Pb与土壤全Pb之间的显著相关性主要来源于企业污染物的输入导致土壤和水稻Pb含量同时增加。至于土壤有机质为何与水稻Cu和Cd含量和富集系数间总是存在明显负相关, 则有待于通过土壤有效Cu、Cd含量与水稻Cu、Cd和土壤有机质之间的相关关系的进一步研究加以确认。

3 结论

目前, 张家港地区水稻籽粒中Cu、Cd含量与《国家食品卫生标准》(GB2762-2005)比较, 没有超标, 但在局部地区含量较高, 尤其在某些工业企业周围, 应当引起注意。更应该关注的是水稻中重金属元素Pb的含量在局部地区存在着超标现象。

水稻重金属Cd的空间分布与Cu、Pb相反。土壤背景Cu、Cd含量对水稻Cu、Cd含量和富集都有着明显的影响; 土壤pH的变化对水稻中Cd元素含量的富集也有着明显的影响。同时由于工业活动导致的土壤重金属含量异常对水稻中元素含量影响也较突出, 但不同类型的工厂企业对水稻重金属的影响不同, 化工类企业周围的水稻重金属Cu和Cd含量要明显高, 而水稻重金属Pb在冶金类企业周围的含量要明显高。这些均是今后环境保护、环境评价、土壤修复等工作重点关注的地区。

参考文献:

- [1] 陈君石. 食品安全需要被全面科学认识: 食品质量安全-现状

- 与趋势. 食品工业科技, 2007, 28(6): 11
- [2] 赵其国, 周炳中, 杨浩. 江苏省环境质量与农业安全问题研究. 土壤, 2002, 34(1): 1-8
- [3] 赵其国. 民以食为天, 食以净为本—论江苏省农产品清洁生产创新研究. 土壤, 2005, 37(1): 1-7
- [4] 马瑾, 万洪富, 杨国义, 罗运生, 罗薇. 东莞市蔬菜重金属污染状况研究. 生态环境, 2006, 15(2): 319-322
- [5] 杨军, 陈同斌, 郑袁明, 罗金发, 刘洪禄, 吴文勇, 陈玉成. 北京市凉风灌区小麦重金属含量的动态变化及健康风险分析. 环境科学学报, 2005, 25(12): 1661-1668
- [6] 邵学新, 黄标, 孙维侠, 顾志权, 钱卫飞, 邓西海, 骆永明. 长江三角洲典型地区工业企业的分布对土壤重金属污染的影响. 土壤学报, 2006, 43(3): 397-404
- [7] 中国科学院南京土壤研究所土壤系统分类课题组, 中国土壤系统分类课题研究协作组. 中国土壤系统分类检索. 合肥: 中国科学技术大学出版社, 2001
- [8] 邵学新, 黄标, 顾志权, 钱卫飞, 金洋, 毕葵森, 严连香. 长三角经济高速发展地区土壤 pH 时空变化及其影响因素. 矿物岩石地球化学通报, 2006, 25(2): 143-149
- [9] Burt R, Wilson MA, Mays MD, Lee CW. Major and irate elements of selected pedons in the USA. J. Environ. Qual., 2003, 32: 2109-2121
- [10] 廖自基. 环境中微量重金属元素的污染危害与迁移转化. 北京: 科学出版社, 1989
- [11] 严连香, 黄标, 邵学新, 赵永存, 孙维侠, 阮心玲. 不同工业企业周围土壤-作物系统重金属 Pb、Cd 的空间变异及其迁移规律. 土壤学报, 2009, 46(1): 52-62
- [12] Liu JG, Li KQ, Xu JK, Zhang ZJ, Ma TB, Lu XL, Yang JC, Zhu QS. Lead toxicity, uptake, and translocation in different rice cultivars. Plant Science, 2003, 165: 793-802
- [13] Morishita T, Fumoto N, Yoshizawa T, Kagawa K. Varietal differences in cadmium levels of rice grains of japonica and hybrid varieties produced in the same plot of a field. Soil Sci. Plant Nutri., 1987, 33: 629-637
- [14] 刘建国, 李坤权, 张祖建, 陆小龙, 余碧玉, 蔡一霞, 杨建昌, 朱庆森. 水稻不同品种对铅吸收分配的差异及机理. 应用生态学报, 2004, 15(2): 291-294
- [15] 吴启堂, 陈卢. 水稻不同品种对 Cd 吸收积累的差异和机理研究. 生态学报, 1999, 19(1): 104-107
- [16] 曾翔, 张玉焯, 王凯荣, 周立军, 张岳平, 谢建红, 屠乃美. 不同品种水稻糙米含镉量差异. 生态与农村环境学报, 2006, 22(1): 67-69, 83
- [17] 宋阿琳, 娄运生, 梁永超. 不同水稻品种对铜镉的吸收与耐性研究. 农业资源与环境科学, 2006, 22(9): 408-411
- [18] 仲维功, 杨杰, 陈志德, 王才林, 张永春, 常志州, 周益军. 水稻品种及其器官对土壤重金属元素 Pb、Cd、Hg、As 积累的差异. 江苏农业学报, 2006, 22(4): 331-338
- [19] 王广林, 刘登义. 冶炼厂污灌区土壤-水稻系统重金属积累特征的研究. 土壤, 2005, 37(3): 299-303
- [20] 郑春荣, 孙兆海, 周东美, 刘凤枝, 陈怀满. 土壤 Pb、Cd 污染的植物效应 I - Pb 污染对水稻生长和 Pb 含量的影响. 农业环境科学学报, 2004, 23(3): 417-421
- [21] 郑春荣, 孙兆海, 周东美, 刘凤枝, 陈怀满. 土壤 Pb、Cd 污染的植物效应 II - Cd 污染对水稻生长和 Cd 含量的影响. 农业环境科学学报, 2004, 23(5): 872-876
- [22] 谢正苗, 李静, 徐建明, 叶兰军, 王碧玲. 杭州市郊蔬菜基地土壤和蔬菜中 Pb、Zn 和 Cu 含量的环境质量评价. 环境科学, 2006, 27(4): 742-747
- [23] 赵永存, 黄标, 孙维侠, 邵学新, 王志刚. 张家港土壤表层铜含量空间预测的不确定性评价研究. 土壤学报, 2007, 44(6): 974-981
- [24] Huang B, Kuo S, Bembenek R. Availability of cadmium in some phosphorus fertilizers to field-growth lettuce. Water, Air, and Soil Pollution, 2004, 158: 37-51
- [25] Huang B, Kuo S, Bembenek R. Availability to lettuce of arsenic and lead from trace element fertilizers in soil. Water, Air, and Soil Pollution, 2005, 164: 223-239
- [26] 龚伟群, 潘根兴. 中国水稻生产中 Cd 吸收及其健康风险的有关问题. 科技导报, 2006, 24(5): 43-48

Spatial Variation of Heavy Metals in Rice Grains in a Typical Area of Yangtze River Delta Region

YANG Yu-feng^{1,2}, HUANG Biao², QI Yan-bing², ZHAO Yong-cun², SUN Wei-xia², HUANG Yao¹

(1 *College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University, Nanjing 210095, China;*

2 *State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture (Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences), Nanjing 210008, China)*

Abstract: Zhangjiagang county in Yangtze River Delta region was chosen as the typical area to study the spatial variation of heavy metals of copper (Cu), lead (Pb) and cadmium (Cd) in rice grains. Results indicated that Pb content in rice grains of some samples was significantly higher than the National Food Health Standard (NFHS) (GB2762-2005). Most of those samples appeared in the areas near the industries. Cu and Cd in rice grains had no threat to human's health at present, but attentions should be taken to the accumulation of Cu and Cd in the areas near the industries. Spatially, Cu and Pb contents in rice grains were higher in Anthrosols than in Cambosols but converse to Cd ($p < 0.05$). Heavy metal contents in rice grains also depended on the types of industries. Cu and Cd were higher in the areas close to the chemical industries, while Pb was higher in the areas close to the metallurgy industries. The accumulations of Cu and Cd in rice grains were significantly affected by their contents in soil, and accumulation of Cd influenced by soil pH as well. These results can provide important basic information and reference for assessing security of agricultural product quality and performing effective agricultural management in the region.

Key words: Rice grains, Heavy metals, Spatial variation, Industrial activities