

# 成都东郊稻田水中砷形态的测定及分布特征

郎春燕 王儒珍\* 邓涛

(成都理工大学材料与化学化工学院, 成都, 610059)

**摘要** 采用氢化物发生-原子荧光光谱法测定了成都东郊4块稻田水中砷的形态. 研究发现, 该区域稻田表面水砷浓度平均值为3.15—7.9  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , 土壤孔隙水为18.71—53.71  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , 除4号稻田土壤孔隙水外, 其余各稻田表面水及土壤孔隙水中砷浓度的平均值均未超出国家农田灌溉水质标准. 垂直方向上, 土壤孔隙水中各形态砷的浓度均比稻田表面水中的高, 且都在水-土界面或接近界面处最大, 然后依次向下呈递减趋势. 水平方向上, 各形态砷的浓度因所处稻田条件的不同而分布各异. 各形态砷在所研究稻田水中的分布皆呈现出可溶态砷 > 颗粒态砷、三价砷 > 五价砷的特征.

**关键词** 砷, 稻田水, 形态, 氢化物发生-原子荧光法.

砷是重要的环境污染物之一, 其对农业环境及人类的危害已受到广泛的关注. 近年来我国稻米砷污染问题不断暴露, 已有报道称稻米中砷含量与灌溉水中砷含量显著相关, 含砷灌溉水的使用, 是导致稻米中的砷高度积累的主要原因之一<sup>[1-2]</sup>. 目前, 国内外基于农田生态系统(如稻田土壤、水稻秧苗、稻谷等)中砷的形态含量及其对作物的影响已有一些报道<sup>[3-7]</sup>, 而与稻田水中砷有关的研究较少. Roychowdhury<sup>[8]</sup>等研究了印度西孟加拉邦地区砷污染灌溉水灌溉稻田后, 种植不同植物和同种植物的稻田0—30 cm深度范围内土壤中砷的含量. Dahal<sup>[9]</sup>等研究了尼泊尔地区砷通过灌溉水在植物不同器官中的富集程度. A. van Geen<sup>[10]</sup>等研究了孟加拉湾地区含砷地下水灌溉稻田后, 5 cm深处土壤中的含砷量. 但这些研究只是针对已暴露稻米砷污染地区的, 且都只是研究灌溉水中总砷含量对稻田土中总砷含量的影响, 没有对砷各形态进行分析.

水稻是我国的主要粮食作物之一, 稻田水中的砷对水稻的生长及品质影响巨大. 成都是我国特大型现代化城市, 其东部是工厂集中区, 人类活动带来的影响比较大, 因此, 开展这一区域的稻田水中砷形态的调查与研究、探讨稻田水中砷的分布规律, 将为分析和判断稻田中砷的来源、迁移和转化行为提供重要依据. 同时, 其分析结果对于指导类似地区水稻的科学栽培具有一定的理论和实际意义.

本文以成都东郊离市区及火力发电厂(距采样点约5 km)最近的稻田为对象, 以盐酸为介质, 硫脲-抗坏血酸为预还原剂, 硼氢化钾为还原剂, 用AFS-2202型原子荧光光谱仪对该区域稻田水中的各种形态砷, 包括稻田表面水和土壤孔隙水中的总砷、可溶态砷、可溶态砷(III)<sup>[11-12]</sup>、可溶态砷(V)<sup>[11-12]</sup>、颗粒态砷进行了测定, 并分析和总结了其各自的垂直水平分布规律.

## 1 样品的采集与分析

### 1.1 样品采集

现场采样于2011年5月进行, 采样地点位于成都市龙泉驿区西河镇跃进村9组(北纬30°39'35.50", 东经104°11'57.26", 海拔495 m). 该区域四面公路环绕, 附近有多座大型立交桥及成都市火力发电厂, 人口较为密集, 稻田灌溉用水主要来源于东风渠支流(源于都江堰, 途经成都市区, 有大量的生活用水排入).

本文选择的4个代表性采样点(成都东郊的稻田分布较稀疏, 且面积小, 取样数量及位置在确保样品有代表性的前提下视环境而定)描述如下(图1): 1、2、4号为冬水田, 3号为两季田; 1、3、4号田的稻田表面水深约10 cm, 2号田约5 cm; 采样时除4号田外, 其余3块田均育有秧苗, 苗高约10—15 cm, 根

长 6—10 cm;4 块田稻田表面水的 pH 值检验结果为 6.5—7.5. 根据《农田土壤环境质量检测技术规范》<sup>[13]</sup>, 采用多点采集的混合样品, 以“S”型采样法取若干个采样点. 样品包括 11 个稻田表面水、75 个土壤孔隙水, 每个样品的编号为田号-样品序号(按照从上至下), 如 1 号田的 1 号样品, 编号为 1-1.

稻田表面水的采集: 根据各稻田表面水的深度, 每隔 2—3 cm 采集 1 个样, 确定垂直采样个数(1、3、4 号田在距土壤 7、4、0 cm 处采集, 2 号田在距土壤 3、0 cm 处采集). 利用虹吸现象, 将乳胶管的一端伸入到距表层 2—3 cm 处的稻田表面水中(注意避开水表面膜), 另一端用洗耳球吸水, 吸出水后先放掉十几秒, 再将其导入已用酸及蒸馏水洗净的玻璃瓶, 用稻田水润洗玻璃瓶 2—3 次后将其灌满编号. 然后按照上述方法逐层往下取, 直到土-水界面层(切忌吸入泥土).

土壤孔隙水的采集: 先用直径较大(约 20 cm)的 PVC 管将采集点的稻田表面水排开, 然后用自制的采样器(PVC 材料)采集土壤-水界面处 -1—-4 cm 处的土壤(土壤含水量较丰富, 具有一定的流动性), -4 cm 处以下的土壤(流动性很差, 能够采集原状土样)则用孔径为 8 cm、长度约为 30 cm 的 PVC 管采集(采样器要尽可能地深入土壤), 然后用塑料刀具每隔 1 cm 截取一层为一个样品, 置于已洗净的 50 mL 离心管中, 编号. 离心后, 取上层清液备用.



图 1 采样地点

Fig. 1 Sampling site

## 1.2 样品处理

(1) 稻田表面水预处理: 将采集来的稻田表面水放置到阴暗处. 一部分用于总砷的测定, 另一部分用真空过滤器过滤, 用于可溶态砷、可溶态砷(III)、可溶态砷(V)及颗粒态砷的测定及计算.

(2) 土壤孔隙水的制备: 将盛有含水土样的离心管置于离心机中, 以  $4500 \text{ r} \cdot \text{min}^{-1}$  的转速离心 15 min. 将上清液全部转移至干燥的比色管中, 取 1.00 mL 样品于干燥比色管并稀释到 5 mL, 用  $0.45 \mu\text{m}$  针管过滤器过滤, 滤液用于测定可溶态砷及可溶态砷(III), 未过滤的部分也要保存备用<sup>[14]</sup>.

## 1.3 样品分析

### 1.3.1 标准溶液的配制与测定

砷标准储备液( $1000 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ): 准确称取三氧化二砷  $0.6600 \text{ g}$  于小烧杯中, 加入  $10 \text{ mL}$  10% 氢氧化钠溶液, 加热溶解, 冷却后移入  $500 \text{ mL}$  容量瓶, 用水稀释至刻度, 摇匀.

砷标准工作液( $100 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ): 准确移取砷标准储备液  $1.00 \text{ mL}$  于  $100 \text{ mL}$  容量瓶中, 用 5% 盐酸稀释至刻度, 摇匀. 此时砷工作液浓度为  $10 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$ . 移取以上溶液( $10 \mu\text{g} \cdot \text{mL}^{-1}$ )  $1.00 \text{ mL}$  于  $100 \text{ mL}$  容量瓶中, 用 5% 盐酸稀释至刻度, 摇匀.

实验所用试剂除三氧化二砷为优级纯外其余皆为分析纯, 用水均为去离子水. 所有的玻璃容器均用 10% 的硝酸溶液浸泡, 然后用自来水与蒸馏水反复清洗 3—5 次后使用.

准确移取砷标准工作液( $100 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ )  $0.0.25.0.5.1.0.2.0.3.0.4.0.5.0 \text{ mL}$  于一系列  $50 \text{ mL}$  容量瓶中, 加入  $10 \text{ mL}$  硫脲-抗坏血酸( $100 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ ),  $5 \text{ mL}$  盐酸( $6 \text{ mol} \cdot \text{L}^{-1}$ ), 用去离子水定容到刻度, 摇匀, 此系列的砷浓度分别为  $0.0.5.1.0.2.0.4.0.6.0.8.0.10.0 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ . 以  $20 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$  的  $\text{KBH}_4$  溶液为还原剂, 5% 的盐酸为载流, 在最优实验条件下测定并绘制相应的标准曲线.

### 1.3.2 稻田表面水中砷的形态分析<sup>[11-12]</sup>

(1) 总砷的测定:准确移取未过滤的稻田表面水样 8.0 mL 于 25 mL 干燥比色管中,加入 2.00 mL 硫脲-抗坏血酸( $100 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ ),1.00 mL 盐酸( $6 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ),摇匀,15 min 后上机测定,测得总砷浓度.同时做空白样.

(2) 可溶态砷的测定:准确移取过滤后的稻田表面水样 8.0 mL 于 25 mL 干燥比色管中,加入 2.00 mL 硫脲-抗坏血酸( $100 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ ),1.00 mL 盐酸( $6 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ),摇匀,15 min 后上机测定,测得可溶态砷浓度.同时做空白样.

(3) 可溶态三价砷的测定:准确移取过滤后的稻田表面水样 8.0 mL 于 25 mL 干燥比色管中,加入 1.00 mL 盐酸( $6 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ),用去离子水定容至 10 mL,摇匀,15 min 后上机测定,测得可溶态砷(Ⅲ)浓度.同时做空白样.

(4) 颗粒态砷的计算:由(1)中所得的总砷浓度与(2)中所得可溶态砷浓度差减求得颗粒态砷的浓度.

(5) 可溶态五价砷的计算:由(2)中所得可溶态砷浓度与(3)中所得可溶态三价砷浓度差减求得可溶态五价砷的浓度.

### 1.3.3 土壤孔隙水中砷的形态分析

(1) 总砷的测定:准确移取 1.00 mL 未过滤的土壤孔隙水样于 25 mL 比色管,加入 2.00 mL 硫脲-抗坏血酸( $100 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ ),1.00 mL 盐酸( $6 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ),用去离子水定容至 10 mL,摇匀,15 min 后上机测定,测得总砷浓度.同时做空白样.

(2) 可溶态三价砷的测定:准确移取 4 mL 过滤的土壤孔隙水样,加 1.00 mL 盐酸( $6 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ ),用去离子水定容至 10 mL,摇匀,15 min 后上机测定.测得可溶态三价砷的浓度.同时做空白样.

(3) 可溶态砷的测定:准确移取(2)中测定后的剩余溶液 5.0 mL 于 10 mL 干燥比色管中,加入 1.00 mL 硫脲-抗坏血酸( $100 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ ),15 min 后上机测定,测得可溶态砷.同时做空白样.

(4) 颗粒态砷的计算:由(1)中所得的总砷浓度与(3)中所得可溶态砷的浓度差减求得颗粒态砷的浓度.

(5) 可溶态五价砷的计算:由(3)中所得可溶态砷浓度与(2)中所得可溶态三价砷浓度差减求得可溶态五价砷的浓度.

## 2 结果与讨论

### 2.1 干扰试验

根据稻田水中可能存在的干扰元素,在砷标准样中相应地加入部分离子以进行考察.实验结果表明,当砷浓度为  $20 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  时, $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$  的  $\text{Cu}^{2+}$ 、 $\text{Zn}^{2+}$ 、 $\text{Pb}^{2+}$ 、 $\text{Fe}^{3+}$ 、 $\text{Cd}^{2+}$  对测定基本无干扰(因 RSD 均在 1% 以内),由于稻田水中以上离子的浓度远小于  $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ,且硫脲-抗坏血酸混合液除了有还原作用外,对常见的金属离子还具有很好的掩蔽作用,可以大幅提高溶液中干扰离子的允许量<sup>[15-16]</sup>.由此可知,在选定的实验条件下,砷的测定几乎不受样品中其它离子的影响.

### 2.2 检出限

在最优实验条件下,测定砷标准系列的荧光强度,得到如下线性方程:

$$I_f = 2.952 \times C + 0.065, r = 0.9998$$

对标准空白溶液连续测定 11 次,计算出砷的标准偏差  $S = 0.0787$ ,根据公式  $DL = 3S/K$ (其中  $K$  为标准曲线的斜率)得到检出限为  $0.080 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ .

### 2.3 精密度和回收率

为考察方法的精密度,本实验首先对浓度为  $4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  和  $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$  的砷标准溶液连续测定 11 次,计算出各自的相对标准偏差(RSD)分别为 3.79% 和 1.93%;然后再对 1 号田稻田表面水中(土壤孔隙水体积有限)总砷、可溶态砷、可溶态砷(Ⅲ)分别进行 3 次平行测定,计算出的 RSD 范围在 2.31%—4.58% 之间(表 1).这些结果均表明,本方法具有良好的测定精密度.

按实验测试方法,取稻田表面水两份,每份取 2—3 个平行样,做回收率实验,其结果见表 2.由表 2

可知,成都东郊稻田水中砷的测定回收率在 91.75%—104.3% 之间,准确度良好。

表 1 1 号田稻田表面水砷形态的平行测定

Table 1 The results of replicate measurements of arsenic species in surface water of 1st rice paddy

编号	As(T)	$\bar{X}$	S	RSD/%	As(D)	$\bar{X}$	S	RSD/%	As(III)	$\bar{X}$	S	RSD/%
1-1	2.71				2.48				1.77			
	2.49	2.62	0.114	4.35	2.48	2.51	0.058	2.31	1.84	1.83	0.060	3.28
	2.65				2.58				1.89			
1-2	3.44				1.98				1.89			
	3.66	3.50	0.137	3.91	2.14	2.11	0.077	3.65	1.93	1.94	0.056	2.89
	3.41				2.21				2.00			
1-3	3.48				1.95				1.75			
	3.66	3.49	0.160	4.58	1.93	1.98	0.064	3.23	1.86	1.79	0.061	3.41
	3.34				2.05				1.76			

注:表中数据单位均为  $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ,As(T)表示总砷,As(D)表示可溶性砷,As(III)表示三价砷,S表示标准偏差, $\bar{X}$ 表示平均值,RSD表示相对标准偏差。

表 2 成都东郊稻田水中砷的回收率

Table 2 Recoveries of As added to surface water of rice paddy

编号	本底值/ $(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	加标值/ $(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	加标测定值/ $(\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1})$	回收率/%
1	7.94(n=2)	8.00	15.28	91.75
		8.00	15.81	98.38
2	5.85(n=3)	6.00	11.62	96.17
		6.00	11.53	94.67
		6.00	12.11	104.3
		6.00	12.11	104.3

## 2.4 砷形态的分析与分布

按照 1.3 节步骤,对成都东郊 4 块稻田水中各形态砷的浓度进行了测定、计算与统计,其结果见表 3 及图 2。

表 3 各形态砷在 4 块稻田水中的分布统计 ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )

Table 3 Distribution statistics of arsenic species in waters of the four rice paddies( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ )

编号	1 号		2 号		3 号		4 号		
	稻田表面水	土壤孔隙水	稻田表面水	土壤孔隙水	稻田表面水	土壤孔隙水	稻田表面水	土壤孔隙水	
As(T)	$\bar{X}$	3.15	40.25	5.37	36.76	7.81	18.71	7.90	53.71
	S	0.41	14.04	0.54	7.72	0.56	13.43	0.15	18.44
	CV/%	13.02	34.88	10.01	21.00	7.17	71.78	1.90	34.33
As(D)	$\bar{X}$	2.14	30.37	3.91	25.97	6.06	13.38	6.59	40.37
	S	0.35	11.34	0.18	7.9	0.43	10.61	0.34	14.23
	CV/%	16.36	37.34	4.60	30.42	7.10	79.30	5.16	35.25
As(III)	$\bar{X}$	1.85	15.70	2.97	15.22	4.42	7.15	4.86	22.90
	S	0.03	4.95	0.80	6.14	0.50	5.23	0.18	10.21
	CV/%	1.62	31.53	26.94	40.34	11.31	73.15	3.70	44.59
As(V)	$\bar{X}$	0.30	14.68	0.94	10.75	1.64	6.25	1.73	17.46
	S	0.11	7.82	0.23	3.01	0.11	4.21	0.88	6.63
	CV/%	36.67	53.27	24.47	28.00	6.71	67.36	50.87	37.97
As(P)	$\bar{X}$	1.07	9.87	1.47	10.79	1.75	6.33	1.31	13.34
	S	0.23	3.82	0.49	1.64	0.68	2.41	0.21	3.23
	CV/%	21.50	38.70	33.33	15.20	38.86	38.07	16.03	24.21

注:As(T)表示总砷,As(D)表示可溶性砷,As(III)表示三价砷,As(V)表示五价砷,As(P)表示颗粒态砷;S表示标准偏差, $\bar{X}$ 表示平均值,CV表示变异系数。

由表 3 可见,各形态砷在 4 块田中的分布差异较大,可能与该田自身含有的有机质、人工施肥、灌溉水源及其所处环境如来自交通、火力发电厂的污染情况等因素有关<sup>[17]</sup>。在水平方向上,各形态砷的浓度因所处稻田条件的不同而分布各异。各形态砷在所研究稻田水中的分布皆呈现出可溶态砷 > 颗粒态砷、

三价砷 > 五价砷的特征. 这可能是因稻田土壤对砷的吸附以及水稻对砷的吸收造成的. 可变电荷土壤对  $As(V)$  的吸附较  $As(III)$  大,  $As(III)$  较  $As(V)$  更易被水稻根系吸收 ( $As(III)$  与  $As(V)$  均可被水稻大量吸收), 但苗期水稻对  $As$  的吸收、转运能力非常小, 因而, 稻田水中  $As$  主要以  $As(III)$  的形式存在<sup>[18-19]</sup>. 该区域稻田表面水砷浓度平均值为  $3.15\text{—}7.9\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , 土壤孔隙水为  $18.71\text{—}53.71\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ , 其中 3 号稻田中砷形态的分布变化范围最大. 除 4 号稻田土壤孔隙水外, 其余各田稻田表面水及土壤孔隙水中砷浓度的平均值均未超出国家农田灌溉水质标准 ( $\text{GB } 5084\text{—}2005, 0.05\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )<sup>[20]</sup>, 说明该区域稻田水中的砷对水稻生长基本不构成威胁.

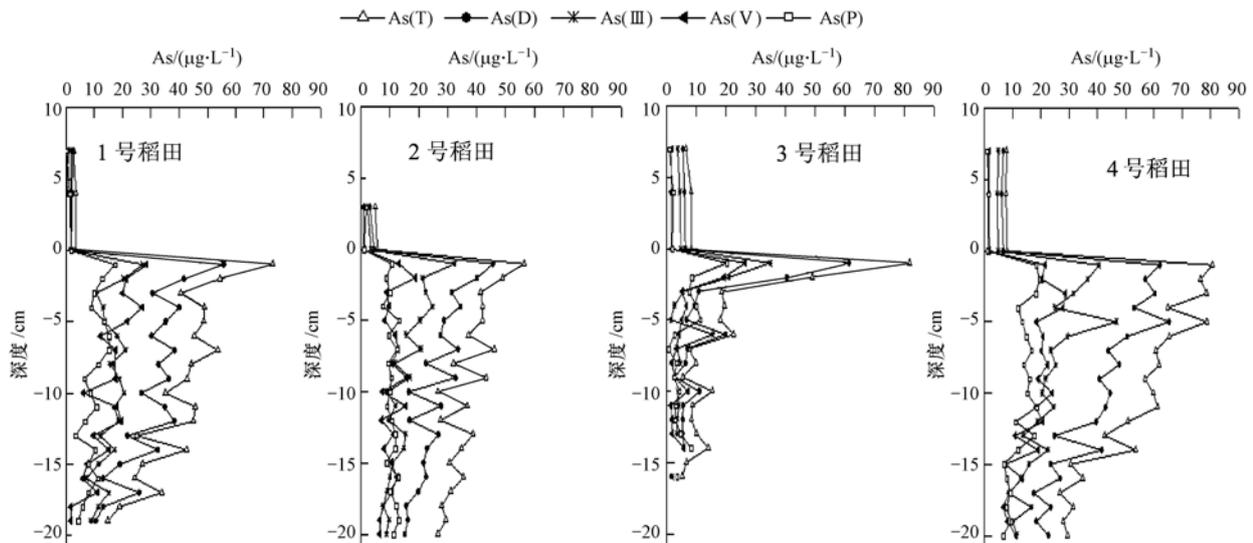


图 2 稻田表面水与土壤孔隙水中各形态砷垂直分布特征

Fig. 2 Vertical distribution of arsenic species in porewater and surface water of the rice paddy

从图 2 可以看出, 稻田表面水中, 各形态砷在垂直方向变化不大, 分布较均匀. 在土壤孔隙水中, 1、2、3 号田中所有形态的砷, 在  $0\text{—}2\ \text{cm}$  处浓度达到最大,  $-3\text{—}6\ \text{cm}$  处浓度急剧减小,  $-7\text{—}14\ \text{cm}$  处总体缓慢减小, 局部呈锯齿状变化,  $-14\ \text{cm}$  以后则有规律地减小; 4 号田中无论哪种形态的砷, 在  $0\text{—}5\ \text{cm}$  处浓度达到最大,  $-6\ \text{cm}$  处以下逐渐递减. 但从总体上看, 土壤孔隙水中各种形态的砷浓度均比稻田表面水中的高, 而且其浓度都是在水-土界面或接近界面处的地方最大, 并且呈现向下递减的趋势. 造成上述现象的原因可能是: 界面处或接近界面处存在较多的铁锰氧化物及氢氧化物吸附了来自稻田表面水和土壤孔隙水中分别向下、向上扩散的微量元素砷, 使得砷在该处的浓度大大增加; 水稻器官对砷的富集能力较强的是根和茎, 且根大于茎<sup>[19]</sup>. 苗期水稻的根长一般为  $6\text{—}10\ \text{cm}$ , 在稻田中,  $-3\text{—}6\ \text{cm}$  范围深处正是水稻根系比较发达的区间, 也是秧苗吸收稻田水中微量元素能力最强的区间, 在此范围内相当一部分的可溶态砷因被水稻吸收而使其在水中的浓度大幅度降低, 由于 4 号田没有育秧, 也就没有水稻根部的吸收, 故在  $-3\text{—}6\ \text{cm}$  处未出现土壤孔隙水中砷浓度快速下降的现象. 该区域稻田水中砷在垂直方向上的分布还可能与其中所耕种的水稻品种、育秧前对稻田土进行翻新、育秧时灌溉水的引入、施肥以及喷洒农药等有关<sup>[19]</sup>.

### 3 结论

(1) 成都东郊稻田水中砷的垂直分布特征为: 四块田中各形态砷在稻田表面水中的垂直方向分布均匀, 土壤孔隙水中各形态砷的浓度均比稻田表面水中的高, 且都是在水-土界面或接近界面处最大, 然后依次向下呈递减趋势.

(2) 在水平方向上, 各形态砷的浓度因所处稻田条件的不同而分布各异. 各形态砷在所研究稻田水中的分布皆呈现出可溶态砷 > 颗粒态砷、三价砷 > 五价砷的特征.

(3) 除 4 号稻田土壤孔隙水外, 其余各稻田表面水及土壤孔隙水中砷浓度的平均值均未超出国家

农田灌溉水质标准,说明该区域稻田水中的砷对水稻生长不构成威胁.

### 参 考 文 献

- [ 1 ] Rahman A M, Hasegawa H, Rahman M M, et al. Arsenic accumulation in rice (*Oryza sativa* L.): Human exposure through food chain [J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2008, 69:317-324
- [ 2 ] Roychowdhury T. Impact of sedimentary arsenic through irrigated groundwater on soil, plant, crops and human continuum from Bengal delta; Special reference to rawand cooked rice[J]. *Food and Chemical Toxicology*, 2008, 46:2856-2864
- [ 3 ] 竺朝娜,冯英,胡桂仙,等. 水稻糙米砷含量及其与土壤砷含量的关系[J]. *核农学报*, 2010, 24(2):355-359
- [ 4 ] 杨婧,胡莹,王新军,等. 两种通气组织不同的水稻品种根表铁膜的形成及砷吸收积累的差异[J]. *生态毒理学报*, 2009, 4(5):711-717
- [ 5 ] 邵汉池,陈俊义,沈丹锋. 砷污染对水稻的影响及其转化措施[J]. *上海农业科技*, 2002(1):80-81
- [ 6 ] 赵维钧. 砷污染对水稻的影响[J]. *云南环境科学*, 1998, 17(3):17-19
- [ 7 ] Deng D, Wu S C, Wu F Y, et al. Effects of root anatomy and Fe plaque on arsenic uptake by rice seedlings grown in solution culture[J]. *Environmental Pollution*, 2010, 158:2589-2595
- [ 8 ] Roychowdhury T, Tokunaga H, Uchino T, et al. Effect of arsenic-contaminated irrigation water on agricultural land soil and plants in West Bengal, India[J]. *Chemosphere*, 2005, 58:799-810
- [ 9 ] Dahal B M, Fuerhacker M, Mentler A, et al. Arsenic contamination of soils and agricultural plants through irrigation water in Nepal[J]. *Environmental Pollution*, 2008, 155:157-163
- [ 10 ] Geen A V, Zheng Y, Cheng Y, et al. Impact of irrigating rice paddies with groundwater containing arsenic in Bangladesh[J]. *Science of the Total Environment*, 2006, 367:769-777
- [ 11 ] 兰希平,姜国君. 氢化物-原子荧光法测定水中的三价砷和五价砷[J]. *环境科学基础*, 2003(6):37-38
- [ 12 ] 于兆水,陈海杰,张勤. 氢化物发生-原子荧光光谱法对环境水样中砷(Ⅲ)于砷(Ⅴ)的直接测定[J]. *分析测试学报*, 2009, 28(2):216-219
- [ 13 ] NY/T 395-2000. 农田土壤环境质量监测技术规范[S]. 中华人民共和国农业部, 2000
- [ 14 ] 程思海,陆红锋. 海洋沉积物孔隙水的制备方法[J]. *岩矿测试*, 2005, 24(2):102-104
- [ 15 ] 张锦茂,范凡,郭小伟,等. 双道氢化物原子荧光法同时测定地球化学样品中的微量砷和铊[J]. *物探与化探*, 1984, (3):24-35
- [ 16 ] 陈学萍,朱永官,洪米娜,等. 不同施肥处理对水稻根表铁和砷形态的影响[J]. *环境化学*, 2008, 27(2):231-234
- [ 17 ] 李延强,杨肖娥. 砷从农业土壤向人类食物链的迁移[J]. *广东微量元素科学*, 2004, 11(1):1-10
- [ 18 ] 王永,徐仁扣,王火焰. 可变电荷土壤对 As(Ⅲ)和 As(Ⅴ)的吸附及二者的竞争作用[J]. *土壤学报*, 2008, 45(4):622-627
- [ 19 ] 彭小燕,王茂意,刘凤杰,等. 水稻砷污染及其对砷的吸收和代谢机制[J]. *生态学报*, 2010, 30(17):4782-4791
- [ 20 ] GB5084-1992. 农田灌溉水质标准. 国家环境保护局[S]. 2005

## Determination and distribution of arsenic species in the water of rice paddy in the east suburb of Chengdu

LANG Chunyan      WANG Ruzhen\*      DENG Tao

(College of Materials and Chemistry & Chemical Engineering, Chengdu University of Technology, Chengdu, 610059, China)

### ABSTRACT

The method of hydride generation-atomic fluorescence spectrometry was used for the determination of arsenic species in the water of rice paddy in the east suburb of Chengdu. It was found that the average concentration of total arsenic was in the range of 3.15—7.90  $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$  in the surface water and 18.71—53.71  $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$  in the porewater, respectively, most of which is lower than the Standard of National Agricultural Irrigation Water. In the vertical direction, the concentration of arsenic species in porewater was found to be higher than that in surface water, and the concentrations of all arsenic species were found to be the highest at the water-soil interface or near the interface. They had a decreasing tendency with increasing depth. In the horizontal direction, the distribution of arsenic species was different due to different rice paddy conditions. The average concentration of all arsenic species in the studied rice paddy waters follows the order of dissolved arsenic > particulate arsenic, As(Ⅲ) > As(Ⅴ).

**Keywords:** arsenic, waters of rice paddy, speciation, hydride generation-atomic fluorescence spectrometry.