

## 珠江三角洲典型区水土中砷的分布\*

黄冠星, 孙继朝, 荆继红, 张玉玺, 刘景涛,  
王金翠, 向小平, 陈 玺, 崔海炜

(中国地质科学院水文地质环境地质研究所, 河北 石家庄 050061)

**摘要:** 为了解研究区水土中砷的来源及分布, 采集地表水样 5 组、土壤样 32 组、地下水样 14 组进行分析。结果表明研究区地表水已受到砷污染。表层土壤(0~10 cm)中砷全量为 19.8~27.4 mg/kg, 平均全量为 23.7 mg/kg, 土壤中砷的形态分布以极难迁移的残渣态为主, 各形态平均含量的顺序依次为残渣态>弱有机结合态>氧化物结合态>碳酸盐态>强有机结合态>水溶态>离子交换态。底层土壤(30~40 cm)中砷全量为 11.5~28.1 mg/kg, 平均全量为 21.2 mg/kg, 土壤中砷的形态也以残渣态为主, 土壤中砷的各种形态的平均含量顺序依次为残渣态>弱有机结合态>氧化物结合态>碳酸盐态>强有机结合态>离子交换态>水溶态, 底层土壤中砷的各种形态的均量均低于表层土壤。包气带砷含量随深度增加先降低后升高, 水溶态、离子交换态以及碳酸盐态的含量均随深度的增加而逐渐降低; 而弱有机结合态、氧化物结合态、强有机结合态以及残渣态的含量随深度增加均呈无规律变化。地下水砷含量在 0.0028~0.021 mg/L 之间, 均值为 0.0114 mg/L, 超标率达 42.9%。地表污水灌溉下渗以及含水介质中原生砷的释放是研究区地下水砷的主要来源。

**关键词:** 珠江三角洲; 水土; 砷; 形态; 分布

中图分类号: X832 文献标志码: A 文章编号: 0529-6579(2010)01-0131-07

## Distribution of Arsenic in Water and Soil in the Representative Area of the Pearl River Delta

HUANG Guanxing, SUN Jichao, JING Jihong, ZHANG Yuxi, LIU Jingtao,

WANG Jincui, XIANG Xiaoping, CHEN Xi, CUI Haiwei

(Institute of Hydrogeology and Environmental Geology,

Chinese Academy of Geological Sciences, Shijiazhuang 050061, China)

**Abstract:** Five surface water samples, 32 soil samples and 14 groundwater samples have been taken from the representative area of the Pearl River Delta, in order to understand arsenic origin and distribution in water and soil of this area. The results show that surface water in this area has suffered arsenic pollution. Total arsenic content of topsoil (0-10cm) is from 19.8 to 27.4 mg/kg, with an average value of 23.7 mg/kg. The most of arsenic content in topsoil is residual fraction. The sequence of arsenic average content of seven forms in topsoil is residual fraction > weak organic fraction > oxide fraction > carbonate fraction > strong organic fraction > water soluble fraction > ion exchange fraction. Total arsenic content of subsoil (30-40cm) is from 11.5 mg/kg to 28.1 mg/kg, with an average value of 21.2 mg/kg. The most of arsenic content in subsoil also is residual fraction. The sequence of arsenic average contents of seven forms in subsoil is residual fraction > weak organic fraction > oxide fraction > carbonate fraction > strong organic fraction > ion exchange fraction > water soluble fraction. Average contents of all arsenic forms are higher in topsoil than in subsoil. In unsaturated zone, total arsenic content decreased firstly

\* 收稿日期: 2009-01-03

基金项目: 中国地质科学院水文地质环境地质研究所基金资助项目 (SK200801)

作者简介: 黄冠星 (1981年生), 男, 硕士, 助研; E-mail: huangguanxing2004@126.com.

and then increases with the depth. The contents of water soluble fraction, ion exchange fraction and carbonate fraction decrease gradually with the depth. The contents of weak organic fraction, oxide fraction, strong organic fraction and residual fraction do not show regular variation with the depth. The arsenic content of groundwater is from 0.0028 to 0.021mg/L, with an average value of 0.0114mg/L. The arsenic content exceeds 42.9% compared with the Chinese drinking water quality standards (0.01mg/L). Industrial wastewater infiltration and original arsenic released from aquifer medium are the main origin of arsenic in groundwater.

**Key words:** the Pearl River Delta; water and soil; arsenic; fraction; distribution

砷为地壳的微量组分, 属亲硫元素, 在天然过程和人类活动影响下可被释放到环境中。目前, 天然过程所导致的原生高砷地下水已经严重影响到世界数亿居民的饮水健康<sup>[1]</sup>。另外, 砷作为农药、陶瓷、玻璃以及电子产品等工农业制品的原料, 被广泛应用于各种工农业生产中, 相关的含砷工农业产品在使用后滞留在土壤中, 已造成世界范围内土壤砷污染普遍存在<sup>[2]</sup>。珠江三角洲地区作为中国改革开放的前沿阵地, 工业化发展十分迅速, 并引发了很多的环境污染问题。据报道, 珠江三角洲地区的部分地表水体和土壤都受到了一定程度的砷污染<sup>[3-4]</sup>, 而关于珠江三角洲地区地下水砷含量方面的研究却鲜见报道。本文在实地取样分析基础上, 对珠江三角洲典型区水、土中砷的含量特征进行了

阐述, 探讨了该区地下水砷的来源及环境地球化学行为, 为该区的水、土资源防治规划提供科学依据。

### 1 研究区概况

研究区位于广东省中南部工业发达区, 地形为河网发育的平原区, 面积约 4 万 m<sup>2</sup>。年平均气温 22.1℃, 降雨量 1 600~2 000 mm, 属亚热带季风性湿润气候。研究区土地利用类型主要为农业区、生活区以及工业区, 工业区以金属粉末处理厂为主, 并包括一些五金厂、电子厂、铝制品厂以及印染厂等 (图 1), 这些工厂的部分废水未经处理就地排入农业区的地表水, 农业区主要种植花卉和蔬菜, 长期受周围地表污水灌溉。研究区地下水类型以松散岩类孔隙水为主, 表土含有少量贝壳。农业

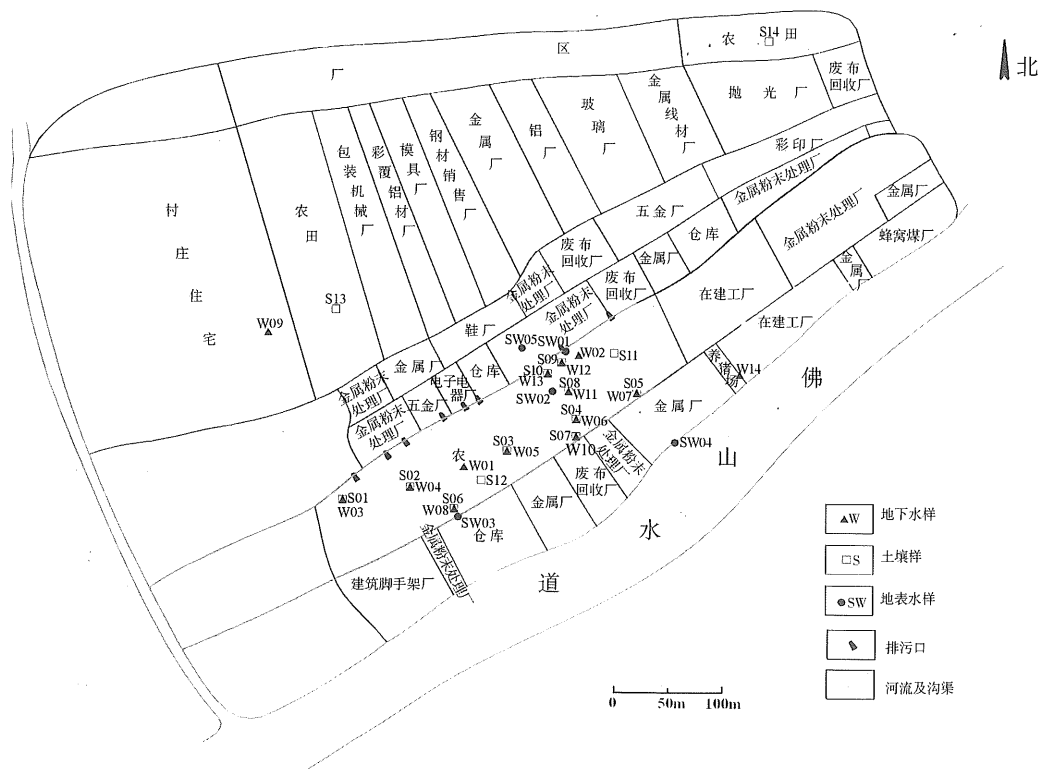


图 1 采样点分布图

Fig. 1 Distribution of sampling sites in the Pearl River Delta

区浅层地下水稳定水位 (丰水期) 在 0.1 ~ 0.5 m 之间, 区内包气带岩性以粉质粘土为主, 含水介质

以粉质粘土和淤泥质粉土为主, 局部地区含水介质为粉细砂 (图 2)。

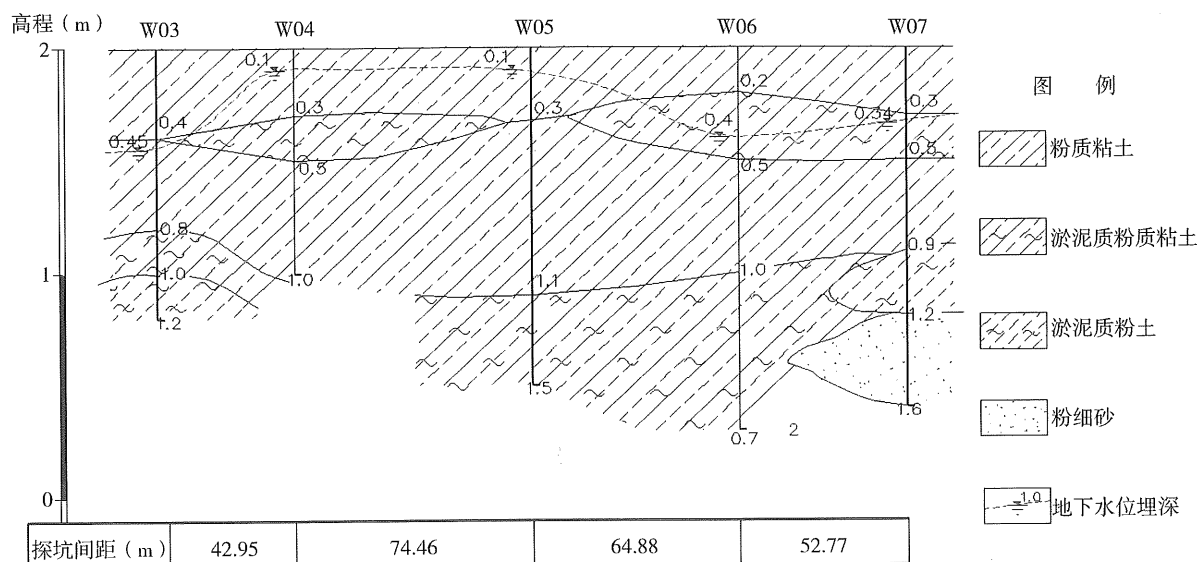


图 2 研究区水文地质剖面图

Fig. 2 Hydrogeological profile in the study area

## 2 样品的采集与分析

### 2.1 样品的采集

于 2008 年 8 月共采集地表水样 5 组、土壤样 32 组、地下水样 14 组。地下水采样为民用井和挖坑采样 (初始水位在 0.5 ~ 1 m), 混浊地下水样用 0.45  $\mu\text{m}$  滤膜过滤, 地表水样大多未过滤。土壤样采自 14 个点, 13 个点分别为两组土样 (0 ~ 10 cm, 30 ~ 40 cm), 1 个点采包气带垂向剖面样 (0 ~ 60 cm, 每 10 cm 取一个样), 采用对角线法取土样, 每个土样 1 kg, 装于塑料袋中。

### 2.2 样品的处理与分析

每组水样包括一个原水样和一个加  $\text{HNO}_3$  (1:1) 酸化的水样, 样品均送于国土资源部广东省物料实验检测中心, 水样的检测指标包括砷、铁、锰、铝等 20 项, 执行标准为 GB/T 8538 - 95 和 DZ/T 0064 - 93。现场测试指标酸碱度 (pH 值) 和氧化还原电位 (Eh) 采用德国制造的多功能便携式测试仪——Multi - 340i/SET。土壤样在实验室中用牛皮纸自然风干, 磨碎, 过 100 目筛贮于聚乙烯薄膜袋中备用。砷的形态提取参照 Tessier 连续提取法<sup>[5]</sup>, 依次按下述步骤进行: ① 称备用样品 2.5 g, 用蒸馏水于 25  $^{\circ}\text{C}$  下超声 30 min 提取水溶态; ② 在步骤①提取后的残物中, 加 1.0 mol/L 氯

化镁 (pH7) 于 25  $^{\circ}\text{C}$  下超声 30 min 提取离子交换态; ③ 在残物中, 加 1.0 mol/L 醋酸 - 醋酸钠 (pH5) 于 25  $^{\circ}\text{C}$  下超声 1 h 提取碳酸盐态; ④ 继续在残物中, 加 0.1 mol/L 焦磷酸钠 (pH10) 于 25  $^{\circ}\text{C}$  下超声 40 min 提取弱有机 (腐殖酸) 结合态; ⑤ 在残物中, 加 0.25 mol/L 盐酸羟胺于 25  $^{\circ}\text{C}$  下超声 1 h 提取氧化物结合态; ⑥ 在上一步骤的残物中, 加  $\text{H}_2\text{O}_2$  30% (pH2) 于 83  $^{\circ}\text{C}$  下保温 2.5 h (每 10 min 搅动 1 次) 提取强有机结合态; ⑦ 对最后的残物风干、磨细, 称取 0.2 g 样品, 加 5 mL 氢氟酸和 5 mL 盐酸、硝酸、高氯酸的混合酸 (1 + 1 + 1) 消解提取残渣态。砷的全量测定方法: 取土样 1 ~ 5 g, 加氧化镁和硝酸镁浸泡 4 h, 水浴蒸干, 低温炭化, 550  $^{\circ}\text{C}$  灰化 2 ~ 4 h, 冷却后加盐酸和氧化镁溶解、定溶并测试。7 态加和总量在全量的 80% ~ 120% 内。

## 3 结果与讨论

### 3.1 地表水砷含量

地表水样 SW01 - 03 采自农田水沟水, SW04 采自研究区的主要河流, SW05 为金属粉末处理厂的废水。由于水样 SW01 - 03 所采的农田水沟相互贯通, 理论上, 水样处理状况相同的情况下 (均过滤或均不过滤), SW01 - 03 的砷含量应该在同

一数量级上, 而从表 1 可以看出过滤后的 SW01 与未过滤的 SW02 以及 SW03 的砷含量均在同一数量级上, 表明研究区地表水样过滤与否对水中的砷含量影响不明显。这可能与研究区地表水的 pH 值有关, 因为研究区地表水 pH 值偏弱碱性, 导致地表水中的悬浮物偏向带负电, 而砷在水中主要以砷酸根或亚砷酸根等阴离子形式存在, 使得地表水中的

悬浮物对含砷阴离子的吸附作用不大, 从而导致水样过滤掉悬浮物而很少过滤水中砷。水样 SW05 的砷含量明显高于其它地表水样的砷含量 (表 1), 且已超过中国生活饮用水卫生标准<sup>[6]</sup> (0.01 mg/L)。对比珠江三角洲河水中砷的背景含量 (1.59 × 10<sup>-4</sup> mg/L<sup>[3]</sup>) 可以看出研究区地表水均已受到砷污染。

表 1 研究区地表水样物化特征

Table 1 Physical and chemical characteristics of surface water samples in the study area

样品编号	是否过滤	水样情况	水温/℃	Eh/mV	pH	COD/(mg·L <sup>-1</sup> )	As/(mg·L <sup>-1</sup> )
SW01	是	清 (过滤后)	31.3	-95	8.43	18.58	0.0086
SW02	否	混浊	33.7	-28	7.34	29.09	0.0039
SW03	否	混浊	32.4	-33	7.41	26.66	0.0076
SW04	否	微混	31.3	-13	7.12	8.56	0.0035
SW05	否	混浊	30.5	-11	7.07	40.4	0.018

### 3.2 土壤砷含量

3.2.1 表层土壤 (0~10 cm) 砷含量 从表 2 可以看出, 研究区表层土壤的砷全量在 19.8~27.4 mg/kg 范围内, 平均全量为 23.7 mg/kg, 变异系数 (标准偏差/平均值) 为 0.097。对比广东省土壤背

景含量<sup>[7]</sup> (13.52 mg/kg) 显示研究区表层土壤砷的污染指数 (全量/背景含量) 在 1.5~2.0 之间, 表明研究区表层土壤均已受到了砷污染, 且污染程度差异较小。

表 2 研究区表层土壤 (0~10cm) 砷含量

Table 2 Arsenic content of topsoil (0~10cm) in the study area mg/kg

项目	全量	水溶态	离子交换态	碳酸盐态	弱有机结合态	氧化物结合态	强有机结合态	残渣态	(总量 <sup>①</sup> /全量)%	pH
平均值	23.73	0.025	0.019	0.34	4.05	1.41	0.041	16.17		7.69
中位值	24.05	0.029	0.021	0.34	3.95	1.27	0.041	15.63	82.7-106.3	7.86
最大值	27.40	0.038	0.032	0.55	6.67	2.36	0.079	22.10		8.11
最小值	19.80	0.002	0.008	0.11	1.72	1.07	0.024	11.00		6.88

注: ①—总量表示水溶态等 7 种形态含量之和。

从表层土壤砷的各种形态含量来看, 砷的水溶态含量均很低, 在 0.002~0.038 mg/kg 之间, 均值为 0.025 mg/kg, 约占总平均含量的 0.11%, 变异系数为 0.39。离子交换态含量也很低, 均值为 0.019 mg/kg, 约占总平均含量的 0.09%。水溶态和离子交换态是 7 种形态中相对最易迁移转化的两种形态, 称之为易迁移态, 它们受周围环境变化最为敏感, 其生态风险也明显高于其它五种形态, 而研究区表层土壤中砷的水溶态和离子交换态的平均含量的加和仅占总平均含量的 0.2%, 预示研究区表层土壤砷的生态风险较低。

碳酸盐态含量在 0.11~0.55 mg/kg 之间, 均值为 0.34 mg/kg, 约占总平均含量的 1.5%。弱有机结合态平均含量为 4.05 mg/kg, 约占总平均含量的 18.4%。氧化物结合态平均含量为 1.41 mg/kg, 约占总平均含量的 6.4%。碳酸盐态、弱有机结合态以及氧化物结合态均为可迁移态 (包括易迁移态), 它们对周围环境存在一定的敏感性, 如, 土壤 pH 值升高, 有利于碳酸盐态和氧化物结合态的形成以及弱有机结合态的释放<sup>[8]</sup>。从上述五种形态含量可以看出, 弱有机结合态含量明显偏高, 其均值占可迁移态平均含量的近 70%, 表明研究区

表层土壤砷的迁移转化与该土层的弱有机化合物(腐植酸等)的迁移转化存在密切关系。

强有机结合态平均含量为 0.041 mg/kg, 约占总平均含量的 0.2%。残渣态含量相对较高, 均值为 16.17 mg/kg, 约占总平均含量的 73.3%。强有机结合态和残渣态均为难迁移态, 尤其是残渣态, 性质稳定, 在自然界正常条件下不易释放, 因此认为它几乎不具生态风险。

总的来说, 研究区表层土壤中砷的形态分布以极难迁移的残渣态为主, 可迁移态中以弱有机结合态为主, 各形态平均含量的顺序依次为残渣态 > 弱有机结合态 > 氧化物结合态 > 碳酸盐态 > 强有机结合态 > 水溶态 > 离子交换态。

3.2.2 底层土壤 (30~40cm) 砷含量 从表3可以看出, 研究区底层土壤的砷全量在 11.5~28.1 mg/kg 范围内, 平均全量为 21.16 mg/kg, 变异系数(标准偏差/平均值)为 0.22。对比广东省土壤背景含量<sup>[7]</sup> (13.52 mg/kg) 显示研究区底层土壤砷的污染指数(全量/背景含量)在 0.85~2.08 之间, 表明研究区底层土壤部分已受到了砷污染。对比表、底层土壤砷全量的变异系数可以看出表层土壤砷全量的波动程度明显低于底层。

底层土壤中砷的水溶态和离子交换态的加和均量占可迁移态均量的 0.48%, 占总均量的 0.1% (表层土壤为 0.2%), 明显不同于表层土壤; 碳酸盐态、弱有机结合态以及氧化物结合态的均量分别占总均量的 0.7%、15.2%、4.5%, 对比表层土壤显示这三种可迁移态的均量占总均量的百分比为表层高于底层, 且碳酸盐态在表层占总均量的百分比是底层的两倍多; 底层土壤中砷的强有机结合态和残渣态的均量分别占总均量的 0.2%、79.4%, 对比表层土壤显示底层土壤中砷的强有机结合态占总均量的百分比与表层一致, 而底层土壤中砷的残渣态占总均量的百分比明显高于表层。

总的来说, 底层土壤中砷的形态也以残渣态为主, 可迁移态主要为弱有机结合态, 底层土壤中砷的各种形态的均量均低于表层土壤。表3显示底层土壤中砷的各种形态的平均含量顺序依次为残渣态 > 弱有机结合态 > 氧化物结合态 > 碳酸盐态 > 强有机结合态 > 离子交换态 > 水溶态, 和表层土壤中砷的各种形态的平均含量顺序基本一致, 表明表层土和底层土受砷的污染来源比较一致(地表含砷污染灌溉)。

表3 研究区底层土壤 (30~40cm) 砷含量

Table 3 Arsenic content of subsoil (30~40cm) in the study area

项目	mg/kg								pH	
	全量	水溶态	离子交换态	碳酸盐态	弱有机结合态	氧化物结合态	强有机结合态	残渣态		(总量 <sup>①</sup> /全量) %
平均	21.16	0.009	0.011	0.14	3.06	0.90	0.04	15.99	83.6~114.8	7.92
中位值	22.25	0.007	0.012	0.11	2.88	0.78	0.037	16.25		7.91
最大值	28.10	0.029	0.02	0.40	6.15	1.76	0.083	20.50		8.21
最小值	11.50	0.004	0.005	0.06	1.24	0.59	0.083	8.44		7.44

注: ①—总量表示水溶态等7种形态含量之和。

3.2.3 包气带砷含量 表4数据为 S09 土样点的包气带不同深度(包气带介质均为粉质粘土)砷含量。从表中可以看出, 砷全量随深度的增加先降低后上升; 水溶态、离子交换态以及碳酸盐态的含量均随深度的增加而逐渐降低; 而弱有机结合态、氧化物结合态、强有机结合态以及残渣态的含量随深度增加均呈无规律变化。残渣态重金属一般存在于原生和次生矿物等土壤晶格中, 物化性质相对稳定, 有关研究表明外源水溶性重金属加入土壤中,

其残渣态含量随时间无明显变化或先增大后稳定<sup>[9]</sup>。从中可以推断出, 理论上, 残渣态含量应该随深度增加而降低或变化不明显(包气带介质相同的情况下), 而从表4的残渣态含量来看, 40~50 cm 土壤中砷的残渣态含量明显高于表层土, 说明研究区包气带可能存在原生高砷土壤。不同深度土壤砷的弱有机结合态含量均占其可迁移态的 59% 以上, 表明研究区土壤弱有机化合物对砷的迁移转化影响较大。

表 4 研究区不同深度土壤砷含量

Table 4 Arsenic content in soil of different depth in the Pearl River Delta mg/kg

深度/cm	全量	水溶态	离子交换态	碳酸盐态	弱有机结合态	氧化物结合态	强有机结合态	残渣态	(总量 <sup>①</sup> /全量) /%
0~10	24.30	0.032	0.026	0.44	3.89	1.25	0.057	15.50	87.23
10~20	23.00	0.023	0.023	0.43	4.60	1.84	0.041	17.00	104.19
20~30	21.50	0.022	0.017	0.40	3.91	2.05	0.035	15.00	99.68
30~40	21.80	0.014	0.012	0.20	1.59	0.70	0.031	18.25	95.41
40~50	27.90	0.012	0.006	0.09	2.62	1.68	0.039	20.75	90.34
50~60	25.60	0.008	0.005	0.05	3.28	0.63	0.053	17.25	83.09

注: ①—总量表示水溶态等 7 种形态含量之和。

### 3.3 地下水砷含量

从表 5 可以看出研究区地下水环境处于还原环境且地下水呈中性或弱碱性。地下水砷含量在 0.0028~0.021 mg/L 之间, 均值为 0.0114 mg/L, 变异系数为 0.88。对比中国生活饮用水卫生标准<sup>[6]</sup> (0.01 mg/L) 显示研究区地下水砷的超标率达 42.9%, 最高浓度超标 1.1 倍, 表明研究区地下水已经受到了砷污染。

对比地表水砷含量显示研究区地下水砷含量总体明显偏高, 如, 地下水砷最高含量高于研究区金属粉末处理厂的废水砷含量, 地下水砷的平均含量也明显高于地表水砷的平均含量 (0.0083 mg/L), 结合研究区包气带的研究结果 (可能存在原生高

砷土壤) 显示研究区地下水砷应该来自地表污水灌溉下渗以及包气带和含水介质中原生砷的释放, 因为研究区地下水环境处于还原环境且地下水总体偏弱碱性, 而有关研究表明地下水处于还原环境会导致含水层中的铁、锰、铝的氢氧化物等胶体变的不稳定, 从而导致被吸附在这些胶体上的含砷化合物被释放出来重新进入地下水中<sup>[10]</sup>, 且弱碱性地下水也有利于砷的富集, 因为随着 pH 值的升高, 含水层中的胶体和粘土矿物会带更多的负电荷, 最终降低对以阴离子形式存在的砷酸根或亚砷酸根的吸附能力, 从而有利于砷的解吸<sup>[11]</sup>, 相关研究表明原生高砷地下水大多呈弱碱性<sup>[12-14]</sup>。

表 5 研究区地下水砷含量

Table 5 Arsenic content of groundwater in the study area

编号	Eh/mV	pH	COD/(mg·L <sup>-1</sup> )	As/(mg·L <sup>-1</sup> )	编号	Eh/mV	pH	COD/(mg·L <sup>-1</sup> )	As/(mg·L <sup>-1</sup> )
W01	-24	7.28	23.43	0.0210	W08	-3	6.91	20.2	0.0190
W02	-103	8.56	16.97	0.0120	W09	-2	6.91	5.66	0.0057
W03	-11	7.08	5.66	0.0079	W10	-10	7.03	9.05	0.0083
W04	-7	7.0	5.66	0.0210	W11	-15	7.13	9.7	0.0150
W05	-8	6.99	8.08	0.0100	W12	-12	7.08	8.56	0.0083
W06	-6	6.97	7.6	0.0190	W13	-9	7.02	7.11	0.0066
W07	-16	7.14	18.58	0.0029	W14	-38	7.5	19.39	0.0028

从表 6 可以看出, 研究区地下水砷含量与其它 21 种无机组分含量的相关性均不明显, 这可能是研究区地下水砷受工业污水灌溉下渗以及自然因素共同作用所致。虽然原生高砷地下水砷含量与部分无机组分含量存在一定的相关性<sup>[14]</sup>, 而叠加工业污水影响后, 可能导致这些相关性被掩盖了——该结论有待于进一步研究证实。

表 6 地下水砷含量与其它无机组分含量的相关关系\*

Table 6 Correlation of arsenic content and other inorganic components content in groundwater

项目	Eh	pH	K <sup>+</sup>	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
As	0.0693	-0.069	-0.416	0.2276	0.1684	-0.324	0.1044
项目	Fe	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	F <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	TDS
As	0.4171	-0.287	0.1677	0.4654	0.1750	-0.274	-0.063
项目	总硬度	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	H <sub>2</sub> SiO <sub>3</sub>	Mn	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	COD	Al
As	-0.045	-0.094	-0.016	0.3885	0.0528	0.1119	0.0948

## 4 结 论

(1) 由于污灌作用导致表层土壤已受到了不同程度的砷污染。表层土壤中砷的形态分布以极难迁移的残渣态为主, 可迁移态中以弱有机结合态为主, 各形态平均含量的顺序依次为残渣态 > 弱有机结合态 > 氧化物结合态 > 碳酸盐态 > 强有机结合态 > 水溶态 > 离子交换态。表层土壤中砷的各形态含量间仅少部分存在明显的相关性。

(2) 底层大部分土壤也已受到了不同程度的砷污染。土壤中砷的形态也以残渣态为主, 可迁移态主要为弱有机结合态, 土壤中砷的各种形态的平均含量顺序依次为残渣态 > 弱有机结合态 > 氧化物结合态 > 碳酸盐态 > 强有机结合态 > 离子交换态 > 水溶态, 底层土壤中砷的各种形态的均量均低于表层土壤。

(3) 包气带砷含量随深度增加先降低后升高, 水溶态、离子交换态以及碳酸盐态的含量均随深度的增加而逐渐降低; 而弱有机结合态、氧化物结合态、强有机结合态以及残渣态的含量随深度增加均呈无规律变化。

(4) 地下水砷含量在 0.0028 ~ 0.021 mg/L 之间, 均值为 0.0114 mg/L, 超标率达 42.9%。地下水砷的主要来源为地表污水灌溉下渗以及含水介质中原生砷的释放。研究区地下水处于还原环境以及地下水总体呈弱碱性均是导致该地区地下水高砷的重要原因。

### 参考文献:

- [1] KRISHNA M, CHANDRASEKARAN K, KARUNASAGAR D, et al. A combined treatment approach using Fenton's reagent and zero valent iron for the removal of arsenic from drinking water[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2001, 84:229 - 240.
- [2] SMITH E, NAIDU R, ALSTON A M. Arsenic in the soil environment: A review [J]. *Advance in Agronomy*, 1998, 64: 149 - 195.
- [3] 欧阳婷萍, 匡耀求, 谭建军, 等. 珠江三角洲经济区河水中微量元素的空间分布[J]. *水文地质工程地质*, 2004, (4): 66 - 69.
- [4] 柴世伟, 温琰茂, 韦献革, 等. 珠江三角洲主要城市郊区农业土壤的重金属含量特征[J]. *中山大学学报: 自然科学版*, 2004, 43(4): 90 - 94.
- [5] TESSIER A, CAMPBELL P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. *Analytical Chemistry*, 1979, 51(7): 844 - 851.
- [6] GB 5749 - 2006, 生活饮用水卫生标准[S]. 北京: 中国标准出版社, 2007.
- [7] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [8] SINGH A K, BENERJEE D K. Grain Size and Geochemical Partitioning of Heavy Metals in Sediments of the Damodar River - Atributary of the Lower Ganga, India [J]. *Environ. Geol.* 1999, 39(1): 91 - 98.
- [9] 莫争, 王春霞, 陈琴, 等. 重金属 Cu Pb Zn Cr Cd 在土壤中的形态分布和转化[J]. *农业环境保护*, 2002, 21(1): 9 - 12.
- [10] NICKSON R, MCARTHUR J, BURGESS W, et al. Arsenic poisoning of Bangladesh groundwater[J]. *Nature*, 1998, 395:338.
- [11] PARK J M, LEE J S, LEE J U, et al. Microbial effects on geochemical behavior of arsenic in As-contaminated sediments [J]. *Journal of Geochemical Exploration*, 2006, 88:134 - 138.
- [12] SMEDLEY P I, KINNIBURGH D G. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters[J]. *Applied Geochemistry*, 2002, 17:517 - 568.
- [13] WELCH A H, LICO M S. Factors controlling As and U in shallow ground water southern Carson Desert, Nevada [J]. *Applied Geochemistry*, 1998, 13:521 - 539.
- [14] 郭华明, 王焰新, 李永敏. 山阴水砷中毒区地下水砷的富集因素分析[J]. *环境科学*, 2003, 24(4): 60 - 67.