

文章编号:1001-4810(2001)02-0189-07

粉煤灰重金属铬的二次污染: 某电厂灰场周围地下水 Cr^{6+} 污染事例^①

覃嘉铭¹, 裴建国¹, 郭慧霞², 职音²

(1. 中国地质科学院岩溶地质研究所、岩溶动力学开放研究实验室, 桂林 541004; 2. 焦作市环境科学研究所, 焦作 454100)

摘要:重金属铬含量低于岩石圈的平均值, 而与沉积岩平均含量大体相当的某电厂灰场的粉煤灰, 竟是该区地下水 Cr^{6+} 的污染源, 的确是令人难以理解, 并因而导致当地发生了一件难断的民事纠纷。本项工作通过一系列的浸泡和淋溶模拟试验, 弄清了铬的转移过程及迁移机理, 结果表明: 降水相对集中的半干旱地区, 在表生作用氧化条件下, 主要由于大气降水的淋溶和浸泡, 粉煤灰中的三价铬可以氧化为六价铬转入水体, 并进入地下水造成污染。这与通过该电厂灰场周围地下水 Cr^{6+} 浓度的监测, 其浓度值与灰场下水方向的距离成反向相关的结果得到了进一步的证实。

关键词:粉煤灰; 六价铬; 地下水污染

中图分类号:X523 **文献标识码:**A

0 前言

为提高热效率, 目前电厂的燃煤多数是经过粉碎球磨等工序后进入燃烧炉, 排出大量的粉煤灰。由于综合利用跟不上排放的速度, 许多电厂对铬可能引起的各种污染认识不足, 或于谷地中堆放, 或四面修坝露天堆放。2000年, 我们在某电厂灰场扩建工程的环境影响评价工作中, 发现灰场一侧的地下水 Cr^{6+} 的含量达 $0.126 \sim 0.136 \text{mg/l}$, 超生活饮用水允许最高浓度值 0.05mg/l 的2倍多。该现象的产生, 是灰场的影响还是地质背景的作用? 或者是其它什么原因? 对此, 各种意见分歧很大。由于该地下水是附近居民的饮用水源, 所以市环保单位以及电厂领导特别重视, 委托我们进行评价工作。

铬的污染源主要是铬矿的开采、含铬矿石制造铬化合物、铬铁矿炼钢、镀铬工业、丝毛加工的氧化剂、化工制革染色等行业, 而含铬量很低的粉煤灰 ($70 \sim 100 \mu\text{g/g}$) 对地下水带来 Cr^{6+} 的污染, 至今国内外尚未见有报导。

通过近一年的污染源的调查与地下水的监测, 确定地下水 Cr^{6+} 的污染在时空分布上与灰场密切相关, 并进而进行了一系列的浸出及淋溶等试验, 查明 Cr^{6+} 是由灰场粉煤灰引起。本文的目的是阐明这种正常铬含量的废弃物对环境的二次污染, 仍然具有极其严重的危害性, 希望通过本文能引起有关方面的重视。

1 灰场周围的环境背景及环境现状

灰场位于某近东西向山脉南侧的山前倾斜平原, 灰场面积 $780 \text{m} \times 510 \text{m}$, 高 $5 \sim 10 \text{m}$, 几年来一直储满了粉煤灰。该灰场适处于出山河口所形成的冲洪积扇顶部。冲洪积扇构成一个完整的地下水系统。由山前向平原, 堆积物由粗变细, 含水层由厚变薄, 富水性由强变弱, 扇的轴部颗粒粗, 透水性好, 向两翼颗粒变细, 透水性变弱。扇顶相含水层为砾石、砂砾石层, 常夹亚砂土透镜体, 砾石成分主要为灰岩少量白云岩, 厚度约 $20 \sim 50 \text{m}$ 。扇形相含水层由砂卵石、中粗砂、细

^① 基金项目: 国家自然科学基金(批准号: 49632100)资助重点项目和国土资源部重点科技项目(批准号: 9501104)

作者简介: 覃嘉铭(1937—), 男, 副研究员, 同位素地球化学专业。

收稿日期: 2001-05-24

砂组成,厚度 15~30m。滞水相含水层由中细砂和粉砂组成,厚度 5~10m。

浅层地下水系大气降水入渗、河流渗漏和侧向潜流补给。孔隙水自北西向南东径流,最后在扇的前沿通过泉水蒸发和侧向潜流排泄。由于含水层是可溶岩(碳酸盐岩)的砂砾石层,且水化学又具有岩溶水固有的特点,因此可以认为该含水层应属岩溶水范畴。

1999 年 12 月至 2000 年 8 月对灰场周围浅层地下水的监测结果,Cr⁶⁺ 的污染范围自灰场向南东方向延展,呈椭圆形,长轴方向约 4km,短轴宽约 1~2km。其中灰场东南角距灰场最近的监测点 Cr⁶⁺ 的浓度最大,高达 0.18mg/l,远离灰场东南 4km 处浓度最小,为 0.045 mg/l,甚至有的未能检出。超标长轴距离(>0.05mg/l)达 3.4km。

根据 2000 年 8 月同一次监测结果,Cr⁶⁺ 的浓度值与距灰场距离具有明显的反向相关(图 1)。即距灰场越近 Cr⁶⁺ 的浓度越高,反之则越低。Cr⁶⁺ 的污染与地下水的流场是一致的。这就不能不怀疑,该区浅层地下水 Cr⁶⁺ 的污染,可能与灰场有关。

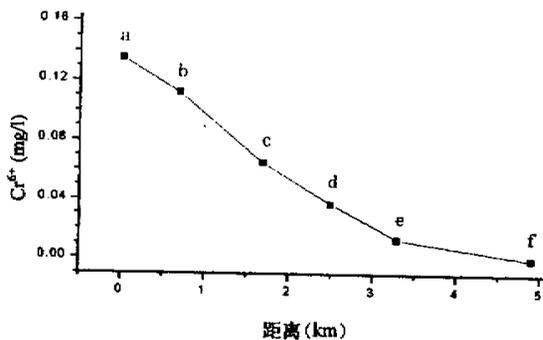


图 1 浅层地下水 Cr⁶⁺ 浓度值与灰场距离的关系
(监测时间:2000 年 8 月)

Fig.1 Relationship between distance for the ash site and Cr⁶⁺ concentration in underground water

2 电厂燃煤与固体废弃物及灰场周围环境监测

为了查明 Cr⁶⁺ 的污染来源,对灰场周围的土壤,电厂的燃煤,球磨前后的粉煤,燃烧后的炉渣、飞灰,以及送入灰场的粉煤灰与灰水等进行了监测。

灰场周围东西南北各方土壤监测结果,总铬的含量变化不大。9 件样品平均值为 63.1mg/kg,标准偏差为 16.1mg/kg,与该省土壤平均背景值(A 层平均值 63.8mg/kg,标准偏差为 13.25mg/kg;C 层平均值 65.6mg/kg,标准偏差为 18.43mg/kg)数据是一致的。说明所谓的 Cr⁶⁺ 的污染与土壤背景有关是没

有依据的^[1]。

排入灰场的灰水连续 9 个月 Cr⁶⁺ 的浓度为 0.003~0.134 mg/l,平均值为 0.083 mg/l(表 1),均小于 GB3550-83 及 GB3551-83 石油开发工业及石油炼制工业水污染排放标准中的最高允许排放标准 0.5mg/l 的规定值^[2]。

电厂所用原煤多次分析结果总铬含量为 14.4~21.4μg/g,平均值为 17.5μg/g。原煤的灰分为 18%~19.3%,燃烧后铬主要进入固体废弃物,依此计算粉煤灰总铬含量大致为 80~110mg/kg,与实际监测值的 75.4~109μg/g 大体相当。说明在电厂各流程环节可能没有新铬的加入。

表 1 电厂燃煤及其排放废弃物铬的分析结果

Tab.1 Cr⁶⁺ contents in coal and its emissions in the power station

样品类型	件数	总铬(mg/kg)			
		最大值	最小值	平均值	标准偏差
原煤及粉煤	18	21.4	14.4	17.5	2.2
新粉煤灰	8	109	75.4	88.6	14.8
灰场粉煤灰	15	120	70.8	89.2	14.1
排入灰场灰水*	9	0.134	0.033	0.083	0.033

* 分析数据为 Cr⁶⁺,单位为 mg/l

采自电厂燃烧炉除尘器下的干灰进行最大浸出率试验,试验用水采用该地饮用自来水,其 pH 值为 7.6,Cr⁶⁺ 未检出。以 1kg 水和 100g 干灰(即 1:10 的灰水比)置入塑料桶中浸泡,并分别用硝酸调节 pH 值为 2,4,6,8,10 及 12 共 6 种不同试验条件,定时搅拌,由于灰水的 pH 值随浸泡时间的延长而改变,因而随时加入硝酸加以调节使其值保持不变。分别于 24,48,72 及 192 小时取样,测定浸出液中 Cr⁶⁺ 浓度(取样前 1 小时充分搅拌,静置澄清后取样)。分析结果见表 2。

表 2 不同 pH 值条件下粉煤灰的浸出试验

Tab.2 Soaking experiments of powdery coal ash in different pH

试验序号	pH 值	Cr ⁶⁺ (mg/l)			
		24h	48h	72h	192h
1	2	ND	ND	ND	ND
2	4	0.243	0.243	0.230	0.243
3	6	0.434	0.413	0.434	0.521
4	8	0.330	0.313	0.313	0.369
5	10	0.169	0.165	0.156	0.204
6	12	0.161	0.152	0.178	0.204

注:表中“ND”,表示未检的。

由试验可知,在 pH=2 的条件下,无论浸泡时间多长,其 Cr⁶⁺ 始终未检出。在 pH<6 时,浸出率随 pH 值的增高而增加,而当 pH>6 以后,则浸出率随 pH 值的增高而下降,其中 pH 值等于 6 时为最大的浸出的条件。

根据固体废弃物毒性浸出试验规范,要求干基与水为 1:10,pH 值为 5.8~6.3,上述序号 3 试验条件可满足。因此可以确定该粉煤灰 Cr⁶⁺ 的最大浸出率大致为 0.4mg/l,低于 GB5085-85 有色金属工业固体废物污染控制标准 Cr⁶⁺ 浸出液最高允许浓度 1.5mg/l 的规定值^[3]。因此从浸出试验所确定的最大浸出率来看,显然粉煤灰尚不能与有毒固体废物等同看待。

3 Cr⁶⁺ 的迁移过程及迁移机理

根据前述地下水 Cr⁶⁺ 的污染可以排除高铬的土

壤背景的原因;然而地下水的监测结果,Cr⁶⁺ 的浓度场却与灰场密切相关。灰场的粉煤灰如果的确是 Cr⁶⁺ 的污染来源,那么,粉煤灰中的铬又是如何转入水体? 它的转移条件及迁移机理如何? 为了查明和了解这些问题,根据电厂灰水比例和输送入灰场的情况,以及根据灰场粉灰的浸泡及大气降水的淋溶等特征,进行了以下一系列的模拟试验。

3.1 粉煤灰浸泡试验

采用新粉煤灰及灰场老灰分别以 1:15 灰水比(按电厂所输送灰场的灰水比例)进行浸泡,浸泡水采用当地自来水,水质条件为:pH 值 7.6,Cr⁶⁺ 未检出,TCr 未检出,与电厂所排灰水基本一致。分别以不调节 pH 值和加酸调节 pH=6 两种试验条件,试验过程中不再调节 pH 值,但定时搅拌,取样前 1h 静止澄清,分别于 24h 及 48h 取样,分析结果列于表 3。

表 3 粉煤灰浸泡试验分析结果

Tab. 3 Analytical results of soaking experiments of powdery coal ash

序号	粉煤灰来源	TCr (mg/kg)	pH 开始值	24h 的分析结果			48h 的分析结果		
				pH	Cr ⁶⁺ (mg/l)	TCr(mg/l)	pH	Cr ⁶⁺ (mg/l)	TCr(mg/l)
1	1# 炉电场	98.2	6	9.08	0.265	0.282	9.74	0.282	0.282
2			9.70	11.30	0.060	0.085	11.84	0.099	0.098
3	1# 炉电场	77.3	6	8.74	0.054	0.065	9.57	0.061	0.067
4			9.25	10.41	0.021	0.028	10.56	0.021	0.028
5	1# 炉电场		6	8.89	0.032	0.039	9.72	0.040	0.039
6			9.67	9.88	0.045	0.054	10.70	0.035	0.032
7	1# 电场		6	9.32	0.321	0.326	9.79	0.369	0.374
8			11.7	11.65	0.045	0.046	10.54	0.143	0.143
9	灰场老灰	59.4	6	7.22	0.085	0.096	8.36	0.108	0.115
10			8.51	8.64	0.058	0.059	8.82	0.075	0.078

由表 3 可见:

(1) 相同试验条件下,24 小时与 48 小时 Cr⁶⁺ 的浸出浓度变化不大。

(2) 粉煤灰中 TCr 含量的高低直接影响溶液中 Cr⁶⁺ 的浓度。

(3) Cr⁶⁺ 的浓度直接受溶液 pH 值所控制,在同一粉灰样品的试验中(TCr 一致的条件下),溶液 pH 值的改变可引起 Cr⁶⁺ 浓度很大的变化。

如果用接近于灰水输送入灰场的条件不加调节 pH 值的 48 小时的 5 个数据结果进行统计,其平均值为 0.075mg/l,标准偏差为 0.049mg/l,与上述 1999 年 11 月至 1999 年 8 月按月于灰场排放出口的灰水

监测结果,即 Cr⁶⁺ 的平均值为 0.083mg/l,标准偏差为 0.033mg/l,数据基本一致。

灰水输送进入灰场,如果灰水立即与粉煤灰分离,单靠这种灰水渗入地下,进入浅层地下水,不可能引起吃水井 Cr⁶⁺ 连续 10 个月大于 0.1mg/l 及连续 3 个月大于 0.18mg/l 的严重污染。问题是灰场本身灰水更长时间的浸泡,以及大气降水不断淋溶所造成的二次污染的迭加。

3.2 粉煤灰的淋溶试验

为了模拟大气降水对灰场煤灰的浸泡淋溶过程对铬的迁移影响程度,采用 100mm 内径的硬塑料管,长 1250mm,以灰场粉煤灰为试验对象,淋溶水用当地自来水,水质条件为:pH=7.6,TCr 及 Cr⁶⁺ 均未

检出。空白试验 TCr 及 Cr^{6+} 均未检出。

每根试验柱子均装入 1000mm 高的粉煤灰,重量为 11kg。第一批共进行 4 次平行试验,采样间隔为 24h,第二批共 2 次平行试验,采样间隔加密至 6h。监

测项目为 pH 值、电导率、 Cr^{6+} 、TCr 及日出水量等。所有试验结果均具有相似的变化趋势,为了节省篇幅,下面仅列出其中加密采样的第二批数据结果(表 4 及图 2)。

表 4 灰场老灰第 2 次淋溶试验结果表

Tab. 4 Results of the second leaching experiment of old powdery coal ash in the ash site

时间 (h)	1#柱					2#柱				
	pH	电导率 (ms/m)	Cr^{6+} (mg/l)	TCr (mg/l)	出水量 (l)	pH	电导率 (ms/m)	Cr^{6+} (mg/l)	TCr (mg/l)	出水量 (l)
0	9.38	135	3.798	3.798		10.68	135	3.309	3.366	
6	11.07	148	3.091	3.149		11.12	150	3.200	3.228	
12	9.48	115	2.983	3.475		10.54	125	3.091	3.366	
18	10.61	99	2.385	2.605		10.93	120	3.146	3.475	
24	11.02	90	1.298	1.298	4.85	11.02	95	2.330	2.440	3.76
30	11.42	80	1.243	1.243		11.40	95	1.298	1.298	
36	7.74	80	0.406	0.421		10.66	80	0.689	0.703	
42	10.69	90	0.309	0.432		10.80	85	0.428	0.486	
48	9.52	82	0.134	0.139	4.97	10.82	86	0.365	0.382	3.54
54	11.34	100	0.104	0.108		11.38	110	0.239	0.243	
60	11.38	60	0.094	0.108		11.52	65	0.143	0.161	
66	11.46	70	0.091	0.111		11.54	70	0.126	0.127	
72	11.56	85	0.086	0.091	7.00	11.60	90	0.121	0.128	5.60
78	11.42	73	0.095	0.113		11.52	80	0.112	0.113	
84	10.62	56	0.095	0.104		11.01	54	0.111	0.117	
90	10.10	54	0.095	0.104		10.32	52	0.116	0.126	
96	11.50	70	0.093	0.100	3.60	11.61	72	0.108	0.113	4.00
102	11.60	66	0.091	0.091		11.66	67	0.091	0.098	
108	11.40	60	0.100	0.101		11.34	58	0.094	0.100	
114	11.40	59	0.095	0.104		11.52	54	0.095	0.103	
120	11.56	64	0.100	0.102	4.05	11.60	67	0.104	0.106	4.40
126	11.48	74	0.089	0.093		11.50	74	0.084	0.084	
132	11.46	56	0.077	0.080		11.54	54	0.081	0.085	
138	11.42	58	0.086	0.087		11.40	56	0.081	0.082	
144	11.62	72	0.085	0.085	5.60	11.46	76	0.076	0.078	6.90
150	11.46	65	0.082	0.085		11.60	69	0.078	0.080	
156	11.32	53	0.076	0.078		11.50	56	0.073	0.080	
162	11.34	63	0.074	0.082		11.50	59	0.064	0.065	
168	11.42	58	0.074	0.076	4.80	11.40	56	0.062	0.062	6.98
174	11.42	64	0.056	0.058		11.48	65	0.061	0.063	
180	11.58	62	0.067	0.068		11.62	54	0.058	0.061	
186	11.50	60	0.064	0.064		11.56	56	0.054	0.056	
192	11.36	62	0.051	0.053	6.60	11.40	62	0.063		7.20
216	11.40		0.058	0.058	1.35	11.42	55	0.061	0.063	1.74

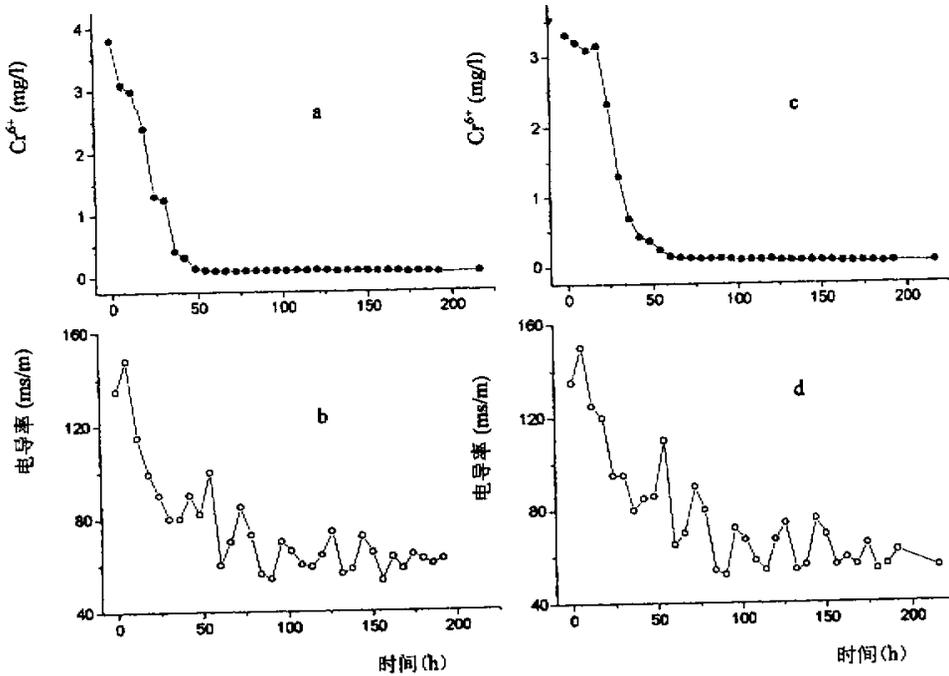


图 2 第二批灰柱淋溶试验 Cr⁶⁺、电导率随时间变化图

Fig. 2 Change scheme of Cr⁶⁺ and conductivity with time in the second leaching experiment

a, b 为 1# 柱试验; c, d 为 2# 柱试验

(1) 每次分析结果的 Cr⁶⁺ 与 TCr 基本相等, 说明转入液相的 Cr 主要是六价态。

(2) Cr⁶⁺ 与电导率的历时过程曲线具有基本一致的变化, 说明溶液中影响电导率大小变化的的主要是 Cr⁶⁺ 离子。

(3) 所有试验, Cr⁶⁺ 的历时曲线均可分为两段, 前段为陡立至倾斜线段, 其 Cr⁶⁺ 含量均在 0.08~0.1mg/l 以上, 后段为水平线, 其含量均低于 0.08~0.09mg/l 以下。前后两线段的转折点发生在出水后的 120 小时, 120 小时内 1# 及 2# 柱出水总量分别为 24.47 l 及 21.30 l, 平均为 22.9 l, 转入液相的 Cr⁶⁺ 总量分别为 17.134mg 及 15.547mg, 平均为 16.34mg。

(4) 以转折点为界, 转折点以后的 Cr⁶⁺ 浓度均在 0.09 mg/l 以下, 假定这一入渗水与浅层地下水以 1:1 的比例混合, 则混合后的浓度值已低于生活饮用水六价铬最高容许浓度 0.05 mg/l 的规定, 即符合饮用水的要求。转折点前 Cr⁶⁺ 的浓度由高至低, 开始时最高值达 3.798 mg/l, 而后迅速下降至 0.1 mg/l 附近, 在这一范围内入渗水都将对浅层地下水带来铬的

不同程度污染。转折点前平均出水量为 22.9 l, 试验柱内径为 10cm, 上述水量大致相当于 2800mm 降水量。该区多年平均降水量为 600 mm, 假定 40%~50% 左右直接经过粉煤灰入渗地下, 则上述水柱高度约相当于 9~12 年的降水。这就是说粉煤灰在露天堆放而又无任何防渗和治理措施的情况下, 将在堆放后的 9~12 年内, 由于降水的淋溶, 而对附近浅层地下水带来不同程度的铬的污染(间歇性的降水淋溶可能影响时间更长)。

3.3 铬的迁移机理及迁移条件

铬是铁族元素, 自然界中主要存在三价铬(Cr³⁺ 和 CrO₂⁻)和六价铬(Cr₂O₇²⁻ 和 CrO₄²⁻), 在强酸性环境中, 不存在六价铬化合物。在弱酸性与碱性条件下, 存在着六价铬化合物, 在 pH=6.5~8.5 的环境中, 三价铬转化为六价铬, 其反应式为: 2Cr(OH)₃⁺ + 1.5O₂ + H₂O → 2CrO₄²⁻ + 6H⁺。

在 pH 正常的天然水中, 三价铬和六价铬可以相互转化。六价铬离子可被二价铁离子、溶解性硫化物和某些带羟基的有机化合物还原; 三价铬可被二氧化锰氧化, 也可被水中的溶解氧低速氧化。水溶液中的

六价铬几乎全以阴离子形式存在,不与颗粒中的阳离子结合。在天然水中六价铬远比三价铬活泼。六价铬是强氧化剂,特别是在酸性溶液中,强烈地与可氧化物(一般是有机分子)反应,生成三价铬。当水中可被氧化的物质含量低时,六价铬可较长久地存在。

电厂自灰水混合及至泵送至灰场,灰水的pH值始终保持在9以上的碱性条件下。送至灰场后,灰水并未分离,仍然继续对新灰和老灰的浸泡,浸泡的时间越长,六价铬的浸出浓度越高。

区内年平均蒸发量为1500mm,年平均降水量600mm,蒸发量大大地高于降水量。灰场本身四周筑坝,生物量极其低微。实际上是处于表生作用氧化条件下,有利于三价铬氧化为六价铬。

灰场底部无任何防渗措施,下部是由砂砾石组成的冲积扇,降水的淋溶以及灰水的浸泡,都可缓慢通过堆积的粉煤灰层,在包气带中垂直入渗,混入浅层地下水,从而导致六价铬的污染。

4 防治措施与建议

根据铬的地球化学特性及前述浸出淋溶试验可知,六价铬的生成条件是:(1)粉煤灰中有一定铬的含量;(2)灰水混合液在弱酸性至碱性条件下;(3)灰场在表生作用氧化条件下。反之,避免六价铬的生成则需要的条件为:(1)调节灰水的pH值为强酸性;(2)保持灰场的还原环境;(3)固化粉灰,使其不再受降水淋溶。

为了节省开支,在目前灰场底部增加防渗措施杜绝灰水向地下渗漏。灰场低凹部建一储水池,灰水进入灰场时即行灰水分离,干灰随时运离灰场综合利用。污水进入储水池,澄清后泵回电厂进行治理回用,基本做到零排放。

污水治理可采用还原沉析法,可用电厂烟道废气中的 SO_2 或外购硫代硫酸钠,将六价铬首先还原成三价态,然后加入 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 将三价铬转变为氢氧化合物沉淀去除。

5 结 语

电厂所排灰水有三个特点:(1)铬的含量仅为70~110 $\mu\text{g/g}$,低于岩石圈的平均含量200 $\mu\text{g/g}$,与沉积岩(粘土和页岩)的平均含量大体相当;(2)粉煤灰 Cr^{6+} 的最大浸出率为0.4mg/l,低于有毒固体废弃物 Cr^{6+} 允许最高浓度1.5mg/l的规定值;(3)所排灰水连续9个月的监测 Cr^{6+} 平均值0.083mg/l,低于污水排放标准 Cr^{6+} 最高允许浓度0.5mg/l的规定值。由于以上原因,往往给人们认识予误导,忽视粉煤灰二次污染的严重性。

粉煤灰的浸泡及淋溶试验说明,粉煤灰中的 Cr^{3+} 在表生作用氧化条件下氧化为 Cr^{6+} 转入水体,下渗进入地下水。地下水监测结果污染范围位于灰场的下水方向,呈椭圆形分布,其长轴正好与径流方向一致,根据其时空分布的密切关系及流场的特点,说明地下水的污染正是源于灰场。最有效的防止污染的办法是及时运走综合利用,粉煤灰除可以作为各种建筑材料外,还可以用于各种废水治理如炼油污水、电镀废水以及染料废水等的处理^[4,5]。

根据该电厂现有的排污流程(1:15的灰水比混合输送入灰场),也可以对灰场进行改造,顶、侧面作好防渗,低凹处建储水池。当灰水进入灰场后,灰水即行分离,避免露天堆放,干灰运走综合利用,污水用还原沉析法处理后循环利用,基本上可以做到零排放。

参考文献:

- [1] 中国环境监测总站. 中国土壤元素背景值[M]. 中国环境科学出版社,1990:342,344.
- [2] 国家环境保护局科技标准司. 环境质量与污染物排放国家标准汇编[S]. 中国标准出版社,1992:18,21.
- [3] 国家环境保护局科技标准司. 环境质量与污染物排放国家标准汇编[S]. 中国标准出版社,1992:110.
- [4] 任立鹏. 粉煤灰在炼油污水处理方面的应用[J]. 兰化科技, 1998,16(2):104-123.
- [5] 李亚峰等. 粉煤灰处理废水研究与应用现状及发展[J]. 沈阳建筑工程学院学报,1999,15(4):348-351.

SECONDARY POLLUTION OF CHROMIUM IN POWDERY COAL ASH: AN EXAMPLE OF Cr^{6+} IN UNDERGROUND WATER AROUND AN ASH SITE IN A POWER-STATION

QIN Jia-ming¹, PEI Jian-guo¹, GOU Hui-xia², ZHI Yin²

(1. *Institute of Karst Geology, CAGS, Karst Dynamics Laboratory, MLR, Guilin 541004, China;*

2. Jiaozuo Institute of Environmental Science, Jiaozuo 454100, China)

Abstract: The content of Chromium in powdery coal ash around an ash site of a power station is lower than the average content of that in the lithosphere, but is roughly equal to that in sedimentary rock. However, Cr^{6+} in underground water around the area is a pollution source, which leads to civil disputes that is hard to be settled. The transfer process and migratory mechanism of Chromium has been clarified through a series of soaking and leaching simulation experiments. The results indicate that, in semi-arid region where precipitation is relatively concentrated, and under oxidizing conditions of epigenesis, due to the soaking and leaching of atmospheric precipitation the three-valence Chromium ions in powdery coal ash are oxidized into six-valence ions and move into groundwater, then polluting it. It is clear that the concentration of Cr^{6+} is in reverse proportion to the distance vertically from the ash ground by monitoring Cr^{6+} concentration in the underground water around the ash site of the power station.

Key words: Powdery coal ash; Six-valence Chromium; Underground water pollution