

城市生活垃圾填埋场水环境污染效应研究 ——以广州市李坑垃圾填埋场为例

罗定贵¹ 张鸿郭¹ 刘千红² 苏贵臣² 陈迪云^{1,†}

1. 广州大学环境科学与工程学院, 广州 510006; 2. 广州市地质调查院, 广州 510440;
†通讯作者, E-mail: chendiyun@tom.com

摘要 通过对研究区的水质调查与采样分析,基于地下水、地表水等水质标准,尝试确定了适宜于垃圾填埋场区的水环境质量评价标准,采用水质指数法进行了填埋场区水质评价;基于子流域划分、水质超标特征、氢氧稳定同位素特征,结合地质环境研究,确定了填埋场水污染的 3 种途径;通过背景水点与渗滤液、污染水点的大量、微量与有机微量(多环芳烃、邻苯二甲酸酯、苯系物 3 类)组分对比分析,依据污染水点和渗滤液超过背景值的程度选择代表性指标,尝试构建填埋场地下水环境污染指标体系,为填埋场地下水环境污染来源识别与水污染评价指标选择提供依据。

关键词 垃圾填埋场; 地下水; 李坑填埋场; 水环境效应

中图分类号 X824

Research on Water Environmental Pollution Effects of Municipal Solid Waste Landfill : A Case Study of Likeng Landfill , Guangzhou

LUO Dinggui¹ , ZHANG Hongguo¹ , LIU Qianhong² , SU Guichen² , CHEN Diyun^{1,†}

1. School of Environmental Science and Engineering , Guangzhou University , Guangzhou 510006; 2. Guangzhou Institute of Geological Survey , Guangzhou 510440; † Corresponding Author , E-mail : chendiyun@tom.com

Abstract Based on groundwater , surface water quality standards , water environmental quality evaluation criteria suitable for landfill was established and the water quality index method was used for water quality evaluation of the landfill area through investigating the water environment and sampling in the study area. By analyzing the sub-division of the basin , the water quality features , the hydrogen and oxygen stability isotope characteristics , combined with the geological environment , three ways to water pollution caused by landfill were determined. By comparing massive components , micro components and organic micro components (polycyclic aromatic hydrocarbons , phthalate esters , BTEX) , according to the degree of water quality higher than the background value for the leachate and the contaminated water points , a landfill groundwater pollution index system was tried to be established , as indicative choices for landfill groundwater pollution source identification and water pollution assessment.

Key words landfill ; groundwater ; Likeng landfill ; water environmental effects

目前发达国家 69 % ~ 73 % 的城市垃圾是用卫生填埋法处置,我国的垃圾卫生填埋始于 20 世纪 80 年代,至今城市垃圾处理中 70 % ~ 90 % 以上是采用卫生填埋法^[1]。尽管城市垃圾卫生填埋场有许多优势,但在其填埋阶段以及填埋场封场后都会产生渗滤液,具有污染物种类繁多(鉴定出垃圾渗滤液中

有 93 种有机化合物,其中 22 种被列为我国和美国 EPA 环境优先控制污染物),有机物、NH₃-N、重金属离子、无机盐类和多种病原微生物等含量较高,营养元素比例失调,水质水量变化等特点^[2-3],因此,渗滤液污染周围水环境,尤其是下渗对地下水环境造成的二次污染问题成为人们关注的焦点。

广州城市地质调查专项(1212010511105)和广州市属高校科技计划项目(08C077)资助

收稿日期: 2008-12-05; 修回日期: 2009-03-22

在国外,渗滤液对周围水环境影响的大量研究始于20世纪80年代^[4-10],而国内始于20世纪90年代后期^[11-15]。国内外研究涵盖水污染调查、评价、预测以及水质管理工具的开发以及污染修复等多个方面。同时,目前的研究也显示出在水环境效应研究方面的薄弱环节,如水质监测指标的系统性(目前主要集中在大量与重金属微量组分的分析)、反映填埋场水环境污染指标体系的构建等方面还存在进一步挖掘的空间。

本文以广州市李坑垃圾填埋场为例,对整个水环境(地表水、地下水)进行了较为系统的监测,包括大量组分、微量组分与有机微量组分(多环芳烃、邻苯二甲酸酯、苯系物3类);研究构建适宜于垃圾填埋场区的水环境(包括地表水、地下水)质量评价标准,进行填埋场区水质评价,并进一步分析填埋场引起的水污染分布与污染途径;选择填埋场区典型背景与污染地下水点,通过大量、微量与有机微量(多环芳烃、邻苯二甲酸酯、苯系物3类)组分的对比分析,尝试构建填埋场地下水环境污染指标体系。

1 材料与方法

1.1 水环境调查

李坑填埋场位于广州市白云区龙归镇永兴乡的一个山谷之中,距离市中心25 km,1992年开始填埋,采用分层压实覆土填埋工艺,场地底部采用帷幕灌浆防渗处理。

于2006年8月—2007年8月对李坑填埋场地下水、地表水进行了丰、枯水期现场调查与采样分析。采样点分布见图1,其中,地表水点7个,第四系孔隙潜水6个,基岩裂隙水8个。水质分析项目包括3类,分别为大量组分15项、微量组分22项、有机微量组分24项(其中多环芳烃16项、邻苯二甲酸酯5项、苯系物3项)。同时,选择部分水点进行了氢氧稳定同位素分析。

1.2 研究方法

1.2.1 水环境质量评价方法

1) 评价标准:考虑到,其一,参照《城市地质环境调查评价规范(送审稿)》,填埋区地下水水质评价采用生活饮用水水质标准,该标准与《地下水环境质量标准(GB/T 14848-1993)》的三级标准一致,并且地下水水质标准指标数多于生活饮用水之标准;其二,填埋场位于山区,地表水、地下水之间的水循环较快,联

系密切;其三,地表水质标准指标数较少,地表水质三级标准除Hg外均大于等于地下水水质三级标准。因此,选择地表水、地下水水质标准的三级标准,采用相同指标取小的方法,可以建立一个适宜于填埋场区地表水与地下水水质评价的统一标准。一方面可以简化地下水、地表水分别评价的操作繁琐性,另一方面可以避免地表水、地下水分别评价时采用指标的不统一性,同时也能够达到识别水质的目的。具体评价标准见表1。

2) 评价方法与水质等级划分:参照《城市地质环境调查评价规范(送审稿)》,采用内梅罗指数法进行水质综合评价,并根据综合指数(PI)值大小,按照表2规则划分水质等级。

3) 评价时段选择:对于垃圾填埋场而言,丰水期更容易引起水环境的污染,故而选择丰水期进行水质评价。

1.2.2 地下水污染途径分析方法

首先进行子流域划分,确定填埋场所在子流域的边界,然后结合水质特征、氢氧稳定同位素分析结果以及地质条件进行水质污染途径的分析。

1.2.3 垃圾填埋场地下水环境污染指标体系的研究方法

首先,选取典型的背景水点与污染水点,然后进行渗滤液、污染水点与背景水点的大量、微量以及有机微量组分对比分析,最后选取渗滤液、污染水点超背景倍数均在10以上的指标作为填埋场地下水污染的代表性指标。

2 结果

填埋场水质评价结果见表3,从中可见:合格水点只有1个;其余轻微不合格、中等不合格、严重不合格水点分别为4,3,13个。重点关注严重不合格水点($PI > 5$),其分布状况见图1中的实线框范围,主要分布在垃圾填埋场周围一定距离范围以及其东南、东北的局部地点。

3 讨论

3.1 李坑填埋场引起的水环境污染途径分析

严重不合格水点的水质超标并不一定完全由垃圾填埋场引起,必须进行具体分析。首先,以地形分水岭、河流为边界圈定子流域范围,在较大程度上反

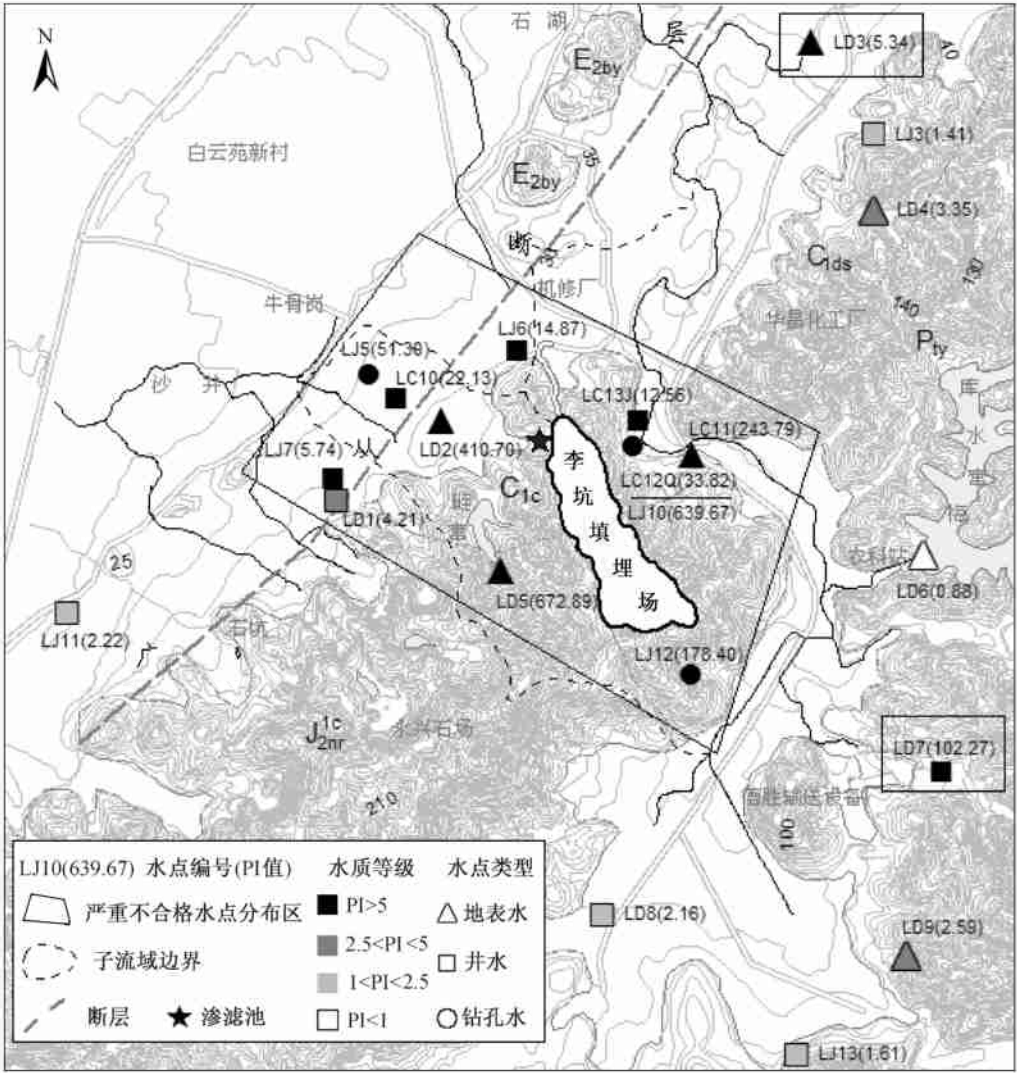


图 1 严重不合格水点分布与可能水污染范围

Fig. 1 Distribution of seriously substandard water points and the possible scope of the water pollution

表 1 垃圾填埋场水环境质量评价标准

Table 1 Landfill water environmental quality evaluation criteria

序号	指标	标准值/(mg L ⁻¹)	序号	指标	标准值/(mg L ⁻¹)
1	pH	6.5~8.5	16	汞(Hg)	0.001
2	总硬度(以 CaCO ₃ 计)	450	17	镉(Cd)	0.005
3	铝(Al)	0.2	18	铬(六价)(Cr ⁶⁺)	0.05
4	铁(Fe)	0.3	19	铅(Pb)	0.01
5	锰(Mn)	0.1	20	硝酸盐(以 N 计)	10
6	铜(Cu)	1	21	钼(Mo)	0.1
7	锌(Zn)	1	22	钴(Co)	0.05
8	挥发性酚类	0.002	23	COD _{Cr}	15
9	硫酸盐	250	24	亚硝酸盐(以 N 计)	0.02
10	氯化物	250	25	氨氮(NH ₃ -N)	0.2
11	溶解性总固体	1000	26	碘化物	0.2
12	氟化物	1	27	铍(Be)	0.0002
13	氰化物	0.05	28	钡(Ba)	1.0
14	砷(As)	0.01	29	镍(Ni)	0.05
15	硒(Se)	0.01			

表 2 水质分级
Table 2 Water quality classification

级别	合格	轻微不合格	中等不合格	严重不合格
PI 值	<1	1~2.5	2.5~5	>5

表 3 李坑垃圾填埋场区水质综合评价结果
Table 3 Likeng landfill comprehensive evaluation results of water quality

序号	水点号	PI 值	PI 分级
1	LD6	0.88	合格
2	LJ3	1.41	
3	LJ13	1.61	
4	LD8	2.16	
5	LJ11	2.22	
6	LD9	2.59	轻微不合格
7	LD4	3.35	
8	LD1	4.21	
9	LD3	5.34	
10	LJ7	5.74	
11	LC13J	12.56	中等不合格
12	LJ6	14.87	
13	LC10	22.13	
14	LC12Q	33.82	
15	LJ5	51.30	
16	LD7	102.27	
17	LJ12	178.40	
18	LC11	243.79	
19	LD2	410.70	
20	LJ10	639.67	
21	LD5	672.89	严重不合格

映了与垃圾填埋场有关的可能水污染范围(大部分地区地表水、地下水分水岭边界是重合的,不重合仅出现在某些特殊地区,如断裂构造或岩溶化地区等,本区未发现),见图 1 中的虚线范围。由此得出,虚线外的严重不合格水点与垃圾填埋场无关,可能与

填埋场有关的严重不合格水点有 9 个,且各点综合水质指数都大于 10,各点丰水期水质指标超标情况见表 4。

进一步结合 9 个严重不合格水点的周围环境调查、氢氧稳定同位素、水质超标特征等,可以分析得到与垃圾填埋场有关的污染水点及其 3 种污染途径,具体分析如下。

1) 填埋场污水直接排放对地表水产生污染。这种情况发生 LD2 水点,该点是在污水排入地表水的位置采得的地表水样。其水质特点为:其一,金属污染少,仅有锰、镉污染(锰 4.39,镉 1.2),其中,锰污染推测与地质环境有关,镉污染可能与分析仪器检测限高于评价标准有关,不一定是真污染;其二,具有硝氮、COD、亚硝氮、氨氮、碘污染重的特点(硝氮 4.29,COD1.49,亚硝氮 285.5,氨氮 580,碘 4.355);其三,对该点还测定了氢氧稳定同位素, $D = -5.79$, $^{18}O = -29.9$,可以近似作为垃圾渗滤液的氢氧同位素值。

2) 污染地表水的侧向渗漏对平原区孔隙潜水产生污染。这种情况主要发生在河流下游平原区的 LC10 水点,该点为井水,离河道很近,上游遭受填埋场污染的地表水流经该地,侧向渗漏引起孔隙潜水的污染,其水质具有垃圾渗滤液污染特点,金属污染较少,存在硝氮、亚硝氮、氨氮、碘污染(硝氮 31.18,亚硝氮 4.3,氨氮 5.6,碘 2.4)。

3) 填埋场污水侧向渗漏污染基岩山区裂隙水。这种情况主要发生在填埋场东侧的 LJ10(钻孔深层裂隙水)、LC12Q(钻孔浅层孔隙水)、LC13J(浅层基岩裂隙水)。

表 4 可能与李坑填埋场有关的严重不合格水点
Table 4 The seriously substandard water points related possibly with Likeng landfill

序号	水点号	水类型	PI(丰)	超标指标与倍数(丰水期)
1	LC13J	井-裂隙水	12.56	pH 3.66,铝 4,锰 17.65,氯 1.63,汞 1.9,镉 1.2,硝氮 1.15,亚硝氮 2.25,氨氮 3,碘 1.2,铍 14,镍 1.62
2	LC10	井-第四系孔隙水	22.13	pH 1.86,铝 1.05,锰 10,氯 12.68,镉 1.2,硝氮 31.18,亚硝氮 4.3,氨氮 5.6,碘 2.4,铍 4
3	LC12Q	钻孔-第四系孔隙水	33.82	pH 2.42,铝 26.25,铁 42.3,锰 47.55,锌 1.64,氯 1.06,砷 2.23,汞 1.6,镉 1.2,铅 3.86,硝氮 6.30,氨氮 1.4,铍 6
4	LJ5	钻孔-裂隙水	51.30	pH 2.7,铝 11.75,铁 72.47,锰 2.76,锌 1.76,汞 1.4,镉 1.2,亚硝氮 3.4,氨氮 2
5	LJ12	钻孔-裂隙水	178.40	铝 30,铁 252.07,锰 12.25,锌 2.41,镉 1.2,铅 1.34,硝氮 1.09,铍 2,镍 1.14
6	LC11	地表河水	243.79	铁 6.67,锰 4.94,酚 9,砷 2.55,镉 1.2,COD _{Cr} 1.12,亚硝氮 344.5,氨氮 24
7	LD2	污水出口-地表水	410.70	锰 4.39,氯 1.01,镉 1.2,硝氮 4.29,COD _{Cr} 1.49,亚硝氮 285.5,氨氮 580,碘 4.355
8	LJ10	钻孔-裂隙水	639.67	pH 3.1,HI.37,铝 7.5,铁 903.67,锰 134,锌 4.39,酚 6,氯 4.54,M2.12,汞 1.9,镉 1.2,铅 1.11,钴 1.32,氨氮 100,碘 10.7,铍 21,钡 2.13,镍 2.2
9	LD5	地表河水	672.89	M 1.23,镉 1.2,硝氮 2.30,COD _{Cr} 2.24,亚硝氮 633.5,氨氮 950,碘 3.28

说明:铝 4,表示铝的超标倍数为 4;M 为溶解性总固体;H 为总硬度。

对于LJ10水点,填埋场污水渗漏污染的依据主要有:第一,氢氧同位素证据,该点的氢氧同位素与LD2水点(近似代表垃圾渗滤液)非常相近:LJ10, $D = -5.92$, $^{18}O = -29.3$; LD2, $D = -5.79$, $^{18}O = -29.9$;第二,地质条件,现场调查表明:填埋场西侧岩体破碎,裂隙十分发育;第三,水质特征:具有垃圾渗滤液的氨氮、碘污染特征(氨氮 100, 碘 10.7)。同时水质存在多种金属污染(铝 7.5, 铁 903.67, 锰 134, 锌 4.39, 汞 1.9, 镉 1.2, 铅 1.11, 钴 1.32, 铍 21, 钡 2.13, 镍 2.2),反映垃圾渗滤液在基岩裂隙中经历了一定时间与距离的运移。

LC12Q(钻孔浅层孔隙水)是与LJ10水点在同一钻孔中采取的浅层孔隙水,由于降水、地表水的混合稀释等影响,水质污染程度较深层基岩裂隙水LJ10有大幅度降低。

LC13J(井水)为浅层基岩裂隙水,填埋场污水渗漏污染的主要依据是:地理位置上与LJ10水点相距较近,水质具有垃圾渗滤液的污染等特征(硝氮 1.15, 亚硝氮 2.25, 氨氮 3, 碘 1.2)。由于降水、地表水的混合稀释等影响,其水质污染程度较深层基岩裂隙水LJ10有大幅度降低。

3.2 与李坑填埋场无关的其他水点污染分析

前述圈定的与垃圾填埋场有关的水污染范围中有 9 个水点,其中 5 个水点污染经分析与垃圾填埋场有关,剩下 4 个水点(LD5, LJ12, LJ5, LC11)则与填埋场无关。以LD5为例,该水点为填埋场西侧珙隆水库头流入水库的溪水中采取的地表水样,在所有水点中水质污染程度(PI值)最大。分析该点水质特点,重金属污染几乎没有(只有镉污染,可能与仪器监测下限高于评价标准有关,不一定是污染),表现出没有在岩石中经历较长时间的运移与淋滤岩石成分的特点。同时,COD、亚硝氮、氨氮污染十分严重(COD 11.2, 亚硝氮 633.5, 氨氮 950),反映了就近污染的特点,实地调查该点附近有小型乡镇企业的分布。综合以上水质特点,可以推测该点水污染为就近污水排放引起,与垃圾填埋场无关。

3.3 垃圾填埋场地下水环境污染指标体系构建

采用典型背景水点与渗滤液、污染水点的水质成分对比分析方法研究污染指标体系构建。

1) 典型背景水点选取。选取李坑填埋场LJ12(裂隙水)作为水环境典型背景水点,其原因在于,该

点水质与垃圾填埋场污染无关,且其地质环境背景与填埋场相近,见图1。

2) 典型污染水点的选取。经过前述污染途径的分析可知,李坑填埋场LJ10水点为典型的垃圾填埋场渗滤液污染水点,且该点地下水已经过一段时间的迁移,选择它作为代表研究填埋场渗滤液水环境污染指标体系的构建是非常适宜的。

3) 背景水点与渗滤液、污染水点的对比分析及污染指标体系构建。从大量组分、微量组分以及有机微量组分三方面进行背景水点与渗滤液、污染水点的对比分析。以大量组分的对比为例,表5进行了背景水点(LJ12)与渗滤液、污染水点(LJ10)大量组分的对比分析,计算得到渗滤液、污染水点大量组分的超背景倍数。

选取渗滤液、污染水点超背景倍数均在 10 以上的指标作为填埋场地下水代表性污染指标,则可得 COD、氨氮、氯化物、硫酸盐、钠、氟化物共 6 个代表性污染指标。另外还存在 3 种情况:其一,有部分指标在渗滤液中的超背景倍数大于 10,但在污染水点中的超背景倍数小于 10,如钾、溶解性固体、重碳酸盐、硝酸盐氮、pH 等,这类指标受环境影响大,衰减快,不宜作为代表性指标;其二,有部分指标在渗滤液中的超背景倍数小于 10,但在污染水点中的超背景倍数大于 10,如:总硬度、镁,这类指标同样受环境影响大,从环境中淋溶组分,不是垃圾渗滤液污染的真实体现,也不宜作为代表性指标;其三,部分指标在渗滤液、污染水点中的超背景倍数均小于 10,当然不宜选为代表性指标。

对于微量组分的对比结果为:选取渗滤液、污染水点超背景倍数均在 10 以上的指标作为填埋场地下水代表性污染指标,则可得亚硝酸盐、砷、碘化物、硒、钡、镉共 6 个代表性污染指标。

对于有机微量组分的对比,结果为:三类有机微量组分除了邻苯二甲酸二正丁酯在渗滤液与污染水点中的超背景倍数均达到 10 以上外,其余指标在污染水点中的超背景倍数均在 4 以下(尽管部分指标在渗滤液中的超背景倍数很大),故而总体认为,有机微量组分不适宜作为垃圾填埋场渗滤液的代表性水环境污染指标。

最后,通过以上对比分析可得:选择大量与微量组分构建填埋场地下水污染指标体系较为适宜,而有机微量组分在迁移过程中衰减较快,不宜作为填埋场地下水环境污染代表性指标。大量组分主要

表 5 背景水点、渗滤液、污染水点的对比分析(大量组分,枯水期)

Table 5 Contrastive analysis between background and leachate , contaminated water points (massive components)

序号	指标	原始浓度/(mg L ⁻¹)			超背景倍数	
		LJ12(背景点)	渗滤液	LJ10(污染点)	渗滤液	LJ10
1	COD _{Cr}	0.92	759.6	9.70	825.65	11
2	氨氮	0	950	45.00	> 10	> 10
3	钾	2.57	687.3	21.70	267.33	8
4	氯化物	12.28	2024.9	1018.41	164.85	83
5	溶解性总固体	213.82	8480.6	1748.59	39.66	8
6	重碳酸盐	129.42	2764	54.55	21.36	0
7	硫酸盐	0	615.8	24.29	> 10	> 10
8	钠	20.41	989.2	315.15	48.47	15
9	钙	13.96	123.6	91.67	8.86	7
10	总硬度	59.77	476	573.85	7.96	10
11	镁	6.05	40.6	83.75	6.71	14
12	氟化物	0.06	1.4	0.69	21.84	11
13	硝氮	5.79	72.2	11.98	12.47	2
14	pH	7.05	7.23	6.21	1.03	1
15	总铁	16.03	1.6	56.39	0.10	4

包括 COD、氨氮、氯化物、硫酸盐、钠、氟化物共 6 个代表性污染指标,微量组分主要包括亚硝酸盐、砷、碘化物、硒、钡、镉共 6 个代表性污染指标。

4 结论

通过上述研究得到以下结论。

- 1) 基于地下水、地表水质标准研究确定了适宜于李坑垃圾填埋场区的水环境(地表水、地下水)质量评价标准,一方面简化了地下水、地表水分别评价的操作繁琐性,另一方面可以避免地表水、地下水分别评价时采用指标的不统一性,且能够达到识别污染的目的。
- 2) 在填埋场区水质综合评价基础上,选择严重不合格水点,结合其周围环境调查、氢氧稳定同位素、水质超标特征等,分析得到垃圾填埋场污染周围水环境的 3 种途径:填埋场污水直接排放对地表水产生污染、污染地表水侧向渗漏对平原区孔隙潜水产生污染、填埋场污水侧向渗漏污染基岩山区裂隙水。
- 3) 选择典型背景地下水点与污染水点,通过背景水点与渗滤液、污染水点水质成分的系统对比分析,尝试构建了李坑填埋场区地下水污染指标体系,代表性指标主要包括大量与微量组分两类,有机微量组分污染相对不显著,不适宜作为代表性指标。大量组分主要包括 COD、氨氮、氯化物、硫酸盐、钠、氟化物共 6 个代表性污染指标,微量组分主要包括亚硝酸盐、砷、碘化物、硒、钡、镉共 6 个代表性污染指标。

参考文献

[1] 徐文龙. 我国城市生活垃圾处理技术新进展与对策 // 污染控制与资源化研究国家重点实验室. 第一届固体废弃物处理技术与工程设计全国学术会议论文集. 上海, 2004: 3-11

[2] 蒋海涛, 周恭明, 高廷耀. 城市垃圾填埋场渗滤液的水质特性. 环境保护科学, 2002, 28(6): 11-13

[3] 张兰英. 垃圾渗沥液中有有机污染物的污染及去除. 中国环境科学, 1998, 18(2): 184-188

[4] Laine D L, Parra J O, Owen T E. Application of an automatic Earth resistivity system for detecting ground-water migration under a municipal landfill // Proceedings of NWWA Conference on Surface and Borehole Geophysical Methods in Groundwater Investigations. Texas, 1982: 34-51

[5] Zheng C, Bennett G D, Andrews C B. Analysis of ground-water remedial alternatives at a superfund site. Ground Water, 1991, 29(6): 838-848

[6] Gailey R M, Gorelick S M. Design of optimal, reliable plume capture schemes: application to the Gloucester landfill ground-water contamination problem. Ground Water, 1993. 31(1): 107-114

[7] Blight G E. Ground-water pollution from a landfill in a semi-arid climate // Cossu R, Christensen H T, Stegmann R. Regulations, environmental impact and aftercare. Proceedings Sardinia 95, Fifth International Landfill Symposium, Vol . Sardinia, Italy, 1995: 593-599

[8] Fatta D, Papadopoulos A, Loizidou M. A study on the landfill leachate and its impact on the groundwater quality of

- the greater area. *Environmental Geochemistry and Health*, 1999, 21: 175-190
- [9] Kumar M, Ramanathan A L, Rao M S, et al. Identification and evaluation of hydrogeochemical processes in the groundwater environment of Delhi, India. *Environmental Geology*, 2006, 50: 1025-1039
- [10] Singh U K, Chauhan I R, Jha P K, et al. Assessment of the impact of landfill on groundwater quality: a case study of the Prana site in western India. *Environ Monit Assess*, 2008, 141: 309-321
- [11] 王晓红, 扬天行, 李宇. 城市生活垃圾淋滤液运移模型问题. *工程勘察*, 1998(4): 47-50
- [12] 蒋惠忠, 李建萍, 张洁, 等. 生活垃圾填埋场渗滤液对浅层地下水的实验模拟分析. *世界地质*, 2001, 20(4): 374-378
- [13] 田扬捷, 黄仁华, 杨虹, 等. 海滨垃圾填埋场渗沥液对地下水系统的污染. *环境卫生工程*, 2005, 13(1): 1-5
- [14] 朱丽, 王伟利, 孙理密. 济南市垃圾填埋场对地下水环境的影响分析. *山东建筑工程学院学报*, 2005, 20(4): 46-50
- [15] 陈忠荣, 王栩虹, 袁庆亮, 等. 北京地区垃圾填埋对地下水的污染及垃圾填埋场选址分区. *城市地质*, 2006, 1(1): 29-32

* * * * *

简 讯

亚洲核物理联合会 (ANPhA) 在北京大学成立

经过多年筹备,以中日韩为主的核物理领域的代表,于 2009 年 7 月 18 日在北京大学宣布亚洲核物理联合会 (Asian Nuclear Physics Association) 正式成立。

成立仪式于 2009 年 7 月 18 日上午 9 时在北京大学英杰交流中心举行。仪式由北京大学叶沿林教授主持。仪式上确认了 12 名第一届理事,宣布了联合会的成立,签署了规章文件。理事长原则上由中日韩三方轮流担任。第一届理事会选举日本的 Hideyuki Sakai 任理事长,中国的叶沿林和韩国的 Dong-Phil Min 任副理事长。仪式之后召开了第一次理事会议,讨论安排 ANPhA 未来的工作。

ANPhA 成立的基础,是亚洲核物理研究和教育的发展,特别是近几年若干新一代大科学装置的投入运行。ANPhA 成立的主要目标是促进亚洲地区的核物理交流合作和战略研讨。

(摘自北京大学科学研究部主页 2009-07-20)