

粉煤灰污泥添加剂对地下水水质影响的模拟研究

牛花朋¹, 李胜荣², 申俊峰²

1. 中国石油大学(北京)地球科学学院, 北京 102249; 2. 中国地质大学 地质过程与矿产资源国家重点实验室, 岩石圈构造、深部过程及探测技术教育部重点实验室, 北京 100083

摘要:通过测定土柱和淋洗液中重金属的含量,研究石灰岩质土壤应用粉煤灰污泥添加剂改良后重金属在土壤剖面上的分布移动特征及对地下水质的影响。结果表明:仅试验层内除 As 和 Ni 外, Zn、Cd、Pb、Cu、Cr、Hg 含量明显增加,未出现明显向下移动的趋势;同时重金属淋出量明显增加,但未超过地下水Ⅲ级标准。初步认为与添加剂自身、重金属的特性及石灰岩质土壤滤层的截固作用相关。粉煤灰污泥经过合理的配施和预处理应用于石灰岩质矿区退化土壤的改良,短期内不会对地下水的质量产生明显的影响。

关键词:粉煤灰污泥;重金属;地下水水质;淋滤;石灰岩质土壤

中图分类号:X131.3 文献标识码:A 文章编号:1007-2802(2012)01-0038-06

A Simulation Research on Effects of Fly Ash-and Sewage Sludge Ameliorant to Groundwater Quality

NIU Hua-peng¹, LI Sheng-rong², SHEN Jun-feng²

1. *China University of petroleum, Beijing 102249, China*; 2. *State Key Laboratory of Geological Processes and Mineral Resources, China University of Geosciences, Beijing 100083, China*

Abstract: Land disposal of fly ash (FA) and sewage sludge (SS) are major problems due to their potentially harmful constituents. In this paper, leaching experiment was performed to discuss the potential environmental hazard of FA and SS to the groundwater when they were used as amendments of calcareous soil in a limestone mining area. The results showed that the contents of extractable Zn, Cd, Pb, Cu, Cr, Hg in L11 and L12 columns were higher than those of in the control except As, Ni. But they mainly accumulated in the top amended soil and the ameliorant had no significant effect on the downward migration of metals. Furthermore, leaching of metals from soil columns amended with low to high rates of FA-SS mixture generally had a slightly impact on the metal content of the leachate, and metals contents met the second class environmental quality standards of groundwater. At the same time, the results indicated that combining usage of FA and SS at a rational rate of application should not cause significant effect on drainage water quality.

Key words: fly ash; heavy metal; groundwater quality; sewage sludge; calcific soil

重金属、粉煤灰污泥等固体废弃物农用后对地下水质的影响是人们一直关注的问题。研究表明,粉煤灰、污泥等废弃物无论是通过卫生掩埋、暴露堆置的方式处理^[1],还是农业利用^[2~4],均可能会因重金属向下淋滤导致地表或地下水资源被污染。不

过,将污泥高比例应用于土地复垦后,31年的跟踪测试结果表明污泥对地表水的影响很小^[5],且重金属主要累积在土壤表层(0~30 cm),未见明显的移动趋势,说明引起地下水污染的风险较小^[6~9]。另外,与单一施加某种废弃物相比,粉煤灰和污泥经合

收稿日期:2010-12-27 收到,2011-01-23 改回

基金项目:中国教育部博士点基金资助项目(20030491010)

第一作者简介:牛花朋(1979—),女,讲师,研究方向:环境与生命矿物学. E-mail: niuhuapeng@126.com.

通讯作者:李胜荣. E-mail: lisr@cugb.edu.cn.

理配施可显著降低重金属淋滤作用和向下移动的趋势,对地下水水质不会产生明显的影响^[10],这主要是因为粉煤灰与有机固体废弃物配施,有助于通过螯合、吸收或者沉淀作用而钝化重金属,从而降低重金属向下淋滤的风险^[11, 12]。

本文采用室内土柱淋洗的方式模拟田间施加粉煤灰污泥添加剂的情况,通过分析重金属在土壤剖面上分布移动特征和测定淋洗液中重金属含量,研究粉煤灰污泥添加剂对地下水水质的影响。尽管土柱淋洗不能完全等同于自然降雨,但通过控制淋洗速度和淋洗量,对研究粉煤灰污泥添加剂应用于矿山环境治理的环境危害性和可行性具有一定的参考价值。

1 材料与方 法

1.1 供试材料

试验用粉煤灰(Fly Ash,简称 FA)取自河北鹿泉高井电厂储灰池,污泥(Sewage Sludge,简称 SS)取自二街排污水库,试验用石灰岩质土壤取自鹿泉市石灰岩矿山开采后废弃的土、石混合物。供试材料理化性质见表 1。

表 1 试验用粉煤灰、污泥及土壤的理化性质
Table 1 Properties of FA, SS and soil samples

	粉煤灰 FA	污泥 SS	土壤 soil
pH	8.71	8.01	8.35
OC (%)	/	1.91	0.38
Total N (%)	0.04	0.09	0.05
Total P (%)	0.11	0.08	0.05
Total K (%)	0.74	1.55	0.75
Soluble contents/mg · kg ⁻¹			
NH ₄ -N	7.00	71.30	40.6
P	142(10.29) *	34(0.85)	8.07
K	103(0.45)	228(25.04)	78.0
Ca	4110(23.88)	11343(177.29)	3800
Mg	713(8.31)	404(6.38)	1728
Fe	279(2.84)	229(11.32)	4.86
Mn	9(0.21)	85(3.04)	2.06
B	24(0.88)	10(0.00)	0.11

注: * 括弧内值为两个重复的标准差;分析者:北京农林科学院营养与资源研究所,2004

另外,为使改良效果更好,对粉煤灰和污泥以1:1的重量比进行了厌氧预处理,该处理物被称为粉煤灰污泥添加剂(简称 FS),其重金属含量及 pH 见表 2。

表 2 试验用粉煤灰污泥添加剂 FS 及土壤的 pH 值和重金属含量
Table 2 pH and heavy metal contents in the fly ash-sludge mixture and the soil sample

项 目	pH	Hg	As	Cd	Cu	Zn	Pb	Cr	Ni
粉煤灰污泥添加剂 FS	6.67	2.12	2.12	1.28	13.70 (0.14)	410.40 (1.48)	14.95 (0.35)	0.86 (0.04)	4.20 (0)
实验用土壤	8.35	0.08	9.80	0.01	1.52 (0.03)	1.92 (0.09)	1.81 (0.53)	<0.01	0.18 (0.07)

注:括弧内值为两个重复的标准差;分析者:中国地质大学(北京)地质实验中心,2006

1.2 实验方案与评述

本文采取了两种实验方案。方案一如下:

(1)用有机溶剂乙醇处理 PVC 管内壁(防产生管壁效应),并用细密尼龙网封住管底部(防止样品下漏,且保证淋滤水无障碍下渗)。

(2)底部装入 10 cm 厚的原状土(即 20~30 cm 为滤层),上部装入 20 cm 厚的粉煤灰污泥改良后土壤(0~20 cm 为试验层)。根据试验层内不同施加比例,共设三类管柱:即 L01(空白对照)、L11(粉煤灰污泥添加剂:土=1:1W/W)、L12(粉煤灰污泥添加剂:土=1:2 W/W)。各设两次重复。最后在土柱上面盖一层滤纸,可使滴水经过该滤纸时,得以缓冲,防止过于集中和不均,使其均匀下渗。

(3)固定管柱,先向管中添加去离子水至饱和,静置隔夜压实。次日,以 0.5 mL/min 的速度连续强淋溶 2000 ml 去离子水,并用已加入 200 ml、10%

HNO₃ 的玻璃容器承接淋洗液(防止淋洗液中的重金属离子在开放的环境里被氧化)。淋溶结束后立即送往环境监测室测定淋洗液中重金属元素的浓度。

(4)同时,将管柱中的土冷藏后分成 0~10 cm、10~20 cm、20~30 cm 三段取出,测试各剖面的 pH 值,并分别风干、磨细、过 160 目筛后,送环境监测室测重金属元素的含量。

第二种实验方案去掉底部滤层,每管中只保留上部 0~20 cm 的实验层,其它同方案一。相比较,方案一接近于一般情况,方案二则有利于研究在极端的条件下施用粉煤灰污泥添加剂后对地下水水质的影响,二者具有相互补充和相互对照的作用。且采用 1:1 和 1:2 两种添加比例,分别代表了高施加比例和低施加比例,能够更好的反映添加剂对地下水水质的影响。

1.3 样品消解测定

样品采用王水消解,用石墨炉原子吸收光谱

(GFAAS)(AA100-PE)测定 Cd、Cr、Pb、Cu、Zn、Ni 含量。另取样品采用 H_2SO_4 - $KMnO_4$ 方法消解,用原子荧光光谱(AFS)(AF610-A)测定 Hg、As 含量。

2 实验结果与讨论

2.1 粉煤灰污泥添加剂对土壤剖面 pH 值的影响

为了研究粉煤灰污泥添加剂对土壤剖面 pH 值的影响,采用电极法对方案一中各土柱进行了 pH 值剖面测试,结果(土:水=1:5)见图 1。由图 1 可以看出,与对照组 L01 相比,L11 和 L12 上部 0~20 cm 实验层的 pH 值明显降低,尤其是 L11,其实验层的 pH 值已下降到了 7.62、7.80(与盆栽改良结果相一致),而粉煤灰污泥添加剂对底部滤层 pH 值影响不大。另外,各土柱 pH 值由顶层到底层呈现由低到高的规律性变化。

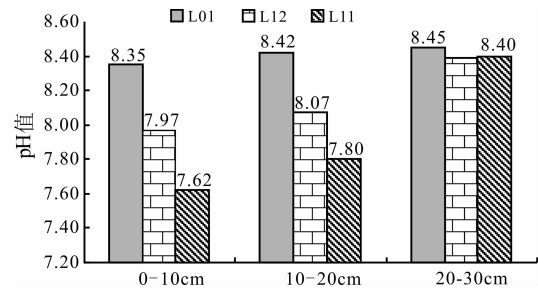


图 1 方案一中各土柱剖面 pH 值对比

Fig.1 Soil pH in the calcareous soil columns amended with different rates of FS

2.2 重金属分布和向下迁移的特点

为了研究重金属分布和向下迁移特征,以方案一为例,将各土柱分成三段(0~10 cm、10~20 cm、20~30 cm),并进行了重金属含量测试和对比分析,结果见表 3 和图 2。

表 3 方案一各土柱剖面中可提取态重金属含量

Table 3 Extractable heavy metals in the calcareous soil columns amended with different rates of FS mg/kg

编号	剖面/cm	As	Hg	Cd	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn
L01	0-10	9.80	0.057	0.091	5.316	25.01	19.88	21.36	50.30
	10-20	9.40	0.051	0.097	7.394	27.39	21.45	22.73	52.33
	20-30	10.54	0.047	0.276	3.388	25.70	21.11	22.51	51.02
L11	0-10	8.03	0.583	4.038	13.188	55.74	49.45	23.31	134.79
	10-20	9.29	0.701	1.749	9.387	48.51	37.57	24.59	117.40
	20-30	10.23	0.074	0.094	5.172	28.38	19.67	22.15	51.87
L12	0-10	9.65	0.789	2.209	10.462	44.98	39.62	23.18	119.74
	10-20	9.44	0.677	1.616	5.271	40.48	32.92	22.75	112.11
	20-30	9.84	0.080	0.093	0.005	25.14	21.36	22.72	51.24

注:表中测试数据均为两次重复的平均值;L01 表示对照土;分析者:L11 表示实验层添加剂:土=1:1(w/w);L12 表示添加剂:土=1:2(w/w),下同;分析者:中国地质大学(北京)地学实验中心,2006

从表 2 和图 2 可以看出,随粉煤灰污泥添加剂的加入,L11 和 L12 土柱中 0~10 cm 和 10~20 cm 实验层中可提取态 Zn、Cu、Cr、Cd、Pb 的含量明显增加,其中 0~10 cm 土层中含量大于 10~20 cm,但对 20~30 cm 土壤滤层,除 L11 底部 20~30 cm 中 Cu 的浓度略有增加外,其它基本没有影响(图 2)。表明,经过一系列的淋溶作用后,可提取态 Zn、Cr、Cd、Pb 在土壤中的移动性很弱,主要聚集在顶部的实验层中,只有元素 Cu 随粉煤灰污泥添加剂的施加量增加向下移动的趋势增加。该特征与前人的研究结果相一致^[13]。另外,对照 L01 土柱中,Cd 的含量随土柱深度的增加而增加,表现了一定的向下移动的趋势,这恰好解释了后面对照 L01 土柱中 Cd 含量虽然不高,但其淋出量却较大的原因。

粉煤灰污泥添加剂对重金属 Hg 分布和移动特点影响较为明显。与对照 L01 相比,L11 和 L12 土柱 0~20 cm 的实验层里,Hg 的含量显著增加,是

对照组的十几倍,且底部 20~30 cm 滤层里,Hg 的含量也明显增加,说明施加粉煤灰污泥添加剂后,Hg 具有向下迁移的趋势。而对 As 和 Ni 两种元素的含量影响不大,其在剖面上的迁移性均不明显,尽管粉煤灰污泥添加剂中 Ni 的含量明显高于石灰岩质土中的含量。

2.3 对地下水质的影响

各淋洗液重金属含量测试结果见表 4。由表 4 可以看出,无论是否存在滤层,施加粉煤灰污泥添加剂后,致使石灰岩质土壤中大部分重金属的淋出量增加(尤其是 Zn 和 Cu 两种元素),且 L11>L12,说明重金属的淋出量与粉煤灰污泥添加剂的施加比例正相关。不过,所有淋洗液中重金属含量均远远低于地下水 III 级标准(表 4)。另外,方案一的淋出量远小于方案二,说明土壤滤层可大大降低重金属淋出量,从而在一定程度上降低了施加粉煤灰污泥添加剂的环境危害性。

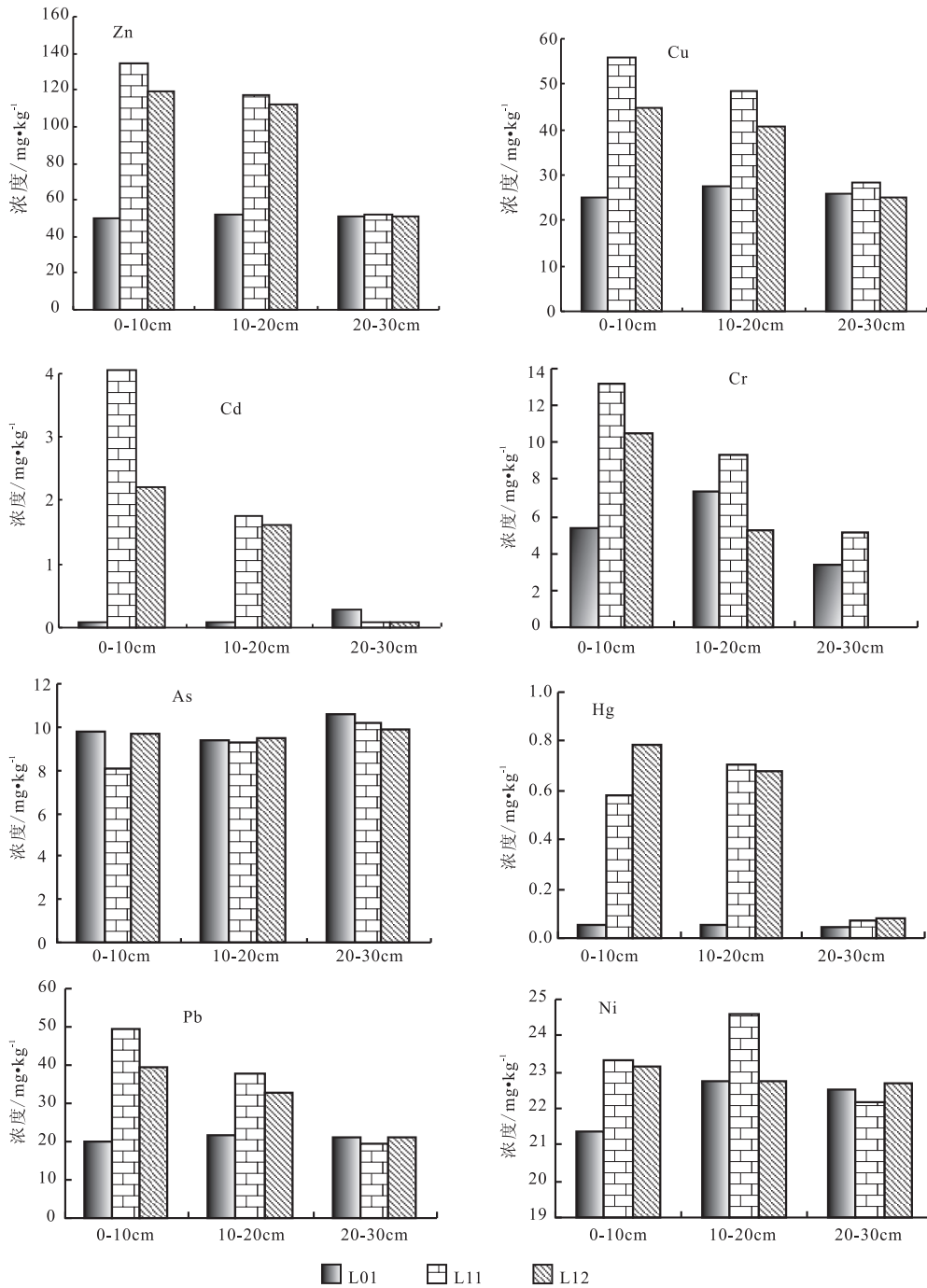


图 2 土壤剖面中重金属分布和迁移对比特征

Fig. 2 The distribution and downward migration of metals in the soil columns

表 4 施用不同粉煤灰污泥添加剂后石灰质土淋洗液的重金属含量

Table 4 Comparison of heavy metals leaching from the calcareous soils amended with FS

方案	编号	Hg	Cu	Ni	Zn	As	Cd	Pb	Cr
对照组	L01	0.60	6.00	27.00	1.50	<0.3	<0.3	1.72	0.24
方案一	L11	0.52	15.00	45.00	7.00	<0.3	<0.3	<0.9	0.20
(有过滤层)	L12	0.56	12.00	34.00	8.00	<0.3	<0.3	<0.9	<0.06
方案二	L11	<0.1	24.13	8.04	182.09	<0.5	1.56	1.28	1.41
(无过滤层)	L12	<0.1	23.42	9.89	511.30	<0.5	0.94	0.84	1.32
地下水Ⅲ标准		1	1000	50	1000	50	10	50	50

注:表中测试数据均为两次重复平均值;分析者:中国地质大学(北京)地学实验中心,2006

3 机理探讨

3.1 重金属淋出量增加的机理

石灰岩质土壤中施加粉煤灰污泥添加剂后,大部分重金属元素在淋洗液中的含量增加,一方面是因为与试验土相比,粉煤灰污泥添加剂中 Zn、Cd、Pb、Cu、Cr、Ni 这些元素本身含量较高(表 2),该添加剂的施加使实验层中大部分重金属含量明显增加,并且增加程度与添加剂施加量正相关;另一方面,由前面的研究可知^[14],粉煤灰污泥添加剂有助于协调改良石灰岩质土的粒度(质地)特征、容重和孔隙状况等物化性质,增加了土壤的通气透水性,对于大部分金属元素来说,与质地粘重的土壤相比,在颗粒较粗的土壤里具有较大的淋出性^[10];此外,土柱实验层 pH 值的降低,进一步提高了这些元素的溶解度和活性^[10, 15~17],进而影响淋滤作用和淋洗液的化学组分^[18]。

值得注意的是,虽然添加剂 FS 中 Hg 的含量明显高于试验土,但施加 FS 并未导致 L11 和 L12 淋出液中 Hg 含量增加,反而低于对照 L01,这主要是因为试验用石灰岩质对照土为重壤土^[14],其通气透水性较差,淋洗液通过土柱的速度较慢,土柱由于淹水而处于还原状态,而在这种环境下,部分固定态 Hg 能够转化成可给态,从而使 Hg 的淋滤性增强所致^[17]。

淋洗液中基本未检测出元素 As,这与 As 自身的性质相关。在土壤中,As 可被 Fe、Al 和 Ca 沉淀为难溶性砷酸盐,极大多数处于闭蓄状态,不易释放,导致水溶性砷和交换性砷极低^[17],且 As 的活性与 pH 增大正相关,施加粉煤灰污泥添加剂后,土柱的 pH 降低,因此经过了一系列的淋溶作用之后,As 的淋出量仍很低。

另外,方案一淋出量明显低于方案二。经过初步分析认为,一是因为土壤滤层的截固作用。前人研究表明,大部分重金属的活性与土壤 pH 值的升高呈显著的负相关,而土壤滤层为石灰岩质土,pH 值较高,降低了大部分重金属元素的活性;同时,石灰岩土壤粘性较大,含有较多的粘土矿物^[14],而粘土矿物会大大增加对重金属的吸附固定作用,且石灰岩质土壤本身会进一步增加各重金属元素的碳酸盐结合态。因此,对大部分重金属来说,经过土壤滤层的过滤作用之后,淋出量会大大降低。

二是因为相比于方案二来说,方案一中各土柱为 20 cm 的实验层外加 10 cm 的石灰岩质土壤滤层,淋洗液通过土柱的速度较慢,土柱处于还原环

境,易使有些重金属元素变成溶度积更小的形态,且重金属在土柱中经历的时间较长,进一步降低了其淋出量。例如,在还原状态下,硫酸还原细菌将硫酸盐变成硫化氢,Zn²⁺与 S²⁻有很强的亲和力,易形成溶度积很小的 ZnS,从而使淋洗液中 Zn 的浓度明显降低。

3.2 粉煤灰污泥添加剂对地下水水质不会产生明显影响的机理探讨

粉煤灰污泥添加剂较高的重金属含量致使土壤剖面中大部分重金属含量和淋出量增加,但含量远低于地下水质的Ⅲ级标准,短期内不会对地下水水质产生明显的影响。除了与各重金属元素自身的性质息息相关以外,这与添加剂的性质和预处理有关。粉煤灰具有多孔结构、较高的 pH 值,所以其对重金属往往具有较强的物理性和化学性吸附固定作用;而有机固体废弃物污泥往往含有较多的有机质,施用于石灰岩质土壤后,能够显著增加土壤实验层有机质的含量,而有机质对大部分重金属元素也具有较高的吸附和固定的作用^[19]。同时,粉煤灰与污泥配施,有助于通过螯合、吸收或者沉淀作用而钝化重金属,从而提高土壤对重金属的固定能力^[20, 21]。另外,质地较为粘重、pH 值较高,以及含有较多粘土矿物的石灰岩质土壤滤层,对大部分重金属元素将具有明显截固作用,有助于进一步降低重金属淋出量。

4 结 论

(1)经过一系列的强淋溶作用之后,除 As 和 Ni 两种元素未产生明显的影响外,粉煤灰污泥添加剂致使剖面中 Zn、Cd、Pb、Cu、Cr、Hg 的含量明显增加。不过,仅 Hg 表现出较明显的向下移动趋势,其它元素主要累积在 0~20 cm 的实验层内,对 20~30 cm 的底层未产生明显的边际效应,也即未出现明显的向下移动的趋势。

(2)粉煤灰污泥添加剂致使土柱的重金属淋出量明显增加,尤其是当方案二中仅存在顶部试验层,而未经底部 10 cm 天然土壤滤层截固作用时,重金属淋出量更大。但所有淋出液中重金属含量均未超过地下水Ⅲ级标准。

经过初步分析认为,虽然致使重金属含量和淋出量增加,但鉴于重金属的特性、添加剂某些性质和适当的预处理、以及石灰岩质土壤滤层的截固作用,粉煤灰污泥添加剂应用于石灰岩质矿区退化土壤的改良对地下水水质产生潜在危害的风险较小,尤其当存在较厚天然土壤滤层的时候,风险将会更小。不

过,粉煤灰污泥等固体废弃物重金属对土壤和地下水的影响在于长期施用于土壤的积累,当长期施用于矿山环境治理时,粉煤灰污泥等固体废弃物重金属的环境效应还有待于进一步深入研究。

参考文献 (References):

- [1] Carlson C C, Adriano D C. Environmental impact of coal combustion residues[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1993, 22: 227-236.
- [2] Alva A K, Bilski J J, Sajwan K S, Keefer R F. Leaching of metals from soils amended with fly ash and organic by-products [A]. Sajwan K S. *Biogeochemistry of trace elements in coal and coal combustion by-products*[M]. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers, 1999:193-206.
- [3] Alva A K, Paramasivam S, Prakash O, Sajwan K S, Ornes W H, Van Clief D. Effects of fly ash and sewage sludge amendments on transport of metals in different soils[A]. Sajwan K S. *Biogeochemistry of trace elements in coal and coal combustion by-products*[M]. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers, 1999: 207-222.
- [4] Ghumann G S, Sajwan K S, Denham M E. Impact of coal pile leachate and fly ash on soil and groundwater[A]. Sajwan K S. *Biogeochemistry of trace elements in coal and coal combustion by-products*[M]. New York: Kluwer Academic/Plenum Publishers, 1999:235-246.
- [5] Tian G, Granato T C, Pietz R I, Carlson C R, Abedin Z. Effect of long-term application of biosolids for land reclamation on surface water chemistry[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2006, 35 (1): 101-113.
- [6] Sukkariyah B F, Evanylo G, Zelazny L, Chaney R L. Cadmium, copper, nickel, and zinc availability in a biosolids-amended piedmont soil years after application[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2005, 34 (6): 2255-2262.
- [7] Sukkariyah B F, Evanylo G, Zelazny L, Chaney R L. Recovery and distribution of biosolids-derived trace metals in a clay loam soil[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2005, 34 (5): 1843-1850.
- [8] Paramasivam S, Sajwan K S, Alva A K, VanClief D, Hostler K H. Elemental transport and distribution in soils amended with incinerated sewage sludge[J]. *Journal of Environmental Science and Health*, 2003, 38 (5): 807-821.
- [9] 张天红, 薛澄泽. 西安市污水污泥林地施用效果的研究[J]. *西北农业大学学报*, 1994, 22(2): 67-71.
Zhang Tianhong, Xue Chengze. The effects of Xi'an sewage sludge applied to the forest lands[J]. *Acta Universitatis Agriculturae Boreali-Occidentalis*, 1994, 22(2): 67-71. (in Chinese with English abstract)
- [10] Sajwan K S, Paramasivam S, Alva A K, Adriano D C, Hooda P S. Assessing the feasibility of land application of fly ash, sewage sludge and their mixtures[J]. *Advances in Environmental Research*, 2003, 8: 77-91.
- [11] Herdt N L, Duvall D S. Characterization and utilization of municipal and utility sludges and ashes[J]. *Environ. Protec. Technol.* USEPA, 1975: 1-33.
- [12] Logan T J, Traina S J. Trace metals in agricultural soils[A]. Allen H E. *Metals in Groundwater* [M]. Chelsea: Lewis Publishers, 1993: 309-358.
- [13] 陈怀满, 郑春荣, 李勋光. 土壤-植物系统中的重金属污染 [M]. 北京: 科学出版社, 1996: 15-32.
Chen Huaiman, Zheng Chunrong, Li Yunguang. Heavy metals pollution in soil-plant system[M]. Beijing: Science Press, 1996: 15-32. (in Chinese)
- [14] 牛花朋. 粉煤灰与污泥配施改良石灰岩质退化土壤的研究—以河北鹿泉为例[D]. 北京: 中国地质大学, 2007:48-66.
Niu Huapeng. Study on calcareous soil amendment by adding the fly ash and sewage sludge reasonably in Luquan, Hebei Province [D]. Beijing: China University of Geosciences, 2007: 48-66. (in Chinese with English abstract)
- [15] 林大仪. 土壤学[M]. 北京: 中国林业出版社, 2002: 17-121.
Lin Dayi. Soil science[M]. Beijing: China Forestry Press, 2002: 17-121. (in Chinese)
- [16] 秦耀东. 土壤物理学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2003: 162-187.
Qinyaodong. Soil physics [M]. Higher Education Press, 2003: 162-187. (in Chinese)
- [17] 陈怀满. 土壤中化学物质的行为与环境质量[M]. 北京: 科学出版社, 2002: 79-134.
Chen Huaiman. Behavior of chemicals in soils and its relation to environmental quality[M]. Beijing: Science Press, 2002: 79-134. (in Chinese)
- [18] Twardowska I. Environmental aspects of power plants fly ash utilization in deep coal mine workings[A]. Sajwan K S. *Biogeochemistry of trace elements in coal and coal combustion by-products*[M]. New York: Kluwer Academic / Plenum Publishers, 1999: 29-58.
- [19] 陈同斌. 土壤中溶解性有机质及其对污染物吸附和解吸行为的影响[J]. *植物营养与肥科学报*, 1998, 4(3): 201-210.
Chen Tongbin. Dissolved organic matter and its effects on adsorption and desorption of pollutants in soils[J]. *Plant Nutrition and Fertilizer Science*, 1998, 4(3): 201-210. (in Chinese with English abstract)
- [20] Hooda P S, Alloway B J. Cadmium and lead sorption behaviour of selected English and Indian soils[J]. *Geoderma*, 1998, 84: 121-134.
- [21] Hooda P S, Alloway B J. Changes in operational fractions of trace metals in two soils during two-years of reaction time following sewage sludge treatment[J]. *J. Environ. Anal. Chem.*, 1994, 57: 289-311.