

大坦沙污水厂污泥重金属形态及其生物有效性的研究

张朝升, 陈秋丽, 张可方, 李淑更

(广州大学土木工程学院, 广东 广州 510006)

摘要:采用 Tessier 连续提取法对大坦沙污水厂污泥中的 Cu、Zn、Pb、Cd、Cr、Ni 进行形态及总量分析,同时采用盆栽试验,研究了污泥中重金属的生物有效性。结果表明,污泥中 Cu、Zn、Pb、Cd、Cr、Ni 的含量均低于污泥农用控制标准值;Pb、Cd 主要以残渣态和可交换态存在,Cu、Zn、Cr、Ni 主要存在形式为有机结合态和残渣态;Zn、Pb、Cd、Cr 的不可利用态所占比例均在 50%以上,这对污泥农用是非常有利的。盆栽植物的根部对重金属的富集作用大于茎叶,其吸收的重金属不仅包括可交换态和碳酸盐结合态,还包括了在一定条件下释放出来的铁锰氧化态和有机结合态。

关键词:污泥;重金属;化学形态;生物有效性

中图分类号:X53 **文献标识码:**A **文章编号:**1672-2043(2008)03-1259-06

Chemical Forms and Bioavailability of Heavy Metals in the Sludge of Datansha Wastewater Treatment Plant

ZHANG Chao-sheng, CHEN Qiu-li, ZHANG Ke-fang, LI Shu-geng
(School of Civil Engineering, Guangzhou University, Guangzhou 510006, China)

Abstract: The selective sequential extraction procedures developed by Tessier was used to study the chemical forms of heavy metals (Cu, Zn, Pb, Cd, Cr and Ni) in municipal sludge, and the bioavailability of heavy metals was studied by pot experiment. The experiment result showed the total contents of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr and Ni were all in the range of farming standards. Pb and Cd mostly existed in residual and exchangeable forms. Cu, Zn, Cr and Ni existed mainly in the form of organometallic compounds and residues. The proportions of unavailable forms of Zn, Pb, Cd and Cr were more than 50%, which was very advantageous for agricultural use of the sludge. The root of potted plant can enrich more heavy metals than stem and leaf. The heavy metals absorbed by potted plant included not only exchangeable and carbonate forms, but also iron-manganese oxidation state and organic forms which can be released under certain conditions.

Keywords: municipal sludge; heavy metals; chemical form; bioavailability

随着我国污水处理率的提高,污水厂污泥的产生量迅速增加。污泥的成分非常复杂,不仅含有大量的有机质,丰富的氮、磷、钾等营养元素,还含许多有害成分如重金属、寄生虫、有机污染物等,若任意排放或堆放,不仅对环境造成严重的二次污染,还造成了资源的浪费^[1-2]。污泥农用已被证明是处理容量大,最经济可行的资源化方法^[3]。但是城市污水厂污泥中重金属问题引起人们普遍的担忧。重金属会对植物的生长产生制约作用,并容易通过植物的富集作用进而通过

食物链危害人体健康。众多的研究表明,重金属毒性的大小不仅与重金属的总量有关,在更大程度上是由其化学形态决定的^[4]。重金属的不同形态表现出不同的生物毒性和环境行为。

重金属的生物有效性一般是指环境中重金属元素在生物体内的吸收、积累或毒性程度。生物有效性的概念首次出现的时候是基于物理化学的概念,认为它是在水体环境中,污染物在生物传输或生物反应中被利用的程度,这个概念后来扩展到固体环境,如土壤和沉积物等^[5]。就土壤中元素被植物吸收利用而言,通常的方法是将土壤中元素的含量与植物中该元素含量之间作相关分析,根据其相关系数的大小来判断生物有效性的程度。本文对污水厂污泥的重金属总量和生物有效态含量以及盆栽植物中的重金属含量进

收稿日期:2007-08-27
基金项目:广东省科技计划项目 (2005B33303008),建设部科技计划项目 (2004-149)
作者简介:张朝升 (1953—),男,黑龙江人,教授,研究方向为水污染控制工程。

行了测定,将重金属的生物可利用态含量和植物中重金属的含量结合起来研究有利于全面准确地评估污泥中重金属的生物有效性,为污泥农用提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 仪器与试剂

仪器:原子吸收光谱仪(AA—6800)、电热板、电子分析天平、烘箱、离心机、水浴恒温振荡器。

试剂:硝酸(优级纯)、盐酸(优级纯)、高氯酸(优级纯)等。

Cu、Zn、Pb、Cd、Cr、Ni 标准储备液,并将其逐级稀释至标准使用液。

1.2 污泥样品的制备

试验污泥为广州市大坦沙污水厂的脱水污泥。采集的污泥自然风干后,用研钵研碎,过 100 目的尼龙筛,装入玻璃瓶待用。

1.3 盆栽试验

盆栽试验选用中间直径 11 cm、高度为 12 cm 的花盆,为减少污泥的流失,在花盆的底部垫一张大小适中的滤纸,花盆下面放上垫盆,用于回收渗滤水。花盆重 70 g,每盆用污泥 1 kg,设置 5 个重复。

酸模叶蓼幼苗取自未受重金属污染的广州大学体育馆附近,移植培养 60 d 后收获。收获后分根和茎叶两部分,先用自来水冲洗干净,再用去离子水冲洗,然后放入烘箱,在 85 ℃ 的条件下烘至恒重,粉碎,过 1 mm 筛,密封保存。

1.4 试验分析方法

1.4.1 污泥的理化指标

污泥理化指标的测定依据文献^[6]中的相应方法。污泥样品的部分理化性质测定结果见表 1。

表 1 污泥的理化性质

Table 1 Physiochemical properties of sewage sludge

指标	含水率/%	pH值	W (有机质)/%	W (总氮)/%	W (总磷)/%
平均值	76.00±1.98	5.8±0.24	40.57±1.74	1.66±0.05	1.71±0.08

注:以上数据为平均值±标准偏差。

Note: Values in the table are means±SD

1.4.2 重金属形态的提取方法

本文采用 Tessier A 连续提取五态分级法测定污泥重金属各种化学形态的含量,具体步骤如下^[7]:

(A)可交换离子态 (Exch):准确称取过 100 目筛的干污泥 0.500 0 g,置于 10 mL 的离心管中,加入 8 mL 1.0 mol·L⁻¹ MgCl₂ 溶液 (pH7.0),室温下振荡 1 h,

离心 20 min (3 000 r·min⁻¹),取上清液,残留物用适量的去离子水洗涤,离心 10 min,重复 2 次,合并,定容至 25 mL,同时做空白测定。

(B)碳酸盐结合态 (Carb):残留泥样加入 8 mL 1.0 mol·L⁻¹ 的 NaAc (pH5.0),室温振荡 6 h,离心 20 min (3 000 r·min⁻¹),取上清液,余下步骤同 A。

(C)铁锰氧化物结合态 (Fe-Mn-Ox):残留泥样加入 8 mL 0.04 mol·L⁻¹ 的 NH₂OH·HCl,96 ℃条件下保持 6 h,中途振荡数次,离心 20 min (3 000 r·min⁻¹),取上清液,余下步骤同 A。

(D)硫化物及有机结合态 (Organ):残留泥样加入 8 mL 0.02 mol·L⁻¹ 的 HNO₃ 和 5 mL 30% 的 H₂O₂ (pH2.0),H₂O₂ 分两次加入。85 ℃条件下保持 4 h,间歇振荡数次,再加入 2 mL 3.2 mol·L⁻¹ 的 NH₄Ac,振荡 30 min,离心 20 min (3 000 r·min⁻¹),取上清液,余下步骤同 A。

(E)残渣态 (Resid):将残余泥样洗入烧杯中,先在电热板上加热将水分挥发,然后加入 10 mL 浓 HNO₃,加热至近干,再加 10 mL 浓 HNO₃,共消解 4 次。最后用 1:1 HNO₃ 温热溶解,定容至 25 mL,过滤,滤液待测,同时做空白测定。

重金属总量:准确称取过 100 目筛的干污泥 0.500 0 g,置于 100 mL 的烧杯中,加入 10 mL 浓 HNO₃,加热至近干,再加 10 mL 浓 HNO₃,共消解 4 次。最后用 1:1 HNO₃ 温热溶解,定容至 25 mL,过滤,滤液待测,同时做空白测定。

1.4.3 植物的消解方法

称取植物样品 1.0 g 于 200 mL 的烧杯中,加 HNO₃ 10 mL,电热板上低温加热约 60 min,再加 HClO₄ 5 mL,继续低温加热至近干(冒白烟),再加 6 mol·L⁻¹ HCl 5 mL 溶解残渣,滤去不溶物,用稀 HCl 洗涤残渣和滤纸,定容至 25 mL,同时做空白测定。

1.4.4 样品的测定方法

用火焰原子吸收法测定各待测液中 Cu、Zn、Pb、Cd、Cr、Ni 的总量及其形态含量。

以上试验每个样品设置 3 个平行样,每组样品均采用了分析质量控制,试验结果以平均值表示。

2 结果与讨论

2.1 重金属形态分析

分别对样品中 Cu、Zn、Pb、Cd、Cr、Ni6 种重金属元素的各形态含量进行分析,并进行回收率检验。试验结果见表 2。

表 2 污泥中 Cu、Zn、Pb、Cd、Cr、Ni 各形态含量 (mg·kg⁻¹)

元素	Cu	Zn	Pb	Cd	Cr	Ni
总量	289.43±4.95	723.62±8.42	145.75±0.34	3.48±0.30	105.54±0.84	86.92±6.16
可交换态	23.63±3.76	—	25.5±1.53	0.8±0.30	—	6.89±3.47
碳酸盐结合态	10.95±0.76	75.42±4.54	2.71±0.12	0.14±0.09	—	3.75±1.29
铁锰氧化态	7.75±0.41	98.58±9.31	0.15±0.07	0.25±0.13	—	5.38±0.24
有机结合态	152.32±5.98	144.12±2.44	1.17±0.66	0.15±0.02	33.51±3.72	47.38±0.63
残渣态	85.38±4.95	371.1±4.67	109.59±1.59	1.86±0.12	51.92±6.78	14.78±0.63
累计总量	280.03	689.22	139.13	3.20	85.43	78.18
回收率 R/%	96.75	95.25	95.46	91.95	80.95	89.94

注：“—”表示未检出,试验结果为平均值±标准偏差。

由表 2 可知,Zn 的总量最高,其次是 Cu、Pb、Cr、Ni、Cd。根据农用污泥中重金属控制标准值 (GB4284-4) (见表 3),广州市大坦沙污水污泥中 Cu、Zn、Pb、Cd、Cr、Ni 的含量均在污泥农用控制标准值范围内,从总量上看,大坦沙的污泥可以用于农业。

表 3 农用污泥中重金属控制标准值 (GB4284-4)

项 目	最高容许含量/mg·kg ⁻¹	
	在酸性土壤上 (pH<6.5)	在中性和碱性土壤上 (pH≥6.5)
镉及其化合物 (以 Cd 计)	5	20
铅及其化合物 (以 Pb 计)	300	1 000
铬及其化合物 (以 Cr 计)	600	1 000
铜及其化合物 (以 Cu 计)	250	500
锌及其化合物 (以 Zn 计)	500	1 000
镍及其化合物 (以 Ni 计)	100	200

重金属的不同化学形态有着不同环境的效应:可交换态对环境变化敏感,易于迁移转化,能被植物吸收^[8]。碳酸盐结合态重金属对 pH 值敏感,pH 值升高会使游离态重金属形成碳酸盐共沉淀,pH 值下降时易重新释放出来而进入环境中^[9]。铁锰氧化物结合态由于属于较强的离子键结合的化学形态而不易释放^[10]。有机结合态是以重金属离子为中心离子,以有机质活性基团为配位体的结合或是硫离子与重金属生成难溶于水的物质,这类金属在氧化条件下,部分有机物分子会发生降解作用,导致部分金属元素溶出,对环境可能会造成一定的影响^[11]。残渣态金属一般性质稳定,在自然界正常条件下不易释放,能长期稳定在土壤中,不易为植物吸收^[12]。对重金属化学形态分布情况的分析,有利于了解污泥农用中重金属对植物生长的影响。广州市大坦沙污水厂污泥重金属化学形态分

布见图 1。

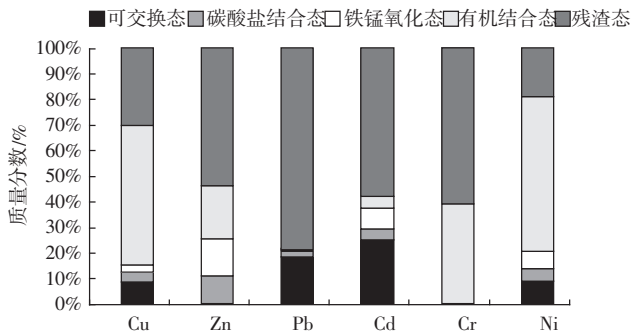


图 1 污泥重金属化学形态分布

Figure 1 The distribution of different forms of heavy metals in sludge

由图 1 可知,Cu 的有机结合态含量最高,占 54.39%;其次是残渣态,占 30.49%;可交换态、碳酸盐结合态和铁锰氧化态的含量较少,分别为 8.44%、3.91%、2.77%,其化学形态分布趋势为铁锰氧化态<碳酸盐结合态<可交换态<残渣态<有机结合态。

Zn 的主要存在形式为残渣态,占 53.84%;其次是有机结合态,占 20.91%;碳酸盐结合态和铁锰氧化态的含量较少,分别为 10.94%、14.30%;可交换态含量低于检测限。Zn 的化学形态分布趋势为可交换态<碳酸盐结合态<铁锰氧化态<有机结合态<残渣态。Zn 的总量虽然最高,但是容易被植物吸收的可交换态、碳酸盐结合态含量很低甚至未检出,这可能与污泥的物理化学性质有关。污泥中大约 30%~80%的干物质是有机质,而有机质对重金属的活性有着重要影响^[13]。本试验所采用的污泥是经过稳定化处理的脱水污泥,因而重金属的形态主要以稳定态存在;又因试验污泥的有机质含量较高 (40.57%),对重金属的活性可能产生有一定的抑制作用,具体的作用机理还有待进一步研究。

Pb、Cd 主要以残渣态、可交换态形式存在,其他

化学形态含量很少 (不足 10%);Pb 的化学形态分布趋势为铁锰氧化态<有机结合态<碳酸盐结合态<可交换态<残渣态。Cd 的化学形态分布趋势为碳酸盐结合态<有机结合态<铁锰氧化态<可交换态<残渣态。Pb、Cd 两种毒性较强的重金属的可交换态含量较高,容易被植物吸收进而通过食物链影响人类健康,因此在污泥农用时要引起特别的重视。

Cr 的主要存在形式为残渣态和有机结合态,其他形态未检出;Ni 的主要存在形式为有机结合态 (60.60%),其次是残渣态,其余形态含量均在 10%以下。Ni 的化学形态分布趋势为碳酸盐结合态<铁锰氧化态<可交换态<残渣态<有机结合态。

大坦沙污水厂污泥的重金属形态主要以非交换形式存在,这与其他学者的研究结果是一致的^[14-16]。

2.2 重金属生物有效性的研究

根据各形态的生物利用性大小可以把各种化学形态分为有效态、潜在有效态和不可利用态^[17]。其中有效态包括可交换态、碳酸盐结合态,这两种形态的重金属容易被生物吸收。潜在有效态包括铁锰氧化态和有机结合态,它们是有效态重金属的直接提供者。不可利用态一般是指残渣态,对生物无效。由此可知,除残渣态外,其他 4 种重金属形态都具有不同程度的生物可利用性。

广州市大坦沙污水厂污泥重金属生物有效态、潜在有效态和不可利用态的百分含量见图 2。

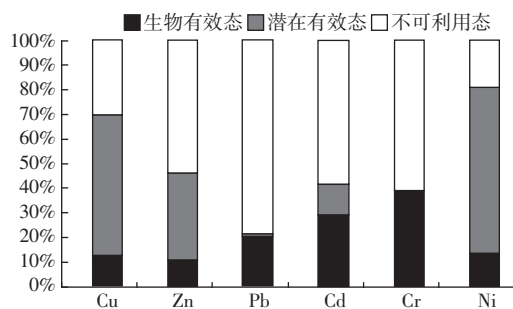


图 2 污泥重金属三态分布特征图

Figure 2 The distribution characteristics of three forms of heavy metals in sludge

由图 2 可以看出,Cu 的潜在有效态占 57.61%,不可利用态占 30.19%,生物有效态占 12.35%。Zn 的不可利用态占 53.84%,潜在有效态占 35.21%,生物有效态占 10.94%。Pb 的潜在有效态比例最小,不足 1%,不可利用态占 78.77%,生物有效态占 20.28%。Cd 的不可利用态比例最高,约占 60%,生物有效态约

占 30%,潜在有效态约占 10%。Cr 的不可利用态和潜在有效态分别占 60.77%、39.23%。Ni 的潜在有效态占 67.49%,生物有效态和不可利用态的比例在 10%~20%之间。

Cu、Ni 两元素的生物有效态和潜在有效态之和所占比例在 60%以上,有较强的生物可利用性,而 Zn、Pb、Cd、Cr 的不可利用态所占比例均在 50%以上,其生物可用性较低。

为了更好地研究污泥中重金属的生物有效性,试验以污泥为培养土,盆栽酸模叶蓼,一个生长季后,收集并测定其不同部位的重金属含量,结果见图 3,其富集系数见图 4。

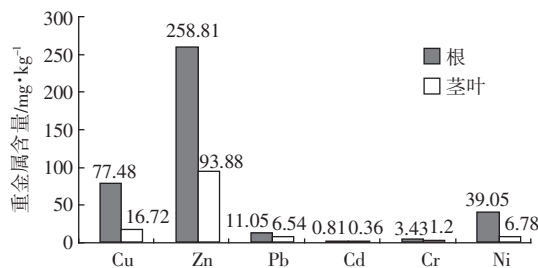


图 3 植物不同部位的重金属含量

Figure 3 The concentrations of heavy metals in different parts of plant

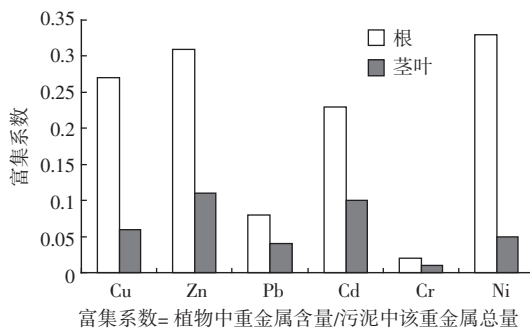


图 4 植物不同部位的富集系数

Figure 4 The enrichment coefficients of the heavy metals in different parts of plant

由图3 可知,对于 6 种元素来说,酸模叶蓼根部的含量高于茎叶,根部对各重金属元素的富集作用比较强烈,这与其他研究结果是一致的^[18,19]。由图 4 可知,富集系数的大小顺序为 Ni>Zn>Cu>Cd>Pb>Cr,表明酸模叶蓼对 Ni、Zn、Cu、Cd 具有良好的吸收作用,这与污泥中此 4 种元素的生物有效态、潜在有效态含量较高有关。

由图 2 和图 4 可以看出,污泥中生物有效态与潜在有效态含量之和与植物的富集系数有一定的相关

性,其相关系数见图 5。这说明大坦沙污泥被植物吸收的重金属不仅包括可交换态和碳酸盐结合态,还包括了被释放出来的铁锰氧化态和有机结合态,这是由于在植物根际环境及其他因素影响下,一些铁锰氧化态和有机结合态被释放了出来。从图 5 可以看到,相关系数的大小为根部>茎叶,表明植物根部的重金属含量与污泥中重金属生物有效态和潜在有效态含量的相关性优于茎叶。

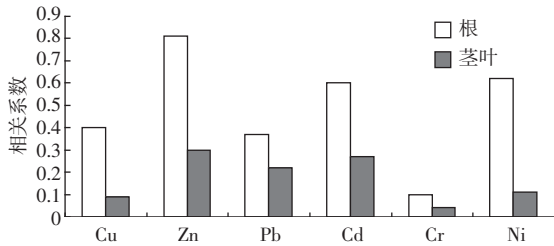


图 5 植物不同部位重金属含量与污泥重金属生物可利用态含量的相关系数

Figure 5 The correlation coefficients between the contents of heavy metals in different parts of plant and bio-available forms in sludge

根际是土壤或沉积物中受植物根系及其生长环境影响的微域环境。根际环境由于根分泌物作用的存在,致使其 pH、Eh、养分状况、微生物等不同于土体,因而重金属在根际环境中有其特殊的化学行为,重金属在根际和非根际中的含量和分布也出现差异^[20,21]。一般认为,根际活动能活化根际中的重金属,促进其生物有效性。

由于土壤-植物生态系统的复杂性,重金属生物有效性的影响因素也很复杂。重金属的种类、浓度、元素组合、相对浓度比例等多种环境因素的影响,重金属与养分元素交互作用较为复杂,表现为时而协同、时而拮抗^[22]。重金属的生物有效性还因植物种类和生长特性而异,同种植物的不同部位吸收重金属的能力不同,对于酸模叶蓼而言,根部对重金属的富集作用大于茎叶。

3 结论

(1) 广州市大坦沙污水厂污泥中的 6 种元素重金属总量上均在污泥农用标准范围内,形式上主要以残渣态和有机结合态存在,在环境中一般比较稳定,生物毒性较小;Zn、Pb、Cd、Cr 的生物不可利用态含量高,所占比例在 50% 以上,这些对于污泥农用都是非常有利的。

(2) 盆栽植物的根部对重金属的富集作用大于茎

叶,且根部与污泥重金属含量的相关性优于茎叶;污泥中被植物吸收的重金属不仅包括可交换态和碳酸盐结合态,还包括了在一定条件下释放出来的铁锰氧化态和有机结合态。

参考文献:

- [1] Harrison E Z, Eaton M M. The role of municipalities in regulating the land application of sewage and spetege[J]. *Nat Res J*, 2001, 41 (1): 77-123.
- [2] SONY AL. Potentail utilization of sewage sludge and papermill waste for biosorption of metal from polluted waterways[J]. *Bioresource Technology*, 2001, 79: 35-39.
- [3] 周立祥, 胡露堂, 戈乃份, 等. 城市污泥的土地利用研究 [J]. *生态学报*, 1999, 19 (2): 185-190.
ZHOU Li-xiang, HU Ai-tang, GE Nai-fen, et al. Study on utilization of municipal sewage sludge in farm land and forest land[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 1999, 19 (2): 185-190.
- [4] 刘 清, 王子健, 汤鸿霄. 重金属形态与生物毒性及生物有效性关系的研究进展[J]. *环境科学*, 1996, 17 (1): 89-92.
LIU Qing, WANG Zi-jian, TANG Hong-xiao. Progress in research on connection between heavy metals states and biology toxicity & bio-availability [J]. *Environment Science*, 1996, 17 (1): 89-92.
- [5] Benson W H, Alberts J J, Allen H E, et al. Newman MC1 synopsis of discussion session on the bioavailability of inorganic contaminants[M]// Hamelink J L, Landrum P F, Bergman HL, et al. *Physical, Chemical and Bioavailability Interactions*. Boca Rton: Lewis Publishers, 1994. 63.
- [6] 鲁如坤. 土壤农业化学分析方法[M]. 北京: 中国农业出版社, 2000.
LU Ru-kun. *Chemic analysis methods of agriculture soil*[M]. Beijing: Chinese Agriculture Press, 2000.
- [7] Tessier A, Campbell P G C, Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals[J]. *Analytical Chemistry*, 1979, 51 (7): 844-850.
- [8] 李宇庆, 陈 玲, 仇雁翎, 等. 上海化学工业区土壤重金属元素形态分析[J]. *生态环境*, 2004, 13 (2): 154-155.
LI Yu-qing, CHEN Ling, QIU Yan-ling, et al. Speciation of heavy metals in soil from Shanghai Chemical Industry Park[J]. *Ecology and Environment*, 2004, 13 (2): 154-155.
- [9] Singh A K, Bene-ee D K. Grain size and geochemical partitioning of heavy metals in sediments of the Damodar River-A tributary of the lower Ganga, India[J]. *Environ GeoI*, 1999, 39 (1): 91-98.
- [10] 杨宏伟, 王明仕, 徐爱菊, 等. 黄河 (清水河段) 沉积物中锰、钴、镍的化学形态研究[J]. *环境科学研究*, 2001, 14 (5): 20-22.
YANG Hong-wei, WANG Ming-shi, XU Ai-ju, et al. Study on the chemical speciation on Manganese, Cobalt and Nickel in sediments from Yellow River (Qingshuihe Section) [J]. *Research of Environmental Sciences*, 2001, 14 (5): 20-22.
- [11] 崔 妍, 等. 土壤中重金属化学形态与植物吸收的关系[J]. *大连海事大学学报*, 2005, 31 (2): 59-63.
CUI Yan, et al. Study on the correlation between the chemical forms of the heavy metals in soil and the metal uptake by plant [J]. *Journal of*

Dalian Maritime University, 2005, 31 (2):59-63.

[12] Presley B J, Trefry J H. Heavy metal inputs to Mississippi delta sediments, a historical view[J]. *Water Air Soil Poll*, 1980, 13:481-494.

[13] 韩春梅, 等. 土壤中重金属形态分析及其环境学意义[J]. 生态学报, 2005, 24 (12):1499-1502.

HAN Chun-mei, et al. Chemical forms of soil heavy metals and their environmental significance[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2005, 24 (12):1499-1502.

[14] 安 森, 周 琪, 李永秋. 城市污泥中重金属的形态分布和处理方法的研究[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22 (2):199-202.

AN Miao, ZHOU Qi, LI Yong-qiu. The research on state distribution and disposal of heavy metal in municipal sludge[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2003, 22 (2):199-202.

[15] 张云鹏, 李海滨, 赵增立, 等. 微波萃取法用于污泥重金属形态的区分[J]. 中国给水排水, 2005, 21 (5):91-94.

ZHANG Yun-peng, LI Hai-bin, ZHAO Zeng-li, et al. Application of microwave extraction for fractionating heavy metal speciation in sewage sludge[J]. *China Water & Wastewater*, 2005, 21 (5):91-94.

[16] 谭启玲, 胡承孝, 周后建, 等. 城市污泥中的重金属形态及其对潮土酶活性的影响[J]. 华中农业大学学报, 2002, 21 (1):36-38.

TAN Qi-ling, HU Cheng-xiao, Zhou Hou-jian, et al. Forms of heavy metal in sewage sludge and its effects on soil enzymes activities of alluvial soil[J]. *Journal of Huazhong Agricultural University*, 2002, 21 (1):36-38.

[17] Mao M Z. Speciation of metals in sediments along the Le An River[R]. CERP Final Report. France:Imprimerie Jouve Mayenne. 1996. 55-57.

[18] 达良俊, 陈 鸣. 凤眼莲不同部位对重金属的吸收吸附作用[J]. 上海环境科学, 2003, 11 (22):765-767.

DA Liang-jun, CHEN Ming. Heavy metal content in different parts of *Eichhornia Crassipes* and adsorption of its Root system[J]. *Shanghai Environment Science*, 2003, 11 (22):765-767.

[19] 罗春玲, 沈振国. 植物对重金属的吸收和分布[J]. 植物学通报, 2003, 20 (1):59-66.

LUO Chun-ling, SHEN Zhen-guo. The mechanisms of heavy metal uptake and accumulation in plants[J]. *Chinese Bulletin of Botany*, 2003, 20 (1):59-66.

[20] 林 琦, 郑春荣, 陈怀满. 根际环境中镉的形态变化[J]. 土壤学报, 1998, 35 (4):461-467.

LIN Qi, ZHENG Chun-rong, CHEN Huai-man. Transformation of cadmium species in rhizosphere [J]. *Acta Pedologica Sinica*, 1998, 35 (4):461-467.

[21] 曹秋华, 普绍苹, 徐卫红, 等. 根际重金属形态与生物有效性研究进展[J]. 广州环境科学, 2006, 21 (3):1-3.

CAO Qiu-hua, PU Shao-ping, XU Wei-hong, et al. Progress in research on speciation and bio-availability of heavy metals in rhizosphere[J]. *Guangzhou Environment Science*, 2006, 21 (3):1-3.

[22] 王学锋, 杨艳琴. 土壤-植物系统重金属形态分析和生物有效性研究进展[J]. 化工环保, 2004, 24 (1):24-27.

WANG Xue-feng, YANG Yan-qin. Progresses in research on speciation and bioavailability of heavy metals in soil-plant system [J]. *Environmental Protection of Chemical Industry*, 2004, 24 (1):24-27.