

· 研究报告 ·

## 几种公路绿化草本植物对 Cd 的积累作用

李艳<sup>1</sup>, 卜现亭<sup>2</sup>

(1. 哈尔滨市环境监测中心站, 黑龙江哈尔滨 150000 ;  
2. 南京市水处理与生态修复工程技术研究中心, 江苏南京 210013 )

**摘要:** 为了解绿化草本植物 Cd 的积累特性和迁移特性, 根据高速公路旁土壤 Cd 污染含量确定 Cd 试验质量比分别为 0 mg/kg、2 mg/kg、4 mg/kg 和 20 mg/kg, 在模拟温室条件下, 分析了麦冬 (*Ophiopogon japonicus*)、葱兰 (*Eephyranthes candida*) 和红花酢浆草 (*Oxalis rubra*) 3 种地被植物及苇状羊茅 (*Festuca arundinacea*)、草地早熟禾 (*Poa pratensis*)、黑麦草 (*Lolium perenne*) 和白三叶 (*Trifolium repens*) 4 种草坪草对土壤不同 Cd 含量的耐受性和生物积累。研究表明, 除黑麦草生物量比对照组下降 32% 其他植物均能耐土壤 Cd 污染的环境, 而黑麦草的生物量仍远大于其他 3 种草坪草。草地早熟禾对 Cd 的生物积累系数 BAF 最高, Cd 质量比为 2 mg/kg 时, BAF 为 4.50; Cd 质量比为 20 mg/kg 时, BAF 为 2.55。3 种地被植物的 BAF 远小于 4 种草坪草。黑麦草是 7 种供试植物中 Cd 积累量最大的植物。3 种地被植物的地下部对 Cd 的积累能力要强于地上部。

**关键词:** 高速公路; 草本植物; 土壤污染; 镉; 生物积累

**中图分类号:** X835 摇摇摇文献标识码: B 摇摇摇文章编号: 1006-2009(2011)04-0022-05

## Cadmium Bioaccumulation in Herbs of Highway Green Area

LI Yan<sup>1</sup>, PU Xian-ting<sup>2</sup>

(1. Harbin Environment Monitoring Center, Harbin, Heilongjiang 150000, China; 2. Nanjing Research Center of Water Treatment and Ecological Restoration Engineering Technology, Nanjing, Jiangsu 210013, China)

**Abstract:** In order to explore the accumulative and transferable characteristics of Cd in green herbs, pot tests of Cd bioaccumulation with some herb species, including *Ophiopogon japonicus*, *Eephyranthes candida*, *Oxalis rubra*, *Festuca arundinacea*, *Poa pratensis*, *Lolium perenne* and *Trifolium repens*, were conducted under the simulated greenhouse conditions. Concentrations of Cd 0 mg/kg, 2 mg/kg, 4 mg/kg and 20 mg/kg were used in this study, base on the range of Cd concentrations in the soil along a highway. Results showed that plants were Cd tolerance and could grow normal except *Lolium perenne* dropped 32% than the control group. The biomass of *Lolium perenne* was greater than other turfgrasses. *Poa pratensis* had the highest Cd bioaccumulation factor, the BAF of Cd in the soil concentration of 2 mg/kg was 4.50, and it was 2.25 while the Cd concentrations in the soil reached 20 mg/kg. The BAF of ground cover plants was lower than turfgrasses. *Lolium perenne* could accumulate the most Cd in 7 plants. For ground cover plants, the bioaccumulation of Cd by the parts of underground was stronger than that by the parts of aboveground.

**Key words:** Highway; Herbaceous plants; Soil pollution; Cadmium; Bio-accumulation

摇摇工业的发展和人类交通活动的日益频繁正使得人类赖以生存的土壤资源遭受到越来越严重的重金属污染, 公路路域土壤的重金属污染降低了公路沿线的土地资源质量, 急需有效修复。人类活动所导致的土壤 Cd 污染具有较大的生态毒性<sup>[1-2]</sup>;

其迁移性较强, 极易被植物吸收并积累<sup>[3]</sup>, 进入食物链对人类生命健康构成威胁<sup>[4-5]</sup>。Cd 在地壳中含量较少, 我国土壤 Cd 背景值为 0.097 mg/kg<sup>[6]</sup>。

收稿日期 2010-07-23; 修订日期 2011-07-30

作者简介: 李艳 (1963-), 女, 黑龙江哈尔滨人, 高级工程师, 本科, 从事环境监测与质量管理工作。

公路路域 Cd 主要来源于汽车尾气和轮胎磨损<sup>[7]</sup>, 其典型值为: 大气  $0.001 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , 飘尘  $1 \text{ mg}/\text{kg}$ <sup>[8]</sup>。有研究显示, 沪宁高速公路<sup>[9]</sup>、319 国道龙岩段<sup>[10]</sup>、宁溧公路<sup>[11]</sup>、南京绕城公路<sup>[12]</sup>、山东范县等五地公路<sup>[12-15]</sup>、及京开、京顺、京通 3 条公路<sup>[16]</sup>路域土壤 Cd 质量比均已超过国家标准背景值 ( $0.2 \text{ mg}/\text{kg}$ ), 说明路域土壤在一定程度上受到了 Cd 污染。除宁沪高速外, 其他道路均有监测点内土壤 Cd 含量超过《土壤环境质量标准》(GB 15618-1995) 三级标准限值 ( $1.0 \text{ mg}/\text{kg}$ )。由于近年来无铅汽油的推广使用, 土壤 Pb 污染逐渐转变为中-轻度污染, 而 Cd 逐渐上升为重度污染<sup>[17]</sup>。

多年来一直在公路沿线种植的绿化草本植物, 已被证实能够耐受路域环境并对沿线自然生态和农业生产不构成危害。有研究表明杂草是重金属污染土壤修复较理想的资源<sup>[18]</sup>, 而绿化草本植物中的地被植物和草坪草在习性上也具有多数超积累植物所具有的杂草性, 预示其可能具有良好的重金属积累特性。如果能在常用的公路绿化草本植物中筛选出超积累或高积累的植物, 将为公路路域重金属污染土壤的植物修复提供重要的植物资源。现以公路绿化常用的 3 种地被植物和 4 种草坪草为研究对象, 对绿化草本植物 Cd 的积累和迁移特性进行探讨, 为公路路域土壤 Cd 污染修复提供重要的基础资料。

## 1 摇研究方法

### 1.1 摇试验土壤

试验采用人工温室土培盆栽方式。供试土壤原土为江苏省淮安市楚州区丁舍村潮土, pH 值为 6.5, 土壤 Cd 的背景值为  $0.57 \text{ mg}/\text{kg}$ 。将自然风干并剔除植物残体及碎石的原土压碎研细, 过 10 目筛备用。

### 1.2 摇供试植物

选取公路绿化常用的 3 种地被植物和 4 种草坪草<sup>[19]</sup>作为供试植物, 测定 7 种供试植物苗和种子中 Cd 的原始含量, 见表 1。

### 1.3 摇试验分析

#### 1.3.1 摇污染等级设置

根据公路路域土壤 Cd 污染现状及《土壤环境质量标准》(GB 15618-1995) 限值, 设置 4 个污染处理等级, 分别为空白处理 CK ( $0 \text{ mg}/\text{kg}$ )、现状污染等级 T1 ( $2 \text{ mg}/\text{kg}$ )、预测污染等级 T2 ( $4 \text{ mg}/\text{kg}$ )

表 1 摇供试植物 Cd 原始值  $\text{mg}/\text{kg}$   
Table 1 摇 Original content of Cd in testing plants  $\text{mg}/\text{kg}$

植物名称	类型	形式及部位	Cd 原始值
麦冬 ( <i>Ophiopogon japonicus</i> )	地被植物	苗 地上部	0.13
		地下部	0.24
葱兰 ( <i>Ephyranthes candida</i> )	地被植物	苗 地上部	0.13
		地下部	0.10
红花酢浆草 ( <i>Oxalis rubra</i> )	地被植物	苗 地上部	0.39
		地下部	0.07
苇状羊茅 ( <i>Festuca arundinacea</i> )	草坪草	种子	0.06
草地早熟禾 ( <i>Poa pratensis</i> )	草坪草	种子	0.08
黑麦草 ( <i>Lolium perenne</i> )	草坪草	种子	0.02
白三叶草 ( <i>Trifolium repens</i> )	草坪草	种子	0.05

和临界污染等级 T3 ( $20 \text{ mg}/\text{kg}$ ), 其中现状污染级 T1 根据国内关于公路路域土壤重金属污染的调查结果确定, 临界污染级 T3 考察供试植物对重金属的耐性及其具有超积累特性的可能性。每个处理等级设 3 次重复试验, 每一种供试植物共有 4 个处理等级, 12 个实验样品。

#### 1.3.2 摇样品处理和分析

称取 500 g 试验土壤于塑料花盆 (直径 12 cm、高 10 cm) 中, 吸取 1 mL、2 mL、10 mL 质量浓度为  $0.9461 \text{ g}/\text{L}$  的 Cd 溶液 [用分析纯  $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  配置], 并用蒸馏水稀释至约 25 mL 后均匀加入各盆土壤, 使盆中土壤里 Cd 含量分别达到规定的处理等级。

同种植物不同污染等级之间栽入大小一致的苗或插入重量相等的草种, 覆土 1 cm, 浇足水分。栽培期间, 采用 16 组 105W/220V/50Hz 节能灯做人工光源, 每天光照 10 h (9:00 ~ 19:00), 地面照度约为  $3000 \text{ lx}$ , 保证环境温度不超过  $30^\circ\text{C}$ , 并保持土壤含水量在持水量的 60% 左右。

地被植物分别采集地下部 (根) 与地上部 (茎、叶), 以分析植物不同部位的重金属含量; 由于草根密布于土壤中, 采集、清洗都十分困难, 影响测定的准确性, 故草坪草仅采集地上部 (茎、叶)。洗净烘干的样品采用  $\text{HCl} - \text{H}_2\text{SO}_4 - \text{HClO}_4$  混合消解法消解为澄清液待测。土壤经预处理后, 采用  $\text{HCl} - \text{HNO}_3 - \text{HF} - \text{HClO}_4$  混合消解法消解至澄清溶液待测。

采用原子吸收分光光度法测定消解液中的 Cd 含量, 测量结果取 3 次重复的平均值, 再折算成原植物与土壤样品中的重金属含量。

2 播结果与讨论

2.1 播生物量与植物耐性

植物在重金属污染严重的土壤中生长会受到重金属的抑制,植物叶色、株高等外在特性会发生不同程度的变化,最终反映为植物地上部生物量显

著降低。因此,往往通过试验组与对照组生物量的对比,能够判断供试植物对重金属耐性的强弱。图 1 给出了 7 种供试植物在不同含量 Cd 处理条件下的地上部干质量。

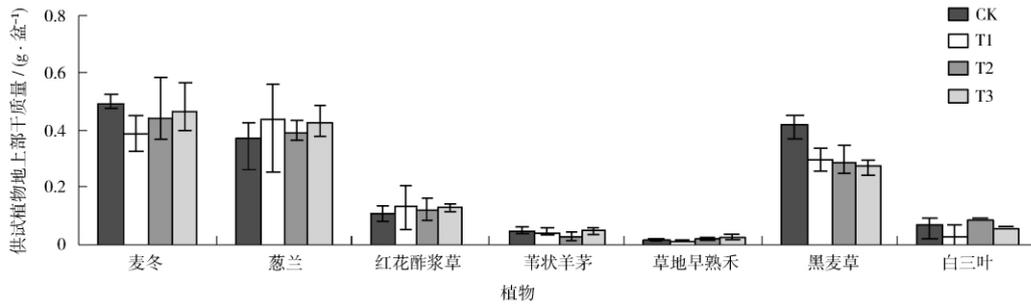


图 1 播不同 Cd 处理等级下供试植物的生物量

Fig. 1 播 Biomass of plants under different levels of Cd treatment

播播采用秩和检验法判别不同处理组与对照组间的差异是否显著(显著性水平  $\alpha = 0.05$ )。葱兰、红花酢浆草、葎状羊茅、草地早熟禾和白三叶地上部生物量与对照组间均没有显著差异。麦冬在 T1 处理条件下生物量与对照组相比下降显著,但在 T2、T3 处理组中生物量却没有下降。地被植物为分株繁殖,在植物正常生长的情况下,麦冬的生物量主要由分栽时苗的大小决定,由于麦冬 T1 处理组在栽苗时 3 个重复所采用的苗的叶片数量均比对照组少,该处理组与对照组间的差异可能是由苗的先天差异造成,并非重金属的作用。在 Cd 处理条件下,黑麦草的生物量与 CK 处理相比下降显著,降幅为 32%,但各处理组间差异不显著,这说明试验的 Cd 污染处理水平已经对黑麦草的生长产生了抑制作用。

植物地上部积累重金属的总量 = 植物地上部

重金属含量 × 植物地上部生物量,生物量也是体现植物积累重金属能力的重要参数。地上部生物量小限制了许多目前已发现的超积累植物在植物修复领域的实际应用。

由图 1 可见,植物种类的不同决定了植物生物量的差异,地被植物生物量明显大于草坪草。地被植物中,麦冬和葱兰的生物量最大,红花酢浆草次之,草坪草中,虽然黑麦草生长受到 Cd 的抑制,但其生物量仍然远大于其他 3 种草坪草,生物量水平已与地被植物相当。

2.2 播供试植物对 Cd 的积累

2.2.1 播 Cd 在植物体内的含量

表 2 给出了在不同 Cd 处理等级下,供试植物地上部 Cd 的含量与生物积累系数(Bioaccumulation Factor, BAF),BAF 是植物体内某种元素含量与土壤中该元素含量之比。

表 2 播供试植物对 Cd 的生物积累<sup>①</sup>  
Table 2 播 Bioaccumulation of Cd in different plants

mg/kg

mg/kg

处理等级	CK		T1		T2		T3	
	地上部	BAF	地上部	BAF	地上部	BAF	地上部	BAF
麦冬	0.63	1.05	0.50	0.26	0.53	0.14	1.04	0.05
葱兰	0.24	0.50	0.58	0.34	0.53	0.16	1.06	0.07
红花酢浆草	0.26	0.20	0.31	0.12	0.61	0.14	1.16	0.05
葎状羊茅	0.78	1.98	6.18	3.10	13.31	2.66	30.75	1.75
草地早熟禾	2.10	4.51	8.44	4.50	20.90	4.27	44.57	2.55
黑麦草	0.85	2.10	5.85	3.25	11.78	2.32	29.68	1.24
白三叶	0.28	2.07	3.73	2.29	11.19	2.00	51.36	2.16

① Cd 值为同一级别 3 次重复试验的平均值,BAF 为无量纲。

摇摇对照组 CK 中,草地早熟禾地上部的 BAF 最大,为 4.51,质量比为 2.10 mg/kg;其次为黑麦草、白三叶、苇状羊茅,其 BAF 分别为 2.10、2.07、1.98,明显高于 3 种地被植物。由于试验用草坪草草种中 Cd 含量极低,可以认为 4 种草坪草在土壤 Cd 含量较低的情况下仍然能较明显地吸收 Cd,其中草地早熟禾的作用最为突出。

在 T1 与 T2 处理组中,仍然是草地早熟禾地上部的 BAF 最大,分别为 4.50 和 4.27,质量比分别为 8.44 mg/kg 和 20.90 mg/kg,其他 3 种草坪草 BAF 的差异不明显。草坪草 BAF 显著高于地被植物,且差距较对照组 CK 明显得多。

在 T3 处理组中,草地早熟禾与白三叶的 BAF 最大,分别为 2.55 与 2.16,质量比分别为 44.57 mg/kg 和 51.36 mg/kg;其次为苇状羊茅与黑麦草,BAF 分别为 1.75 与 1.24,质量比分别为

30.75 mg/kg 和 29.68 mg/kg,3 种地被植物的 BAF 依然极低。

综上所述,4 种草坪草地上部的 BAF 较大,虽然 4 种草坪草的最大 Cd 含量与 Cd 超积累植物 100 mg/kg 的临界标准<sup>[20]</sup>还有一定差距,但是对土壤中的 Cd 仍然具有较强的吸收能力,表现出 Cd 超积累的特征,其中草地早熟禾的 BAF 最为明显。地被植物在土壤 Cd 含量从低到高的 4 个处理组中,地上部 Cd 含量增幅均较小,BAF 均随土壤 Cd 含量的增大逐渐减小,说明其地上部吸收土壤中 Cd 的能力较弱,不及草坪草明显。

### 2.2.2 摇摇 Cd 在植物体内的转移

表 3 给出了地被植物的地上部和地下部 Cd 含量及其比值——转移系数 (Translocation Factor, TF)。

表 3 摇摇 Cd 在地被植物体内的分布<sup>①</sup>  
Table 3 摇摇 Distribution of Cd in different parts of plants

处理等级	CK			T1			T2			T3		
	地上	地下	TF	地上	地下	TF	地上	地下	TF	地上	地下	TF
麦冬	0.63	0.52	1.21	0.50	3.21	0.15	0.53	5.30	0.10	1.04	22.20	0.04
葱兰	0.24	0.11	2.59	0.58	0.54	1.30	0.53	1.26	0.42	1.06	4.67	0.25
红花酢浆草	0.26	0.14	1.86	0.31	0.38	0.81	0.61	0.87	0.73	1.16	3.87	0.41

① TF 为无量纲。

摇摇从对照组 CK 到高含量 T3 处理组,3 种地被植物的 TF 都随着土壤里 Cd 含量升高逐渐减小,这是由植物地上部与地下部 Cd 随其在土壤里含量升高的增幅不一致造成。土壤 Cd 含量从低到高,麦冬、葱兰、红花酢浆草的地上部 Cd 分别增加了 2 倍、5 倍和 5 倍,而地下部却分别增加了 20 倍、40 倍和 25 倍。在土壤 Cd 含量较低的 CK、T1、T2 处理组中,3 种植物的地上部 Cd 均各自基本持平,而地下部 Cd 含量却与土壤里 Cd 有较明显的响应。这说明麦冬的根、葱兰的球茎与根、红花酢浆草的球根对于 Cd 的吸收没有限制,可能存在某种保护机制,限制 Cd 从根部向叶部输送,从而使植物吸收的 Cd 主要积累在地下部,地上部保持较低的含量水平。这种机制在土壤里 Cd 达到 4 mg/kg 时仍然十分有效。地被植物在对照组 CK 中具有较高的 TF 说明在低浓度情况下,植物体内 Cd 含量尚未达到保护机制启动的阈值。

### 3 摇摇结论

(1) 供试植物中,除黑麦草生物量比对 CK 处理下降 32%,其他植物均能耐受土壤 Cd 污染的环境,以植物地上部干重计,生物量从大到小依次为:麦冬 ≈ 葱兰 > 黑麦草 > 红花酢浆草 > 白三叶 > 苇状羊茅 > 草地早熟禾,虽然黑麦草的生长受到 Cd 抑制,但仍然是生物量最大的草坪草。

(2) 草地早熟禾的 BAF 最大,土壤里 Cd 质量比约为 2 mg/kg 时,地上部为 8.44 mg/kg,BAF 为 4.50,土壤里约为 20 mg/kg 时,地上部为 44.57 mg/kg,BAF 为 2.55。苇状羊茅、黑麦草、白三叶对 Cd 的积累能力也较强,土壤里约为 2 mg/kg 时,BAF 分别为 3.10、3.25 和 2.29;土壤约为 20 mg/kg 时,BAF 分别为 1.75、1.24 和 2.16。

(3) 麦冬、葱兰、红花酢浆草的地下部对 Cd 的积累能力要强于其地上部,是由于植物体内的某种保护机制限制了 Cd 向上部输送,造成其地上部 Cd 的含量都较低。

在接近公路路域土壤重金属污染特点的低浓度 Cd 污染环境中 4 种草坪草的 BAF 远大于 3 种地被植物 4 种草坪草中黑麦草的生长虽然受到 Cd 的抑制,但其生物量远大于其他 3 种草坪草,可以达到地被植物的水平,是 7 种供试植物种 Cd 积累量最大的植物。

#### [参考文献]

- [1] 摇曹会聪,王金达,任慧敏,等. 土壤镉暴露对玉米和大豆的生态毒性评估[J]. 环境科学学报, 2007, 27(2): 298-303.
- [2] 摇李春平,陈梦坊,骆永明,等. 重点行业的关注污染物与环境危害简析[J]. 环境监测管理与技术, 2011, 23(3): 9-12.
- [3] 摇茹叔华,苏德纯,王激清. 土壤镉污染特征及污染土壤的植物修复技术机理[J]. 中国生态农业学报, 2006, 14(4): 29-33.
- [4] 摇GEORGE J W. Accumulation of cadmium in crop plants and its consequences to human health [J]. *Advances in Agronomy*, 1993, 51: 173-212.
- [5] 摇SALT D E, PRINCE R C, PICKERING I J, et al. Mechanisms of cadmium mobility and accumulation in Indian mustard [J]. *Plant Physiol*, 1995, 109: 1427-1433.
- [6] 摇许嘉琳,杨居荣. 陆地生态系统中的重金属[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1995: 24-36.
- [7] 摇JOHN J S, STEVEN G. B, SOUHAIL R. Al-Abed. Fractionation of heavy metals in pavement runoff [J]. *Science of The Total Environment*, 1996, 28: 189-190, 371-378.
- [8] 摇BALL D J, HAMILTON R S, HARRISON R M. The influence of highway-related pollutants on environmental quality [C]. *Studies in Environmental Science*, 1991, 44: 1-47.
- [9] 摇张茂林. 高速公路路域土壤铅污染与植物积累[D]. 南京: 东南大学, 2005.
- [10] 摇林健,杜恣闲,陈建安,等. 公路交通污染土壤和稻谷中镉铅分布特征[J]. 环境与健康杂质, 2002, 19(2): 119-121.
- [11] 摇殷云龙,宋静,骆永明,等. 南京市城乡公路绿地土壤重金属变化及其评价[J]. 土壤学报, 2005, 42(2): 206-210.
- [12] 摇张丙华. 公路沿线土壤中重金属的含量分布[J]. 环境科学与技术, 2007, 30(2): 55-56.
- [13] 摇张浩,王济,曾希柏,等. 城市土壤重金属污染及其生态环境效应[J]. 环境监测管理与技术, 2010, 22(2): 12-15.
- [14] 摇张帆,蒋宁俊. 土壤重金属污染的工程危害及修复方法[J]. 环境监测管理与技术, 2010, 22(4): 58-60.
- [15] 摇史贵涛,陈振楼,李海雯,等. 城市土壤重金属污染研究现状与趋势[J]. 环境监测管理与技术, 2006, 18(6): 9-12.
- [16] 摇黄忠臣,王崇臣,王鹏,等. 北京地区部分公路两侧土壤中铅和镉的污染现状与评价[J]. 环境化学, 2008, 27(2): 267-268.
- [17] 摇温丽. 路域复合重金属污染土壤的植物富集与修复[D]. 南京: 东南大学, 2008.
- [18] 摇魏树和,周启星,刘睿. 重金属污染土壤修复中杂草资源的利用[J]. 自然资源学报, 2005, 20(3): 432-440.
- [19] 摇胡中华,刘师汉. 草坪与地被植物[M]. 北京: 中国林业出版社, 1994.
- [20] 摇SALT D E, BLAYLOCK M, KUMAR N P, et al. Remediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants [J]. *Biotechnology*, 1995, 13: 468-474.

(上接第 7 页)

环境保护的历史性转变和探索中国特色的环境保护新道路的进程。

物联网是“智慧环保”的基础。目前,我国环保领域物联网的发展已经具备一定的应用和产业化基础,但是总体而言仍处于起步阶段,仍存在着一些亟待解决的问题,如面向环境监测的物联网技术尚未形成统一的行业标准;用于环境监测的传感器设备成熟度低;信息处理平台和可视化预测预警平台尚待完善等。解决上述问题需要政府、企业、科研部门以及各个行业的共同努力。

构建立体化、智能化的覆盖全国的环保领域物联网平台,实现由“数字环保”向“智慧环保”的转化,将是一个系统、长期的工程。“十二五”期间,从总量减排四项约束性指标和固废、危废监管等重点领域入手,适时启动国家级环保物联网重点应用示范工程,不仅为全行业物联网的建设提供典型示

范,也是现阶段迈向“智慧环保”之路的必要之举。

#### [参考文献]

- [1] 摇璐璐,张宝春. “数字环保”战略探讨[J]. 重庆环境科学, 2002, 24(2): 21-24.
- [2] 摇李莉. 基于 3S 技术的数字环保[J]. 安徽农业科学, 2007, 35(24): 7564-7568.
- [3] 摇黎刚. 环境遥感监测技术进展[J]. 环境监测管理与技术, 2007, 19(1): 8-10.
- [4] 摇IBM. 智慧地球赢在中国 [EB/OL]. [https://www-900.ibm.com/innovation/cn/think/downloads/smart\\_China.pdf](https://www-900.ibm.com/innovation/cn/think/downloads/smart_China.pdf) 2009.
- [5] 摇扬子江,林宣雄. 物联网时代和环保信息化的梯次推进[J]. 世界地理研究, 2010, 19(1): 157-165.
- [6] 摇田铁红. 面向环境保护的物联网发展探讨[J]. 研究与开发, 2010, 5(3): 31-35.
- [7] 摇董艳平. 污染源在线监控系统平台应用过程质量控制[J]. 环境监测管理与技术, 2009, 21(4): 5-9.
- [8] 摇杨光. 关于城市环境噪声自动监测工作的思考[J]. 环境监测管理与技术, 2009, 21(4): 8-10.