

公路绿化植物油松 (*Pinus tabulaeformis*) 和小叶杨 (*Populus simonii*) 对重金属元素的吸收与积累

智颖飙¹, 王再岚², 王中生^{1,*}, 马 中², 姚一萍³, 李红丽¹, 崔 艳³, 刘建平³

(1. 南京大学生命科学院, 南京 210093; 2. 中国人民大学环境学院, 北京 100872; 3. 内蒙古农业科学院, 呼和浩特 010031)

摘要 对内蒙古西部公路绿化植物油松 (*Pinus tabulaeformis*)、小叶杨 (*Populus simonii*) 及其根际土壤中重金属元素 (Cd、Hg、Pb、Cu、Zn、Ni、Cr) 和类金属元素 (As 和 Se) 含量以及根际土壤重金属 (Cu、Zn、Pb、Ni 和 Cr) 形态、土壤 pH 值进行了测定。对比分析了公路沿线不同绿化植物及其不同器官对重金属元素的吸收与积累特征。结果表明, 绿化植物根际土壤对重金属元素的吸附及污染程度以 Cd 为最高。随原子序数的递增, 小叶杨和油松两种植物的根部和茎叶两种营养器官中重金属的含量均表现出“N”字形变动趋势。而且重金属元素在不同植物不同器官中的含量具有 $Zn > Cu > Ni, Cr, As, Pb > Cd > Hg$ 的基本规律。小叶杨茎叶对重金属元素 Cr、Ni 和 Pb 的富集能力较根部为强, 油松茎叶对重金属元素 Cr、Ni、Cu 和 Pb 的富集能力较根部为强。绿化植物根际土壤重金属元素有效态占总量百分比的大小序列为 $Zn > Pb > Ni, Cr > Cu$, 与重金属元素在不同植物不同器官中的含量大小序列 $Zn > Cu > Ni, Cr, As, Pb > Cd > Hg$ 并非趋于一致。公路绿化植物对根际土壤中重金属元素的吸收和积累与重金属元素有效态所占的比例有关。

关键词 油松; 小叶杨; 公路; 重金属; 形态; 吸附

文章编号: 1000-0933 (2007) 05-1863-10 中图分类号: S718 文献标识码: A

The absorption and accumulation of heavy metals pollutants in plant along highway in western Inner Mongolia

ZHI Ying-Biao¹, WANG Zai-Lan², WANG Zhong-Sheng^{1,*}, MA Zhong², YAO Yi-Ping³, LI Hong-Li¹, CUI Yan³, LIU Jian-Ping³

¹ College of Life Science, Nanjing University, Nanjing 210093, China

² School of environment and natural resources, Renmin University of China, Beijing 100872, China

³ Inner Mongolia Academy of Agricultural Science, Huhhot 010031, China

Acta Ecologica Sinica 2007 27 (5) 1863 ~ 1872.

Abstract : The differences in absorption and accumulation of heavy metals were investigated in various plants and their organs, such as *Pinus tabulaeformis* and *Populus simonii*, along the highway in western Inner Mongolia. The result showed that the highest uptake to heavy metals and pollution degree in surface soils of plant is Cd. With the atomic number increased (Cr to Pb), the heavy metals concentration displayed "N" figure in the roots, stem-leaf of *Pinus tabulaeformis*

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (30400054); 中国博士后基金资助项目 (20060400551); 江苏省博士后基金资助项目 (0501003B); 国家农业部草地开放实验室基金资助项目 (2040033); 内蒙古自然科学基金资助项目 (200508010522)

收稿日期: 2006-09-15; 修订日期: 2007-04-19

作者简介: 智颖飙 (1965 ~) 男, 山西五台县人, 博士, 主要从事植物生物学研究. E-mail: zhiyingbiao@gmail.com

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: wangzs@nju.edu.cn

Foundation item : The project was financially supported by National Natural Science Foundation of China (No. 30400054); The Postdoctor Science Foundation of China (No. 20060400551); Postdoctor Scientific Foundation of Jiangsu, China (No. 0501003B); The Grassland Open Laboratory Foundation of Ministry of Agriculture, China (No. 2040033); National Natural Scientific Foundation of Inner Mongolia, China (No. 200508010522)

Received date 2006-09-15; **Accepted date** 2007-04-19

Biography ZHI Ying-Biao, Ph. D., mainly engaged in plant biology. E-mail: zhiyingbiao@gmail.com

and *Populus simonii*. Furthermore ,the heavy metals concentration in different organs of different plants followed the order of $Zn > Cu > Ni ,Cr ,As ,Pb > Cd > Hg$. A higher enrichment capacity was observed in stem-leaf of *Populus simonii* for Cr ,Ni and Pb compared with its root whereas there was a reverse trend in stem-leaf of *Pinus tabulaeformis*. The levels of heavy metals in various plants were independent on total content of theirs with available phases ,but dependent on their proportions. The comparison between the concentration of availability phases in the soils and the concentration of heavy metals in plants shows the same sequence. That is the sequence of percent of the availability phases concentration to the total concentration dissimilar the sequence of the concentrations of heavy metals in the different organs in the different plants.

Key Words : *Pinus tabulaeformis* ; *Populus simonii* ; highway ; heavy metal ; speciation ; adsorption

土壤-植物系统 (Soil-plant system) 是生物圈 (Pedosphere) 的基本结构单元 ,也是土壤环境研究的主要对象。土壤-植物系统为人类提供强大生产力的同时 ,也承受着人类活动所带来的各种污染。目前 ,世界范围内土壤有害金属的输入量 ($10^4 t/a$) 为 :Hg 0.83 ,Cd 2.2 ,Cr 89.6 ,Pb 79.6 ,Ni 32.5 ,Cu 95.4 ,Zn 137.1 ,As 8.1 ,Se 4.1^[1-2] ,输入土壤的这些重金属将直接污染土壤并影响其正常使用功能 ,也可通过食物链放大效应 ,进而对植物正常生长甚至人类健康造成威胁。同时生态系统通过一系列物理、化学及生物过程对环境中的污染物起到净化作用 ,但当污染负荷超环境容量和阈值时 ,它的生物生产量就会受到影响 ,严重时丧失生产力 ,甚至会降低环境中空气、水和食物的质量 ,直接或间接地危害人类的生命和健康。植物修复技术 (Phytoremediation) 作为绿色生态技术用于清除土壤重金属污染的研究方兴未艾^[3]。随着国民经济的迅速发展 ,公路交通污染所带来的环境负效应也日趋凸现 ,对公路沿线土壤-植物系统的影响更是倍受关注。据报道 ,山西省 5 000km 运煤公路两侧 ,农田受到煤尘严重污染 ,减产粮食 $2\ 800 \times 10^4 kg$ ^[4]。近年来 ,汽车尾气、公路扬尘等造成的公路两侧土壤-植物系统的重金属污染 ,以及由此引起的生态系统结构与功能胁迫效应和农产品重金属含量超标问题也日益暴露。目前 ,国内外有关公路两侧土壤中重金属的分布方面的研究已有报道^[5-10]。同时国内外有关公路两侧土壤-植物系统中重金属的污染已开展了部分研究^[11-17] ,但公路绿化植物对重金属的吸收和积累的研究相对较少^[18]。随着区域经济的迅速发展 ,内蒙古西部地区煤炭、建材、化工产品运输量的迅速增加 ,公路运输车辆明显增多^[19]。1992 年 ,内蒙古自治区公路网平均机动车交通量为 731 辆/d。截止 2004 年底 ,内蒙古自治区西部公路网平均机动车交通量发展为 5171 辆/d ,其中 109 国道 2533 辆/d ,210 国道 4946 辆/d ,110 国道 6739 辆/d。繁忙的公路交通使得汽车尾气排污问题日趋明显 ,有必要对可能造成的重金属积淀以及潜在的生态危害进行深入研究。因此 ,以内蒙古西部地区交通运输繁重的 G110 国道、G210 国道和 G109 国道为研究对象 ,分析公路旁侧绿化植物油松 (*Pinus tabulaeformis* Carr.)和小叶杨 (*Populus simonii* Carr.)对重金属的吸收与积累以及与根际土壤中重金属分布与形态的相互关系 ,以期对公路沿线土壤-植物系统重金属污染的生物修复提供理论指导。

1 材料与方法

1.1 研究区特征

根据研究区自然地理 ($106^{\circ}35' \sim 111^{\circ}36'E$, $38^{\circ}56' \sim 42^{\circ}28'N$) 与植被特点、土壤类型和母质状况 ,将不同采样点划分为 3 种类型 (图 1)。具体为 :呼和浩特—包头—五原—临河—磴口地处土默川和河套平原 ,地下水位较高 ,盐碱化程度高 ,植被以隐域性盐化草甸为主 ,属低湿地植被 ,地带性土壤类型为草甸土 ,现在大部分土地已开垦为农田 ;乌海—乌达—鄂托克—杭锦旗以草原化荒漠植被为主 ,是我国西部荒漠区的一个特殊区域 ,地带性土壤类型为棕钙土 ,东胜—准格尔、伊金霍洛—东胜—达拉特地处鄂尔多斯高原中东部 ,植被以本氏针茅 (*Stipa bungeana*) 建群种的暖温性典型草原 ,但长期的开垦、过牧 ,原生的天然植被已破坏殆尽 ,只存在于破碎的峁坡、丘陵 ,地带性土壤类型为栗钙土^[20]。

接图 1

1.2 样品采集与处理

对内蒙古西部地区的国道公路 G210、G110 和 G109 两侧 20m 范围内的植物与土壤按梅花形布点采样 (图 1),共采集 3 条公路两侧绿化植物油松和小叶杨根、茎、叶各 192 份及其根系周围区域的根际土壤 (rhizosphere soil)^[21]样品 384 个 (2 × 192) 份。同时采集远离公路和工业污染的相对清洁区植物油松和小叶杨作对照 (CK)。植物样品经过蒸馏水清洗。植物根、茎、叶和根际土壤样品经自然风干、研磨、过筛后,装袋、备用,低温保存^[21]。

1.3 测定方法

植物 (根、茎叶混合样和总体)与土壤重金属含量采用 Spectr AA DUO 原子吸收分光光度计、AF 610A 原子荧光光谱仪,植物样品重金属 Cd、Pb、Cu、Zn、Ni、Cr 的测定采用干灰化法,并执行 GB/T5009 中 Cd、Pb、Cu、Zn、Ni、Cr 原子吸收光谱法测定的测定,在马福炉 500℃ 干灰化,用 1:1 硝酸 2ml 溶解。As 采用硝酸-高氯酸消解,原子荧光光谱法测定,Hg 采用王水消解,原子荧光光谱法测定。Se 采用硝酸-高氯酸消解,原子荧光光谱法,根际土壤重金属 Cu、Zn、Pb、Ni 和 Cr 形态分析实验采用 Tessier 同步连续提取法^[22]进行的测定,具体流程如图 2。土壤 pH 用酸度计法测定,其水土比为 1:1^[21]。

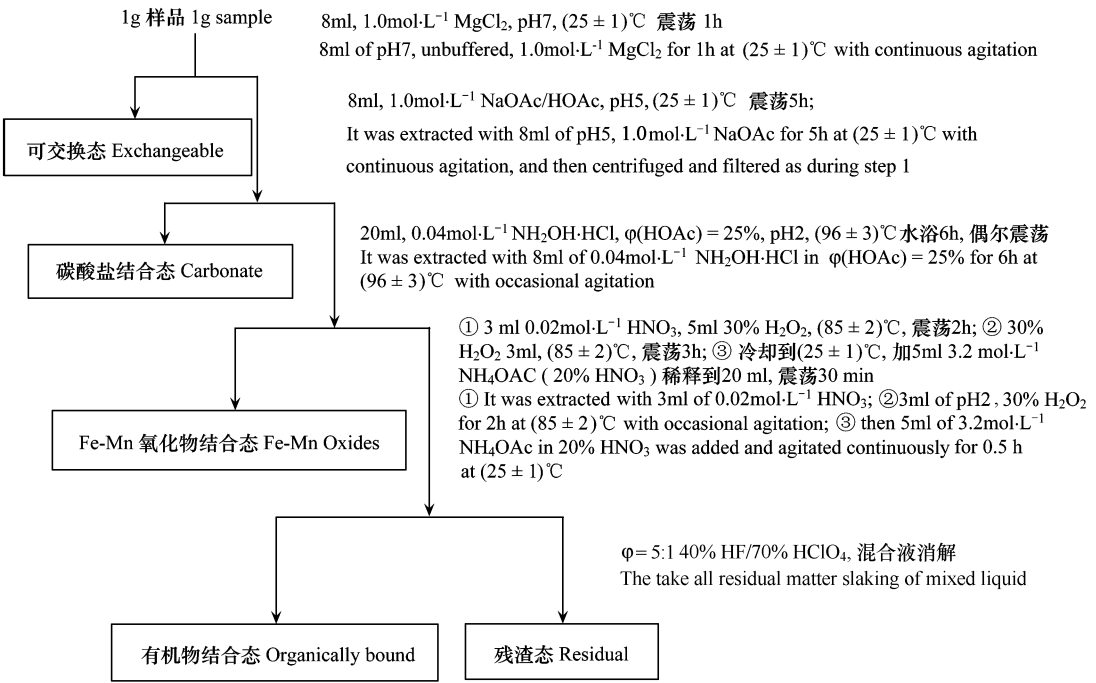


图 2 土壤中重金属形态的 Tessier 连续提取方法^[22]

Fig.2 Sequential extraction procedure for the speciation of heavy metal in sediment^[22]

1.4 质量控制与数据处理

测试样品时加带标准样品,前处理与样品一致。上机测定的条件与样品一致。数据用 SPSS 软件进行显著性分析。

1.5 重金属次生相富集系数^[23]的计算

重金属在表层土壤原生和次生相中的分布,用各元素的次生相富集系数 SPEF (Secondary Phase Enrichment Factor)来表征:

$$KSPEF = M_{sec}/M_{prim}$$

式中,KSPEF 为重金属在次生相中的富集系数;M_{sec} 为某样品次生相中重金属的含量;M_{prim} 为某样品原生相中重金属的含量。当 KSPEF ≤ 1 时,表明土壤未被污染;当 KSPEF > 1 时,说明有人为造成的重金属污染,

其污染程度可由数值大小直接表示出来。

2 结果与分析

2.1 绿化植物油松和小叶杨重金属含量与土壤元素背景值含量比较

从内蒙古西部地区公路沿线主要绿化植物油松、小叶杨根、茎、叶混合样中重金属含量与其根际土壤中重金属含量以及土壤元素背景值^[24]均数差异比较来看(表1),油松、小叶杨植物中重金属Cr、Ni、Cu、As、Pb的含量低于世界土壤化学组成的中值、中国土壤(A层)元素背景值、内蒙古土壤元素背景值以及研究区不同土类土壤(草甸土、棕钙土和栗钙土)元素背景值。但小叶杨Zn的含量(110.82 mg kg⁻¹)明显高于世界土壤化学组成的中值(9.0 mg kg⁻¹)、中国土壤(A层)元素背景值(74.2 mg kg⁻¹)、内蒙古土壤元素背景值(59.1 mg kg⁻¹) (图2A)以及研究区不同土类土壤草甸土(59.10 mg kg⁻¹)、棕钙土(56.2 mg kg⁻¹)和栗钙土(66.9 mg kg⁻¹)元素背景值,而油松Zn的含量(77.48 mg kg⁻¹)与中国土壤(A层)元素背景值接近,但高于研究区不同类型土壤草甸土、棕钙土和栗钙土元素背景值。

表1 公路旁侧土壤重金属含量特征值与土壤重金属环境背景值 ^[24] 以及pH值的比较 [*] (mg·kg ⁻¹)					
Table 1 Comparison of heavy metal concentration and pH among the background value and observed means in soil and plant					
含量 Concentration	Cr	Ni	Cu	Zn	As
世界土壤化学组成的中值 Middle data in soil of World	70.0	50.0	30.0	9.0	6.0
中国土壤元素背景值 Element background value in soil of China	61.0 ± 31.07	26.9 ± 14.36	22.6 ± 11.41	74.2 ± 32.78	11.2 ± 7.86
内蒙古土壤元素背景值 Element background value in soil of Inner Mongolia	41.4 ± 20.42	19.5 ± 9.07	14.4 ± 6.70	59.1 ± 37.65	7.5 ± 4.56
草甸土元素背景值 Element background value in meadow soil	51.1 ± 19.00	23.3 ± 9.12	19.8 ± 6.85	59.1 ± 29.71	8.80 ± 5.65
棕钙土元素背景值 Element background value in brown soil	47.0 ± 12.77	24.1 ± 7.25	21.6 ± 12.74	56.2 ± 23.94	10.2 ± 4.59
栗钙土元素背景值 Element background value in chestnut soil	54.0 ± 23.88	23.6 ± 10.29	18.9 ± 9.08	66.9 ± 32.71	10.8 ± 5.50
绿化植物根际土壤重金属含量 Heavy metal concentration in soil along highway	44.5 ± 23.02	62.9 ± 25.78	16.4 ± 9.60	107.4 ± 50.16	9.43 ± 6.48
油松重金属含量均值 Heavy metal concentration in pine	3.32 ± 1.17	3.90 ± 0.93	8.4 ± 1.53	77.5 ± 15.82	1.90 ± 0.13
小叶杨重金属含量均值 Heavy metal concentration in poplar	2.26 ± 0.48	3.67 ± 0.90	10.4 ± 1.28	110.8 ± 15.27	0.89 ± 0.04
含量 Concentration	Se	Cd	Hg	Pb	pH
世界土壤化学组成的中值 Middle data in soil of World	0.4	0.35	0.06	35.0	—
中国土壤元素背景值 Element background value in soil of China	0.29 ± 0.26	0.097 ± 0.079	0.065 ± 0.080	26.0 ± 12.37	—
内蒙古土壤元素背景值 Element background value in soil of Inner Mongolia	0.10 ± 0.04	0.053 ± 0.039	0.040 ± 0.045	17.2 ± 10.18	—
草甸土元素背景值 Element background value in meadow soil	0.23 ± 0.16	0.084 ± 0.046	0.039 ± 0.040	22.4 ± 9.06	7.4 ± 1.29
棕钙土元素背景值 Element background value in brown soil	0.12 ± 0.10	0.102 ± 0.093	0.016 ± 0.009	22.0 ± 8.53	8.3 ± 0.36
栗钙土元素背景值 Element background value in chestnut soil	0.11 ± 0.07	0.069 ± 0.058	0.027 ± 0.025	21.2 ± 10.94	8.1 ± 0.54
绿化植物根际土壤重金属含量 Heavy metal concentration in soil along highway	0.18 ± 0.02	0.390 ± 0.146	0.030 ± 0.002	18.5 ± 5.46	8.1 ± 0.27
油松重金属含量均值 Heavy metal concentration in pine	0.33 ± 0.09	0.053 ± 0.023	0.026 ± 0.005	4.1 ± 0.47	—
小叶杨重金属含量均值 Heavy metal concentration in poplar	0.26 ± 0.08	0.085 ± 0.022	0.024 ± 0.004	3.7 ± 0.556	—

^{*} 表中数值(除世界土壤化学组成的中值外)为平均数 ± 标准差 Number in table represents the Mean ± SD ;下同 the same below

重金属元素 Zn、Hg 在绿化植物的平均含量与根际土壤中含量接近 ,而其它元素则表现出其在根际土壤中的含量高于植物体中平均含量 ,如 Cu 在土壤含量是植物体的 1.6 倍 ,Pb、As 在土壤中的含量是植物体的 7 倍左右 ,土壤中 Cd、Cr、Ni 含量是植物体的 10 倍以上。同时研究区土壤 pH 为 8.1 ,属于碱性土壤。重金属元素在不同植物的差异与土壤 pH 以及植物对不同重金属的选择性吸收以及土壤中重金属的存在形态等有一定关系^[25]。Delorme 等^[26]认为超量积累植物遏蓝菜属的 *Thlaspi caerulescens* 根际比 *Trifolium pratense* 的根际微生物 ,包括耐重金属 Cd 和 Zn 的细菌多 ,也是由于根际 pH 值降低所致。

2.2 公路绿化植物油松和小叶杨重金属分布特征

对公路沿线与相对清洁区植物油松和小叶杨重金属含量作方差分析可以看出 (图 3) ,公路绿化植物油松和小叶杨重金属 Pb、Cr、Ni、Cu、As、Se、Cd、Hg 含量均高于相对清洁区植物油松和小叶杨 ,其中油松茎叶中 Pb 含量 (3.3629 mg kg⁻¹)是对照 0.3725 mg kg⁻¹的 9.03 倍 ,存在极显著差异 (p < 0.01) (图 3 A) ,根部 Pb 含量 (4.8414 mg kg⁻¹)是对照 0.1800 mg kg⁻¹的 26.90 倍 ,存在极显著差异 (p < 0.01) (图 3 B) 。小叶杨茎叶中 Pb 含量 (2.1243 mg kg⁻¹)是对照 0.2467 mg kg⁻¹的 8.61 倍 ,存在极显著差异 (p < 0.01) (图 3 C) ,根部 Pb 含量 (4.6679 mg kg⁻¹)是对照 0.3500 mg kg⁻¹的 13.34 倍 ,存在极显著差异 (p < 0.01) (图 3 D) ,而油松茎叶中 Zn 含量 (74.5143 mg kg⁻¹)与对照基本一致 ,差异不显著 (p > 0.05) (图 3 A) ,根部 Zn 含量 (80.4571 mg kg⁻¹)是对照 74.9333 mg kg⁻¹的 1.07 倍 ,极显差异 (p < 0.05) (图 3 B) 。小叶杨茎叶中 Zn 含量 (130.2286 mg kg⁻¹)与对照基本一致 ,差异不显著 (p > 0.05) (图 3 C) ,但根部 Zn 含量 (96.8500 mg kg⁻¹)是对照 57.2333 mg kg⁻¹的 1.69 倍 ,极显差异 (p < 0.05) (图 3 D) 。表现出明显的 Pb 富集特征 ,同时也表现出不同植物不同营养器官对不同重金属元素的吸收和积累的差异性。

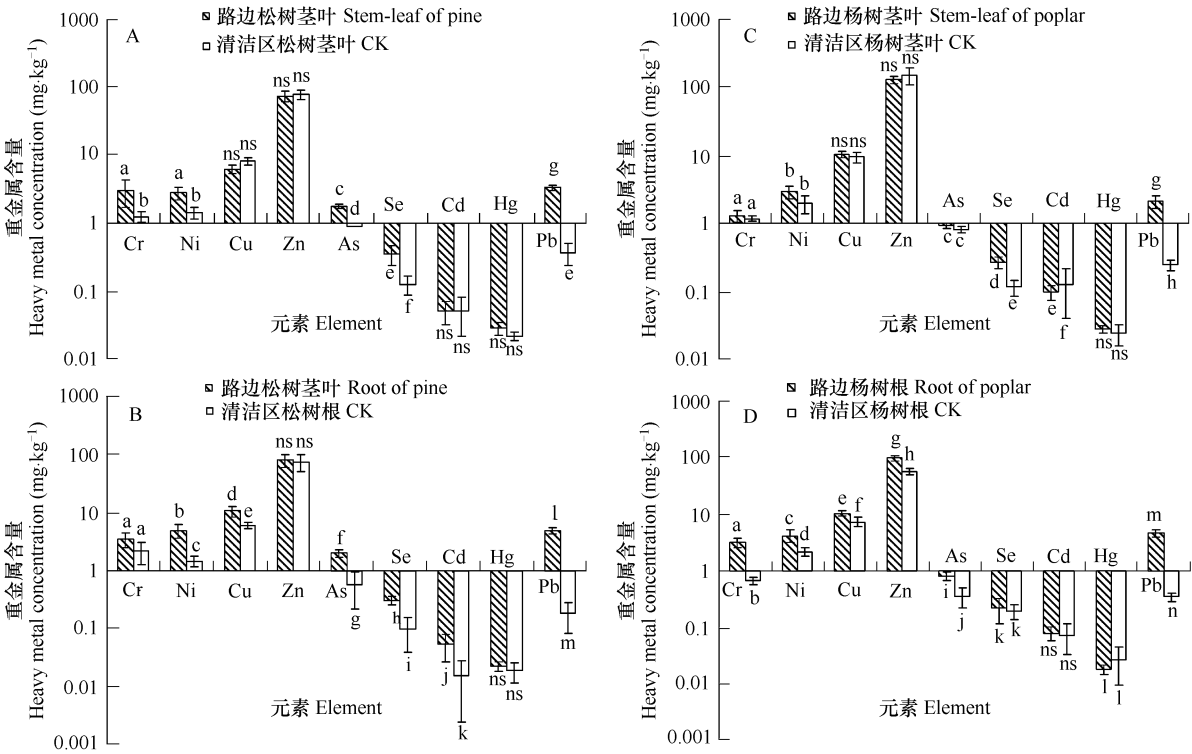


图 3 公路绿化植物与清洁区对照植物中重金属含量差异比较
Fig. 3 The comparisons of the heavy metal concentration in plants between highwayside and cleanly area

2.3 重金属在植物不同器官中的分布特征

重金属在植物体不同器官中的含量存在一定差异 ,且这种差异亦表现在不同植物体间。就小叶杨而言 ,重金属 Hg 在茎叶和根部的分布较为一致 ,重金属 Cd、Cu、Zn 及类金属 As 和 Se 等在小叶杨茎叶中含量高于

根部,而重金属 Pb、Cr、Ni 等元素则在根部分布较多。就油松而言,重金属 Hg 在茎叶和根部的分布亦较均匀。重金属 Pb、Cr、Ni、Cu 等元素在茎叶中含量均高于根部,重金属 Cd、Zn 及类金属 As 等在根部含量高于茎叶。此差异应与各元素在土壤中的存在形态及植物对各元素的选择吸收有直接关系。

为更好地揭示同一元素在不同植物相同营养器官中及同一元素在同一植物不同营养器官中的含量差异,绘制图 4。由图 4 可看出,随原子序数的递增 (Cr→Pb),小叶杨和油松两种植物的根部和茎叶两种营养器官中重金属的含量均表现出“N”字形变动趋势,而且重金属元素在不同植物不同器官中的含量具有 $Zn > Cu > Ni, Cr, As, Pb > Cd > Hg$ 的基本规律。

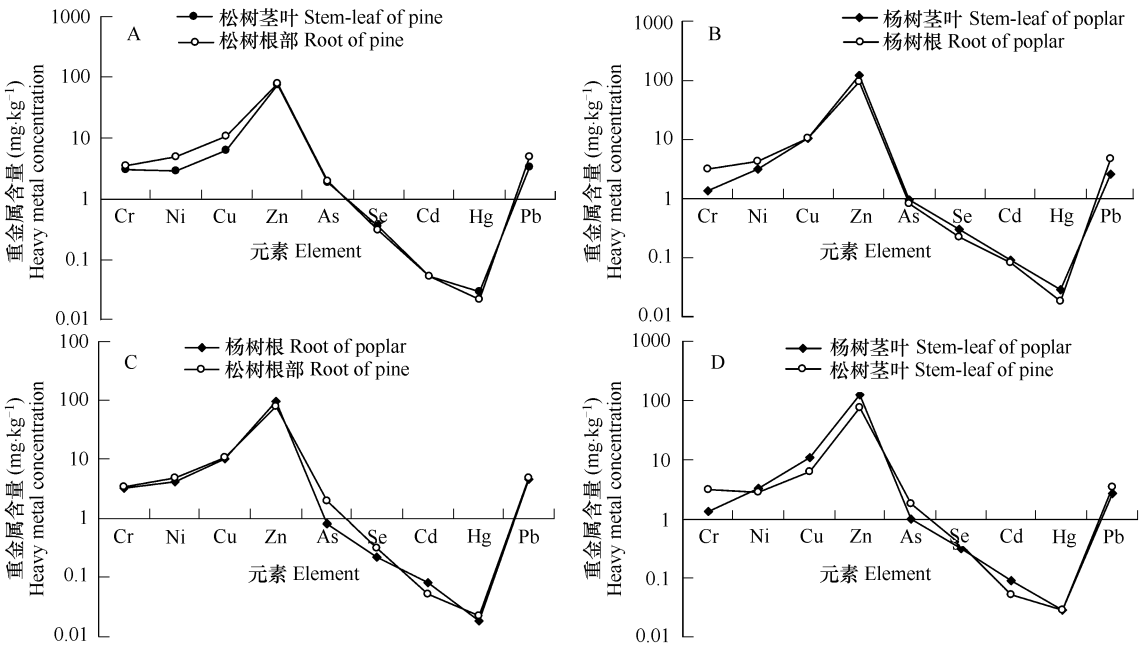


图 4 重金属元素在小叶杨和油松两种植物的茎叶和根部的含量比较

Fig. 4 The comparisons of the heavy metals contents between stem-leaf and root in *Pinus tabulaeformis* and *Populus simonii*

同一植物不同器官对不同的重金属元素的富集程度不同 (图 4A, 图 4B)。Cr、Ni 和 Pb 三种重金属元素在小叶杨茎叶中的含量与根部含量的比值大于 1,而 Cu、Zn、As 和 Cd 四种元素在小叶杨茎叶中的含量与根部含量的比值小于 1,揭示了小叶杨的地上部分 (茎叶)对 Cr、Ni 和 Pb 三种重金属元素的富集作用较地下部分 (根部)强,而其地上部分对 Cu、Zn、As 和 Cd 四种元素的富集作用较地下部分弱。对油松而言,其地上部分对 Cr、Ni、Cu 和 Pb 的富集能力较地下部分强,而地上部分对 Zn、As 和 Cd 的富集能力较地下部分弱;不同植物相同器官中重金属的含量差异分析结果表明 (图 4C, 图 4D) 小叶杨和油松根部重金属含量随原子序数的增大表现出一致的变化趋势。小叶杨根部 Cr、Ni 和 As 三种元素含量要低于油松根部,小叶杨根部 Zn 和 Cd 的含量则高于油松根部 ($p > 0.05$),而 Cu、Hg 和 Pb 在小叶杨和油松根部的含量差异不显著 (图 3C) ($p < 0.05$)。Cr 和 As 两种元素在小叶杨茎叶中的含量低于油松茎叶, Cu、Zn 和 Cd 的含量在小叶杨根部则高于油松根部 ($p > 0.05$),而 Ni、Hg 和 Pb 在小叶杨和油松根部的含量差异不显著 (图 4D) ($p < 0.05$)。已有的研究表明, Cu、Zn、Pb、Cd 在木本植物地上部分的累积量要大于地下部分,而 Mn 元素的累积量则是地下部分大于地上部分^[27]。植物吸收重金属的器官主要是根,当空气中存在重金属污染时,植物的叶也能大量吸收^[28]。

对重金属元素在小叶杨和油松两种植物的根部和茎叶的相对富集关系的研究表明 (图 5),重金属相对富集关系在小叶杨和油松在根部和茎叶的变化表现出一致的变化趋势。但以 Pb 在两种植物中根部相对富集为最高。而以 Cd 在两种植物中相对富集为最低。已有的研究表明,不同土壤类型上的富集植物吸收重金属能力不同,同时植物根系周围土壤溶液中的重金属含量是影响重金属生物有效性的重要因素之一,而其含量

大小受重金属在土壤中的吸附-解吸^[25]、沉淀-溶解和氧化-还原平衡的控制^[29]。土壤对重金属的吸持、富集、迁移和转化,以及土壤与重金属之间的溶解-沉淀、吸附-解吸、络合-离解、氧化-还原等作用,土壤重金属在土壤固相中以各种不同形态存在。其中土壤的酸碱性质、氧化还原性质、胶体的含量和组成及气候、水文、生物等条件是影响土壤重金属形态的重要因素,而且与各元素在土壤中的存在形态及植物对各元素的选择吸收有密切关系^[30-32]。

2.4 公路绿化植物根际土壤重金属形态分布与生物有效性

不同重金属元素在土壤中的形态分布存在很大差异,而不同环境单元中不同植物种类对不同重金属的不同形态的吸收和利用也存在较大差异^[33,34]。可交换态、碳酸盐结合态、Fe-Mn 氧化物结合态和有机质结合态的重金属元素能被植物直接或在一定氧化还原条件下吸收和利用。

公路绿化植物根际土壤重金属 Cr、Ni、Cu、Pb 和 Zn 的有效态含量和总量,以及各种重金属元素有效态所占总量的百分比可得出(表2)5种重金属元素有效态占总量百分比的大小序列为:Zn>Pb>Ni、Cr>Cu,与重金属元素在不同植物不同器官中的含量大小序列 Zn>Cu>Ni、Cr、As、Pb>Cd>Hg 基本相同。

表2 公路沿线绿化植物根际土壤中重金属的有效态与总量分布

元素 Element	Cr	Ni	Cu	Pb	Zn
有效态 (mg kg ⁻¹)	7.43 ± 1.24	7.17 ± 0.94	1.41 ± 0.03	7.53 ± 0.28	27.06 ± 2.09
总量 (mg kg ⁻¹)	39.83 ± 2.64	32.43 ± 2.14	11.48 ± 0.67	24.52 ± 1.46	66.92 ± 4.26
有效态/总量	0.1865	0.2212	0.1228	0.3068	0.4043

这在一定意义上揭示了植物对土壤中重金属元素的吸收和利用与重金属元素有效态所占的百分比有很大关系,其有效态所占百分比越大,则有可能在一定环境条件下随植物的蒸腾拉力、水分和营养盐运移等生理生态作用使重金属在植物体中富集^[12]。Cu在上述两个序列中的排位有较大差异,其有效态占总量百分比最小是由于Cu的溶度积常数最小,且内蒙古西部地区土壤条件为碱性(pH 8.1),使Cu在该环境条件下更易于生成稳定的络合物等而降低了其生物有效性,相反,Cu在不同植物不同器官中的含量却较高,这反映了两种公路绿化植物对Cu有较好的选择性吸收。

植物从土壤中吸收重金属的量和土壤中重金属的总含量有一定关系,但土壤重金属的总含量并不是植物吸收程度的一个可靠指标^[30]。由于土壤中无机及有机胶体对重金属阳离子的吸附、代换、络合及生物作用的结果,大部分元素被固定在土壤表层,故土壤表层重金属含量较其它层次高。Ernst等^[35]就影响重金属生物可利用性的物理、化学和生物方面的因素分别作了较为完整的论述,最近的研究也证实,超量积累植物能改变根际环境,活化重金属,提高重金属的有效性。

不同形态的重金属的环境行为和生态效应不同。从3条公路干线各地球化学相中重金属的富集系数可以看出(表3),重金属Zn的次生相富集系数最高,重金属Cu、Cr、Ni、Pb等富集系数相对较低。就各元素的生物有效性而言,当土壤环境条件发生变化时,

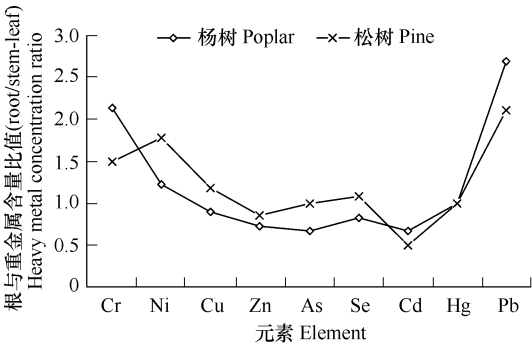


图5 重金属元素在小叶杨和油松不同器官中的相对富集关系
Fig. 5 The comparative enrichment of the heavy metal for root and stem-leaf in *Populus simonii* and *Pinus tabulaeformis*

表3 3条主要公路干线的重金属次生相富集系数

Table 3 Secondary phase enrichment coefficient of heavy metals in three major roads

公路 Highway	重金属元素 Heavy metals				
	Cr	Ni	Pb	Cu	Zn
G110	0.224	0.257	0.334	0.185	0.857
G210	0.269	0.313	0.584	0.087	0.690
G109	0.196	0.300	0.420	0.100	0.513

如 pH 值下降 ,土壤中离子强度增大等因素均可导致表层土壤中重金属元素的释放 ,造成对生态系统食物链的影响。在重金属各个不同的存在形态中 ,元素可交换态和碳酸盐结合态金属易被植物直接吸收利用 ;Fe-Mn 氧化物结合态在还原条件下具有较高的生物有效性 ,而有机质及硫化物结合态则在氧化条件下具有较高的生物有效性^[31~33]。因为内蒙古西部地区土壤表层环境条件主要为氧化环境 ,因此 ,表层土壤重金属有机质及硫化物结合态较易被植物所吸收。这亦进一步说明上述重金属在绿化植物和根际土壤中含量分布特征基本合理性。由于根际土壤中 Zn 的有效态含量较高 ,而残渣态含量低 ,其对生态系统的潜在影响应予以高度关注。

3 结 论

通过对内蒙古西部地区公路沿线主要绿化植物油松和小叶杨以及根际土壤中重金属的含量、分布规律、土壤重金属形态特征和生物有效性的研究 ,得出如下结论 :

- (1) 绿化植物中重金属 Cr、Ni、Cu、As、Pb 的含量低于土壤元素含量背景值。但 Zn 的含量明显高于背景值。根际土壤对重金属元素的吸附以 Cd 为最高。
- (2) 重金属在植物体不同器官中的含量存在一定差异 ,而且此差异亦表现在不同植物体间。随原子序数的递增 (Cr→Pb) ,小叶杨和油松两种植物的根部和茎叶两种营养器官中重金属的含量均表现出 “N”字形变动趋势 ,而且 ,重金属元素在不同植物不同器官中的含量具有 $Zn > Cu > Ni, Cr, As, Pb > Cd > Hg$ 的基本规律。
- (3) 同一绿化植物不同器官对不同的重金属元素的富集程度不同。绿化植物根际土壤中 5 种重金属元素有效态占总量百分比的大小序列与重金属元素在不同植物不同器官中的含量大小序列不尽相同。
- (4) 揭示了内蒙古西部地区公路绿化植物对根际土壤中重金属元素的吸收和利用与重金属元素有效态所占的百分比的相互关系 ,其有效态所占百分比越大 ,在一定环境条件下随植物的蒸腾拉力、水分和营养盐运移等生理生态作用使重金属在植物体中富集。

References :

[1] Dai S G, Yuan G C, Wang X R. Environmental Chemistry, Beijing: Higher Education Press, 1997. 217—130.

[2] He S Y, Jing Y Y. Environmental Chemistry (3rd edition), Shanghai: East China University of Science and Technology Press, 2000. 127—130.

[3] Wei Z Y, Chen T B. Hyperaccumulators and phytoremediation of heavy metal contaminated soil: a review of studies in China and abroad. Acta Ecologica Sinica, 2001 21 (7): 1196—1203.

[4] Lu Y S, Luan S J, Zhu Y. Analyse of Environmental influence, Beijing: Higher Education Press, 2001. 145—180.

[5] Münch D. Soil contamination beneath asphalt roads by polynuclear aromatic hydrocarbons, zinc, lead and cadmium. Science of the Total Environment, 1992, 126 (1/2): 49—60.

[6] Teichman J. A survey of lead contamination in soil along interstate 880, Alamed County, California. American Industrial Hygiene Association Journal, 1993, 54 (9): 557—559.

[7] Härkönen J, Valkonen E, Kukkonen J, Rantakrans E, et al. An operational dispersion model for prediction pollution form a road. International Journal of Environment and Pollution, 1995 5 (4/6): 602—610.

[8] Volker R. Influence of heavy metals on the microbial degradation of diesel fuel. Chemosphere, 2002 49 (6): 559—568.

[9] Unal A. Quantification of highway vehicle emissions hot spots based upon on-board measurements. Journal of the Air & Waste Management Association 2004 54 (2): 130—140.

[10] Jamriska M. Diesel bus emissions measured in a tunnel study. Environmental Science & Technology, 2004 38 (24): 6701—6709.

[11] Pulford I D. Phytoremediation of heavy metal contaminated land by trees. Environment International, 2003 29 (4): 529—540.

[12] Chen H M, Chen N Y, Chen Y X, et al. Heavy Metal Pollution of Soil-plant System. Beijing Science Press, 1996. 210—247, 314—317.

[13] Macleod M. Application of contaminant fate and bioaccumulation models in assessing ecological risks of chemicals: a case study for gasoline hydrocarbons. Environmental Science & Technology, 2004 38 (23): 6225—6233.

[14] Yin Y L, Song J, Luo Y M. Assessment on variation of heavy metals in the greenbelt soils alongside urban-rural roadway in Nanjing city. Acta Pedologica Sinica, 2005 42 (2): 206—209.

[15] Zhu J J, Cui B S, Yang Z F, et al. Spatial distribution and variability of heavy metals contents in the topsoil along roadside in the Longitudinal Range-Gorge Region in Yunnan Province. Acta Ecologica Sinica, 2006 26 (1): 146—153.

[16] Cheng X, Yu F, Peng S S, et al. Study on vertical change of highway side slope pllution with heavy metal in Karst area. Carsologica Sinica, 2006, 25 (3): 242—245.

[17] Wang Z L , He J , Zhi Y B , *et al.* The distribution characteristics of heavy metals pollutants in soil-plant system along highway , Journal of Nanjing Forestry University , 2006 30 (4) : 15 – 20.

[18] Cai Z Q , Ruan H H , Ye J Z. A preliminary study on the absorption and accumulation in Oak (*Quercus variabilis*) stand in suburb of Nanjing. Journal of Nanjing Forestry University (Natural Science Edition) , 2001 25 (1) : 18 – 22.

[19] Zhang Q M , Zhao M. The analyzing and appraising if the traffic actuality in Inner Mongolia. Economic Geography , 2003 23 (1) : 102 – 105 , 112.

[20] Liu Z L. eds. Inner Mongolia Vegetation , Beijing : Science Press , 1985. 332 – 367.

[21] Bao S D. Soil and Agricultural Chemistry Analysis (3rd edition). Beijing : Chinese Agricultural Press , 2005. 14 – 22 , 178 – 199.

[22] Tessier A , Campbell P G C , Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Analytical Chemistry , 1979 , 51 : 844 – 851.

[23] Jia Z B , Huo W Y , Zhao Z J , Tao S. Secondary phase enrichment factor for evaluation of heavy metal pollution of sediment in the Chai River. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis , 2000 36 (6) : 808 – 812.

[24] Wei F S. The element background values of Chinese soil. Beijing : Chinese Environmental Science Press , 1990. 20 – 86 , 330 – 380.

[25] Li X Y. Soil Chemistry , Beijing : Higher Education Press , 2001. 387 – 398.

[26] Delorme T A , Gagliardi J V , Angle J S , *et al.* Influence of the zinc hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* J. & C. Presl and the nonmetal accumulator *Trifolium pratense* L. on soil microbial populations. Canadian Journal of Microbiology , 2001 47 (8) : 773 – 776

[27] Sun F , Zhong Z C. Accumulation and biological cycle of heavy metal elements in *Gordonia acuminata* evergreen broad-leaved forest of Mountain Jinyun in Chongqing. China Environmental Science , 1998 18 (2) : 111 – 116

[28] Wang D Y , Mou S S , Qing C L. The effect of atmospheric mercury on the accumulation of mercury in soil-plant system. China Environmental Science , 1998 18 (2) : 194 – 198

[29] Zhang H , Ma D S. An approach to the characteristics of heavy metal phase as well as the capacity of desorption and adsorption in soil about heavy metal pollution formed by highway , Environmental Chemistry , 1998. 17 (6) : 564 – 568.

[30] Dong Y T , Cui Y S , Wang Q R. Uptake of Cd , Zn and Pb by two susceptible plants under monoand multiple-contamination conditions. 2003 , Acta Ecologica Sinica , 2003 23 (5) : 1018 – 1024.

[31] Chen H M. Behavior of Chemicals in Soils and Its Relation to Environmental Quality , Beijing : Science Press , 2002. 1 – 22 , 46 – 78.

[32] Zhang H , Ma D S. Fractionation of heavy metals in soils from Nanjing. Acta Scientiae Circumstantiae , 1997 17 (3) : 346 – 351.

[33] Wu C N , Wang Y , Zhao L. The speciation characteristics of heavy metals pollutants along highway in Shanghai-Nanjing (Zhenjiang segment) , Environmental Chemistry , 2004 23 (4) : 465 – 466.

[34] Chen H M. Environmental Agrology , Beijing : Science Press , 2005. 219 – 236.

[35] Ernst W H O. Bilavailability of heavy melals and deconarniation of soils by plants. Applied Geochemistry , 1996 11 : 163 – 167.

参考文献：

[1] 戴树桂 , 岳贵春 , 王晓蓉. 环境化学. 北京 : 高等教育出版社 , 1997. 217 ~ 130.

[2] 何燧源 , 金云云. 环境化学 (第三版) . 上海 : 华东理工大学出版社 , 2000. 127 ~ 130.

[3] 韦朝阳 , 陈同斌. 重金属超富集植物及植物修复技术研究进展. 生态学报 , 2001 21 (7) : 1196 ~ 1203.

[4] 陆书玉 , 栾胜基 , 朱 坦. 环境影响分析. 北京 : 高等教育出版社 , 2001. 145 ~ 180

[12] 陈怀满 , 陈能杨 , 陈英旭 , 等. 土壤-植物系统中的重金属污染. 北京 : 科学出版社 , 1996. 210 ~ 247 , 314 ~ 317.

[14] 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. 土壤学报 , 2005 42 (2) : 206 ~ 209.

[15] 朱建军 , 崔保山 , 杨志峰 , 等. 纵向岭谷区公路沿线土壤表层重金属空间分异特征. 生态学报 , 2006 , 26 (1) : 146 ~ 153.

[16] 程星 , 於芳 , 彭世寿 , 等. 岩溶地区公路路坡重金属污染垂向变化特征研究. 中国岩溶 2006 25 (3) : 242 ~ 245

[17] 王再岚 , 何江 , 智颖枫 , 等. 公路旁侧土壤-植物系统中的重金属分布特征. 南京林业大学学报 (自然科学版) 2006 30 (4) : 15 ~ 20.

[18] 蔡志全 , 阮宏华 , 叶镜中. 栓皮栎林对城郊重金属元素的吸收和积累. 南京林业大学学报 (自然科学版) , 2001 25 (1) : 18 ~ 22.

[19] 张秋亮 , 赵明. 内蒙古交通现状分析及其分析. 经济地理 2003 23 (1) : 102 ~ 105 , 112.

[20] 刘钟岭 , 主编. 内蒙古植被. 北京 : 科学出版社 , 1985. 332 ~ 367.

[21] 鲍士旦. 土壤农化分析 (第三版) . 北京 : 中国农业出版社 , 2005. 14 ~ 22 , 178 ~ 199.

[23] 贾振邦 , 霍文毅 , 赵智杰 , 陶澍. 应用次生相富集系数评价柴河沉积物重金属污染. 北京大学学报 (自然科学版) 2000 36 (6) : 808 ~ 812.

[24] 魏复盛. 中国土壤元素背景值. 北京 : 中国环境科学出版社 , 1990. 366 ~ 369.

[25] 李学垣. 土壤化学. 北京 : 科学出版社 2001. 387 ~ 398.

[27] 孙凡 , 钟章成. 重庆缙云四川大头茶长绿阔叶林重金属元素的累积与生物循环. 中国环境科学 , 1998 18 (2) : 111 ~ 116

[28] 王定勇 , 牟树森 , 青长乐. 大气汞对土壤-植物系统汞累积的影响研究. 环境科学学报 , 1998 , 18 (2) : 194 ~ 198

[29] 张辉 , 马东升. 公路重金属污染的形态特征及其吸解、吸持能力探讨. 环境化学 , 1998 17 (6) : 564 ~ 568.

[30] 董艺婷 , 崔岩山 , 王庆仁. 单一与复合污染条件下两种敏感性植物对 Cd、Zn、Pb 的吸收效应. 生态学报 2003 23 (5) : 1018 ~ 1024.

[31] 陈怀满. 土壤中化学物质的行为与环境质量. 北京 : 科学出版社 2002. 1 ~ 22 , 46 ~ 78.

[32] 张 辉 , 马东升. 南京地区土壤沉积物中重金属形态研究. 环境科学学报 , 1997 17 (3) : 346 ~ 351.

[33] 吴长年 , 王勇 , 赵 磊 , 等. 沪宁高速公路 (镇江段) 重金属污染的形态特征. 环境化学 2004 23 (4) : 465 ~ 466.

[34] 陈怀满. 环境土壤学. 北京 : 科学出版社 2005. 219 ~ 236.

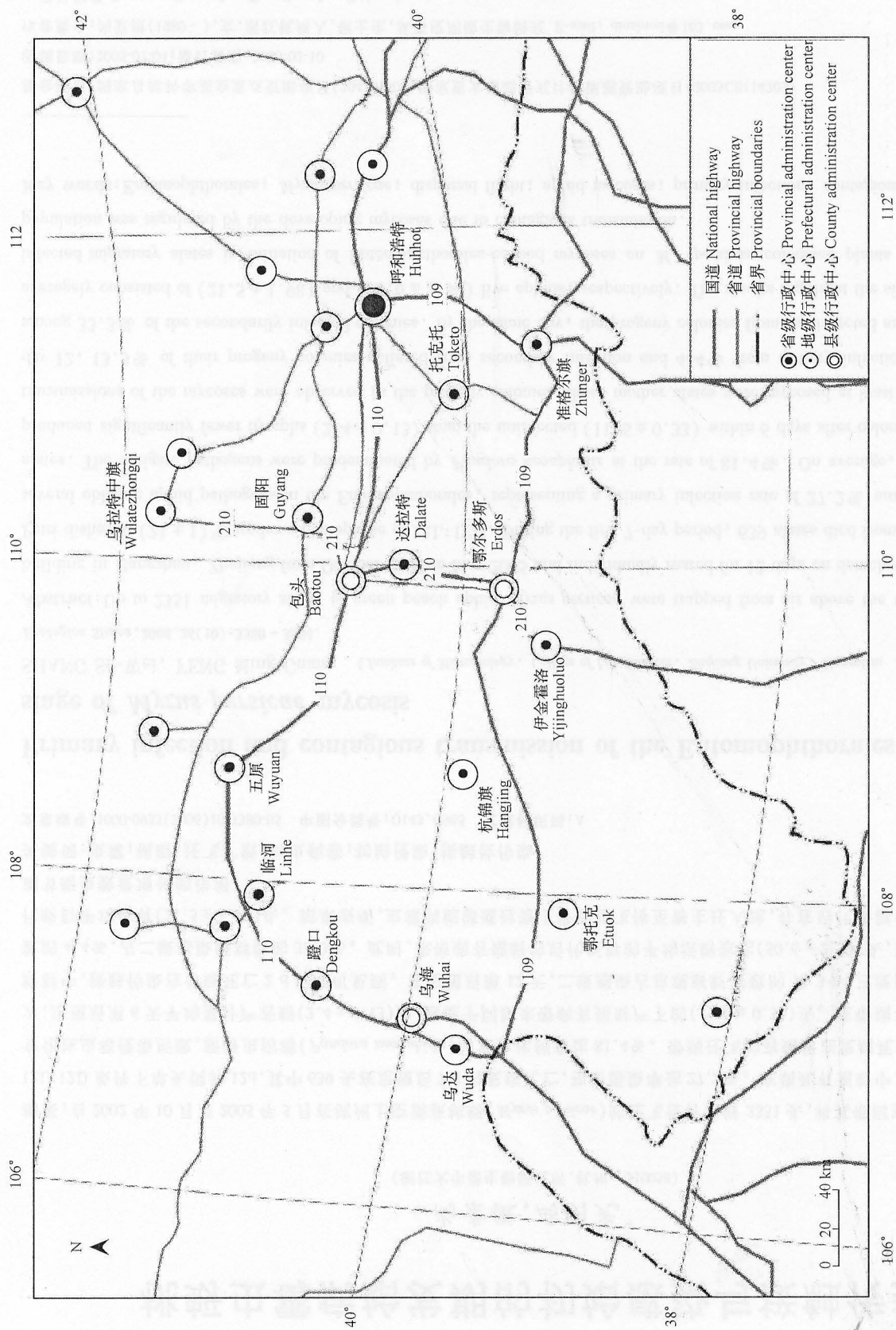


图 1 样品采集区域图

Fig. 1 The map of the sampling station