

DOI: 10.5846/stxb201212111782

王荣芬,邱尔发,唐丽清.行道树毛白杨树干中重金属元素分布.生态学报,2014,34(15):4212-4222.

Wang R F, Qiu E F, Tang L Q. Heavy metals distribution in roadside tree trunks under a heavy urban transportation condition. Acta Ecologica Sinica, 2014, 34(15):4212-4222.

行道树毛白杨树干中重金属元素分布

王荣芬,邱尔发*,唐丽清

(中国林业科学研究院林业研究所 国家林业局林木培育重点实验室,北京 100091)

摘要:采用电感耦合等离子体发射光谱法(ICP),测定分析首都机场高速公路旁毛白杨(*Populus tomentosa* Carr.)树干中 Pb、Cd、Cr、Cu、Zn、Ni 和 Mn 7 种重金属元素的含量及积累量,比较分析树干不同组织、不同方位、不同龄级年轮重金属含量差异及与交通量、关键气候因子的相关性。结果表明:树干木质部中各重金属平均含量由大到小依次为 Zn、Cu、Cr、Mn、Ni、Pb、Cd,树皮中依次为 Zn、Mn、Cr、Pb、Cu、Cd、Ni,树皮中各重金属元素的含量明显高于木质部;同一树干木质部中,各重金属元素在不同方位的分布有所差异,其中,靠近车道一侧的各重金属元素含量均高于背离车道一侧,南北向比较中,Ni、Zn 为南侧含量高于北侧,其他 5 种重金属元素均为北侧高于南侧;以 5a 为一个龄级将年轮划分为 5 个龄组,各龄级年轮中重金属含量随时间的变化趋势各异,其中 Pb、Cd、Cu、Zn 总体呈递减趋势,且与年降水量、最低气温、日照时数、雨天日数和大风日数呈正相关趋势,与年平均气温和最高气温呈负相关趋势;各元素在毛白杨树干木质部中的积累量表现为 Zn> Cr> Cu> Mn>Pb>Ni> Cd。

关键词:毛白杨;年轮;重金属

Heavy metals distribution in roadside tree trunks under a heavy urban transportation condition

WANG Rongfen, QIU Erfa*, TANG Liqing

Key Laboratory of Forest Silviculture of the State Forestry Administration, Research Institute of Forestry, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China

Abstract: Roadside trees play an important role in improving transportation safety and environment conditions such as soundproof, pollutant removal, and positive psychological influence. The distribution of heavy metal concentration in the roadside tree trunks are rarely investigated in wholesome way. To know the distribution of heavy metals in tree rings has important implications for researching on heavy metals enrichment and purification effect of trees. In this study, we measured the concentration of seven heavy metals including Pb, Cd, Cr, Cu, Zn, Ni and Mn in the tree trunks of *Populus tomentosa* Carr. growing along Beijing Capital Airport expressway, Beijing, China, by using the Inductively Coupled Plasma (ICP). The distribution was analyzed according to the tissues, directions, and growth of the tree trunks. The influence of major climate variables on the distribution was also studied by using correlation analysis. The result showed that the average concentration of each heavy metal was different in different stem parts. The concentration ranking from high to low was Zn> Cu>Cr>Mn>Ni>Pb>Cd in xylem and Zn>Mn>Cr>Pb>Cu>Cd>Ni in bark, respectively. Heavy metal concentrations in bark were significantly higher than that in xylem. Moreover, the heavy metal concentrations in the tree stem near the lane side were higher than the ones farther from the lane side. The concentration of Cu, Cr, Mn, Pb, and Cd in the northfacing tree stem was higher than that in the southfacing stem. We found there were temporal variations of the heavy metal concentration level in tree stem by measuring the concentration of heavy metals in each five year tree ring segment from the

基金项目:国家“十二五”(2011BAD38B03)科技支撑计划项目

收稿日期:2012-12-11; 网络出版日期:2014-03-03

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: efqiu@163.com

tree center to the bark. The concentrations of cadmium, lead, zinc and copper had a general downward trend, but manganese, nickel and chromium an upward trend. We concluded that the tree growth and the environment influenced the distribution of heavy metals in tree rings. When tree grew slowly, the stem xylem could absorpt and deposit more the heavy metal element and vice versa. There was a significant positive correlation between Zn, Pb, Cd and Cu concentration and climate factors including annual precipitation, annual strong wind days, annual rain days and annual minimum air temperature. The estimated content of heavy metals in stem were Pb (2822.69mg), Cd (1407.55mg), Cr (21482.56mg), Cu (17255.19mg), Zn (98123.60mg), Ni (1726.46mg) and Mn (15063.84mg), respectively, on the basis of trunk biomass. The current research provided an insight for assessing the capability of *Populus tomentosa* to curb the heavy mental pollution under a heavy urban transportation condition.

Key Words: *Populus tomentosa*; tree rings; heavy metals

随着交通运输的快速发展,交通污染诸如大气污染、噪音污染等已成为城市污染的主要组成部分,并严重威胁着城市居民的身心健康和城市生态环境的安全。行道树作为道路林带的主体,在改善道路环境方面发挥着关键的作用,如有明显的滞尘作用并可降低风速,有固碳释氧和增湿降温效应,有效调节小气候,以及隔音降噪^[1-5]等。关于由交通所引起的大气污染,其成分主要有一氧化碳、碳氢化合物、氮氧化物、二氧化碳和苯并芘、烟尘及铅^[6],但越来越多的研究表明,除铅以外,尾气排放及轮胎的磨损同样会对道路两侧的土壤及植物产生其他重金属污染,且污染程度与交通流量有密切关系^[7-11]。那么,作为改善交通环境的行道树,它们在重金属污染防治方面的效果如何,也是值得人们关心的一个问题。乔木由于生物量大,生长期较长,是环境元素的良好收集器,树木年轮在生长过程中不仅记录着树木的年龄,也记录了周围环境变化的信息,年轮的一些理化特征及化学元素的时空分布能较准确地反映周围环境的变化,利用树轮所包含的信息来进行研究,已被广泛应用于气候学、考古学、环境科学、生态学等方面^[12-15],其应用领域还在不断地扩展。在城市环境污染方面,树木年轮也被用于研究重金属污染史,如喻斌和黄会一^[16]通过对油松年轮宽度和元素含量的变异与沈阳工业发展的相关分析,揭示了年轮中微量元素含量所发生的变异与沈阳工业的发展显著相关。但是对于处于交通污染环境的行道树年轮分析较少,且在以往行道树抗重金属污染能力和效益的研究中,通常只以重金属的含量作为评价指标,而未考虑总的吸收量,因而对树木抗重金属污染的功能评价仍未形成一个完整体系。针对受人为影响

较小,车流量较大的首都机场高速公路,测定分析道路旁主要行道树毛白杨树干中重金属的含量及分布,通过树干生物量测算重金属蓄积量,以揭示树干对各重金属的富集能力,并探索处于交通环境下毛白杨年轮中各重金属元素分布的影响因素。

1 研究区概况

北京市属暖温带半湿润气候区,四季分明、春秋短促、冬夏较长。2011 年全年降水量 720.6 mm,年度降水主要集中于夏季,2011 年平均气温为 13.4℃,最高气温 35.9℃,最低气温 -11.6℃^[17]。首都机场高速公路是连接北京市区和北京首都国际机场的高速公路,主要以客运为主,1993 年首次通车,直到 2006 年 9 月以前,这条是唯一连接北京市区和北京机场的高速公路,目前车流量为 21 万辆/d,道路

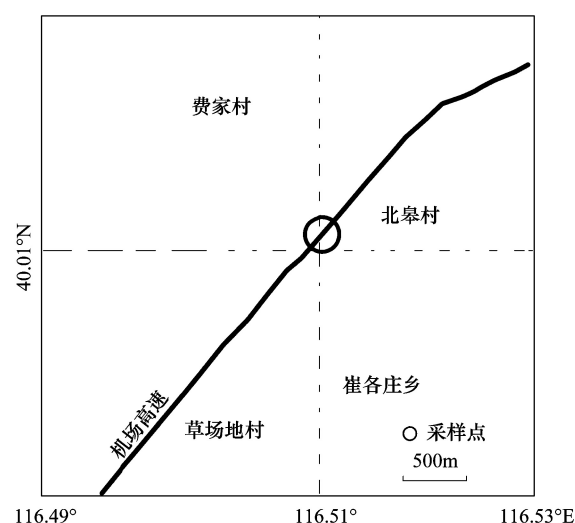


图1 样点分布图

Fig.1 The location of sampling site

走向为北偏东 35°。样点设置在北皋段东侧的毛白杨防护林(图 1), 40.01°N, 116.51°E, 其土壤类型为褐土, 测得目前表层土壤(0—40 cm)中 Pb、Cr、Cd、Cu、Zn、Ni 和 Mn 的含量分别为 9.66、55.39、1.59、20.10、57.62、31.13 mg/kg 和 450.88 mg/kg。样地内主要树种为毛白杨、紫叶桃(*Amygdalus persica* Linn. var. *Persica*)、牵牛花[*Pharbitis nil* (Linn.) Choisy], 五叶地锦[*Parthenocissus quinquefolia* (L.) Planch.]等, 其中乔木仅有毛白杨一种, 均于 1992 年栽植(6 年生苗木), 共有整齐的 4 排, 种植间距为 4 m×4 m。

2 材料和方法

2.1 标准树的选取

样地内毛白杨平均胸径为 45.5 cm, 平均树高 21 m。在距离道路最近(受交通污染影响较大)的一排毛白杨中选 3 棵长势良好、无病虫害, 树高、树粗大体一致, 及土壤质地、光照等外环境因素基本一致的平均木为研究材料, 其胸径分别为 45.8 cm、45.3 cm 和 45.4 cm。

2.2 植物样品采集及处理

实验样本于 2012 年 4 月底采集, 使用直径为 12 mm 的生长锥钻取树芯样, 分别采自树干胸径处的四个方向, 即: 靠近车道一侧(K)、背离车道一侧(B)、北侧(N)、南侧(S), 钻取长度超过髓心, 另外用小刀采取同高度四个方位的树皮混合样, 采样完成后, 封好树木的采样口。将所采样品装入自制的纸筒, 带回实验室, 从树皮向髓心的方向沿年轮线每隔 5a 划分为一段, 得到以下 5 个年轮段样品: 1986—1991、1992—1996、1997—2001、2002—2006、2007—2011, 共得 60 个树芯样品。测量每段的鲜重, 风干后, 用游标卡尺测量每段的长度。树皮经蒸馏水洗干净并风干。80 °C 烘干样品至恒重, 称量干重, 然后将每个样品平均分为两份, 将 3 棵样株同一方向及同一龄级年轮段的样品分别混匀, 粉碎, 过 60 目筛, 至干燥器中保存^[18]。

2.3 重金属元素分析方法

准确称取 0.5 g 样品于洁净锥形瓶中, 用硝酸-高氯酸(4:1)湿化消解法消解完全后, 定容到 50 mL 容量瓶内, 每个样品作两个平行样, 同时作 3 份试剂空白, 通过 ICP 法测定重金属 Pb、Cr、Cd、Cu、Zn、Ni、Mn 的含量^[19]。

2.4 重金属元素积累量

树干中重金属元素的积累量主要决定于树干的生物量及树干中重金属元素的含量。由于从心材到边材的方向, 不同年轮段中重金属元素的含量不尽相同, 且随时间的推移, 树干的年生长量也不相同, 因此通过计算各年轮段所对应的树干中的重金属元素积累量, 求和来计算单株毛白杨树树干中重金属元素的积累量, 具体计算方法如下:

$$M = \sum_{i=1}^5 w_i N_i = \sum_{i=1}^5 \frac{w_i m_i V_i}{\pi r^2 l_i}$$

式中, i 为按时间序列所分割的年轮段($i=1, 2, 3, 4, 5$), w_i 为第 i 段年轮中重金属元素的平均含量, N_i 为第 i 段树干的生物量, m_i 为第 i 段树芯样的干重, v_i 为第 i 段树芯样的体积, V_i 为第 i 段树干的材积^[20], l_i 为第 i 段树芯样的平均宽度, r 为 6 mm(所采树芯样直径均为 12 mm)。

2.5 交通资料及气象资料

为了探讨年轮中重金属元素的积累与交通环境及气候要素之间的关系, 收集了相关方面的数据。其中交通数据来源于新闻报道及网上相关资料, 气象资料采用了北京市气象局有关北京市 1986—2011 年的气象数据, 包括年平均气温、年降水量、年最高气温、年最低气温、年日照时数、大风日数和雨日数, 各时间段内各气象因子的年均值见表 1。北京的气候为典型的暖温带半湿润大陆性季风气候, 夏季高温多雨, 冬季寒冷干燥, 春、秋短促, 为华北地区降雨最多的地区之一, 全年降水的 80% 集中在夏季 6、7、8 3 个月。1986—2011 年间, 北京市年平均温度 13.1 °C, 年降雨量 535.8 mm, 最高气温 41.9 °C, 最低气温 -17.0 °C。

3 结果与分析

3.1 树干中重金属元素的含量

Cu、Mn、Zn 为植物的必需元素, 其中 Cu、Mn 作为酶和电子传递的活性中心, 直接关系到光合作用中的电子传递, Zn 参与细胞分裂活动, 是遗传信息传递过程所必需的; Ni 是脲酶的组成成分, 催化尿素的降解, 在尿素代谢过程中具有重要意义; 而 Cr、Pb 和 Cd 则为植物的非必需元素, 除较低含量的这些元素对植物的代谢有一定的促进作用外, 通常情况下会影响植物正常的生理生化作用, 阻碍生长发育

过程。

表 1 北京市 1986—2011 年不同时间段交通、气象因子年均值
Table 1 The annual average of traffic and meteorological factors at different periods in Beijing

时间段 Time	降水量/mm Precipitation	平均气温 Average temperature /℃	最高 Maximum temperature /℃	最低 Minimum temperature /℃	日照时数 Sunshine hours /h	大风日数 Strong wind hours /d	雨日数 Rainy days /d	车流量 Traffic volume /(万辆/d)
1986—1991	651.7	12.6	38.5	-15.5	2580.3	14	97	4.0
1992—1996	627.0	13.1	37.5	-13.0	2558.1	12	95	4.5
1997—2001	427.9	13.0	41.9	-17.0	2578.0	10	83	5.0
2002—2006	405.5	13.2	41.1	-15.0	2426.6	9	87	10.6
2007—2011	566.8	13.3	40.6	-16.7	2424.6	9	87	17.4

树干中重金属的来源主要有两个途径:①根系从周围土壤中吸收重金属后运输到树干部位;②树叶及树皮通过对大气颗粒物的吸附和吸收作用吸收重金属,进一步转移或渗透到树干中。由于同一树种对不同重金属元素有不同的富集能力,且各器官的结构和功能不同,因而同一器官中各重金属元素含量并不一定相同,同一种重金属元素在不同器官中的含量也有所差异。

表 2 为树皮和树干木质部中各重金属元素的平均含量及二者之比,可以看出,各种重金属元素的平均含量大小不同,尤其在树皮中差异更为明显。木质部中各重金属平均含量从大到小依次为 Zn>Cr>Cu>Mn>Ni>Pb>Cd,Zn 的含量最高,为 10.02 mg/kg,

Cd 的含量最低,为 0.17 mg/kg,相差 58 倍;树皮中为 Zn>Mn>Cr>Pb>Cu>Cd>Ni,同样为 Zn 的含量最高,高达 120.35 mg/kg,是含量最低元素 Ni 的 143 倍。

相对于木质部,树皮中重金属含量较高,这种差异主要是由于树皮和木质部的结构、功能及生理活性不同所致,树皮代谢相对旺盛,且树皮直接和外界接触。树皮与木质部中重金属元素含量的比例,一方面说明了各重金属元素在二者之间的分配关系,另一方面也表明不同重金属元素的来源或运输规律不同,由表 2 可看出,其中 Pb 和 Zn 在树皮中的含量远大于木质部,比值分别为 16.66 和 12.01,树皮和木质部中含量差异最小的为 Ni,其树皮中的平均含量是木质部的 0.90 倍。

表 2 树皮与木质部重金属元素含量及比例
Table 2 Concentration and ratio of heavy metal in bark and trunk

	镉 Cd	铬 Cr	铜 Cu	锰 Mn	镍 Ni	铅 Pb	锌 Zn
木质部 Xylem/(mg/kg)	0.17±0.04	2.29±0.57	2.05±1.22	1.63±0.27	0.93±0.74	0.34±0.20	10.02±3.61
树皮 Bark/(mg/kg)	0.92±0.02	7.39±1.05	3.88±1.95	7.47±0.16	0.84±0.11	5.74±6.38	120.35±3.79
树皮/木质部 Bark/xylem	5.52	3.23	1.89	4.60	0.90	16.66	12.01

3.2 不同方位年轮中重金属元素的分布

由于行道树受道路扬尘、风向、大气、光照等环境因素的影响,导致生长在路旁的毛白杨年轮中重金属元素有方位角的分布,即同一年轮不同方位中的重金属元素含量有所差异。表 3 为毛白杨年轮四个方位中各重金属元素的含量。各元素的含量范围值为: Cd 0.1099—0.1998 mg/kg; Cr 1.6986—2.9482 mg/kg; Cu 0.5096—3.4579 mg/kg; Mn 1.3289—1.9888 mg/kg; Ni 0.2598—1.6484 mg/kg; Pb 0.1699—0.6194 mg/kg; Zn 5.5156—13.9860 mg/kg。

在四个方向中,Cd 和 Pb 的最大值出现在 K 侧, Cr、Cu 和 Mn 的最大值出现在 N 侧, Ni 和 Zn 出现在 S 侧。比较 K 侧和 B 侧,所有重金属元素均表现为 K 侧>B 侧,可能原因是由于靠近车道一侧较背离车道一侧受交通污染的影响较大,重金属元素随大气颗粒物吸附于树叶及树皮表面的量较多,进而转移到木质部中;比较 N 侧和 S 侧, Ni 和 Zn 表现为 S 侧>N 侧,其余 5 种元素表现为 N 侧>S 侧,其中一个原因是由于受不同光照影响从而导致元素的分布差异。

分析各元素之间的相关性,Cu 和 Cr 呈显著相 (表 4)。
关,其他元素间相关性均未达到统计上的显著水平

表 3 年轮中不同方位上重金属的含量
Table 3 Heavy metal concentration in different directions

方向 Direction	Cd/ (mg/kg)	Cr/ (mg/kg)	Cu/ (mg/kg)	Mn/ (mg/kg)	Ni/ (mg/kg)	Pb/ (mg/kg)	Zn/ (mg/kg)
N	0.18±0.07	2.95±0.35	3.46±0.32	1.99±0.16	0.33±0.27	0.35±0.11	9.09±0.21
S	0.18±0.04	1.95±0.14	1.86±0.19	1.64±0.42	1.65±0.31	0.24±0.01	13.99±0.35
K	0.20±0.04	2.57±0.54	2.37±0.42	1.55±0.02	1.50±0.38	0.62±0.19	11.50±0.29
B	0.11±0.08	1.70±0.17	0.51±0.13	1.33±0.49	0.26±0.43	0.17±0.28	5.52±0.43

N 为北侧,S 为南侧,K 为靠近道路一侧,B 为背离道路一侧

表 4 各重金属在年轮不同方位上分布的相关性
Table 4 Correlations about distribution of heavy metals in different directions

	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
Zn	0.807	0.180	0.403	0.315	0.905	0.361	1.000
Pb	0.758	0.647	0.529	0.192	0.444	1.000	
Ni	0.665	-0.068	0.085	-0.088	1.000		
Mn	0.593	0.827	0.934	1.000			
Cu	0.788	0.951 *	1.000				
Cr	0.696	1.000					
Cd	1.000						

* $P<0.05$ 时,相关性显著

3.3 不同年轮段中重金属元素的分布

树木的生长进程是以年轮形式表现的,随着年龄的增加,树木年轮也客观记载着周围的环境变化信息。由于年轮中多数元素存在一定的横向迁移,因此某一特定年中的元素含量可能并不能代表当年

形成的年轮元素含量,为获得各重金属元素随时间的平均变化趋势,将每 5a 的年轮(第 1 段包括 6a)作为一个样品进行分析。测得各年轮段的宽度为 3.977—4.699 cm,含水率为 39.73%—50.64% (表 5)。

表 5 各年轮段的宽度及含水率
Table 5 Mean width moisture content of each tree ring section

年轮段 Time	宽度 Width/cm	鲜重 Fresh weight/g	干重 Dry weight/g	含水率 Moisture content/%
1986—1991	4.699	47.15	25.02	46.94
1992—1996	3.977	41.65	21.95	47.30
1997—2001	4.009	44.79	22.11	50.64
2002—2006	4.042	40.77	22.77	44.15
2007—2011	4.102	39.37	23.73	39.73

相比土壤中所指示的目前土壤中重金属元素的含量值,树木年轮逐年内重金属含量的变化则可以提供环境中重金属历史变化的信息。图 2 是毛白杨年轮中 7 种重金属元素的含量随时间的变化趋势,可以看出,各种重金属元素有不同的变化特点。

Zn 随时间的波动最大,最大含量值出现在 1992—1996 年段,为 42.6585 mg/kg,随后急剧降低,

最小含量值出现在 2002—2006 年段,为 4.5155 mg/kg,最大值约为最小值的 9.44 倍,但 2007—2011 年段与 2002—2006 年段相比,又上升了 1.90 倍。

Pb 是植物非必需元素,汽油燃烧是城市大气及土壤中 Pb 污染的主要来源。可以看到,在机场高速公路通车以来,虽然车流量逐年增加,尤其是近几年急剧增加,但是年轮中 Pb 的含量并没有随之增加。

在 1992—1996 年段出现的峰值可以解释为,道路通车后,引起道路旁土壤和大气中的 Pb 含量显著增加,这一环境信息表现在毛白杨年轮中为其含量值

约为前一段年轮的 2 倍。在 1992 年,北京开始实施无铅汽油的使用,随着土壤及大气中可供的铅的量逐渐减少,相应年轮中所积累的量也逐渐减少。

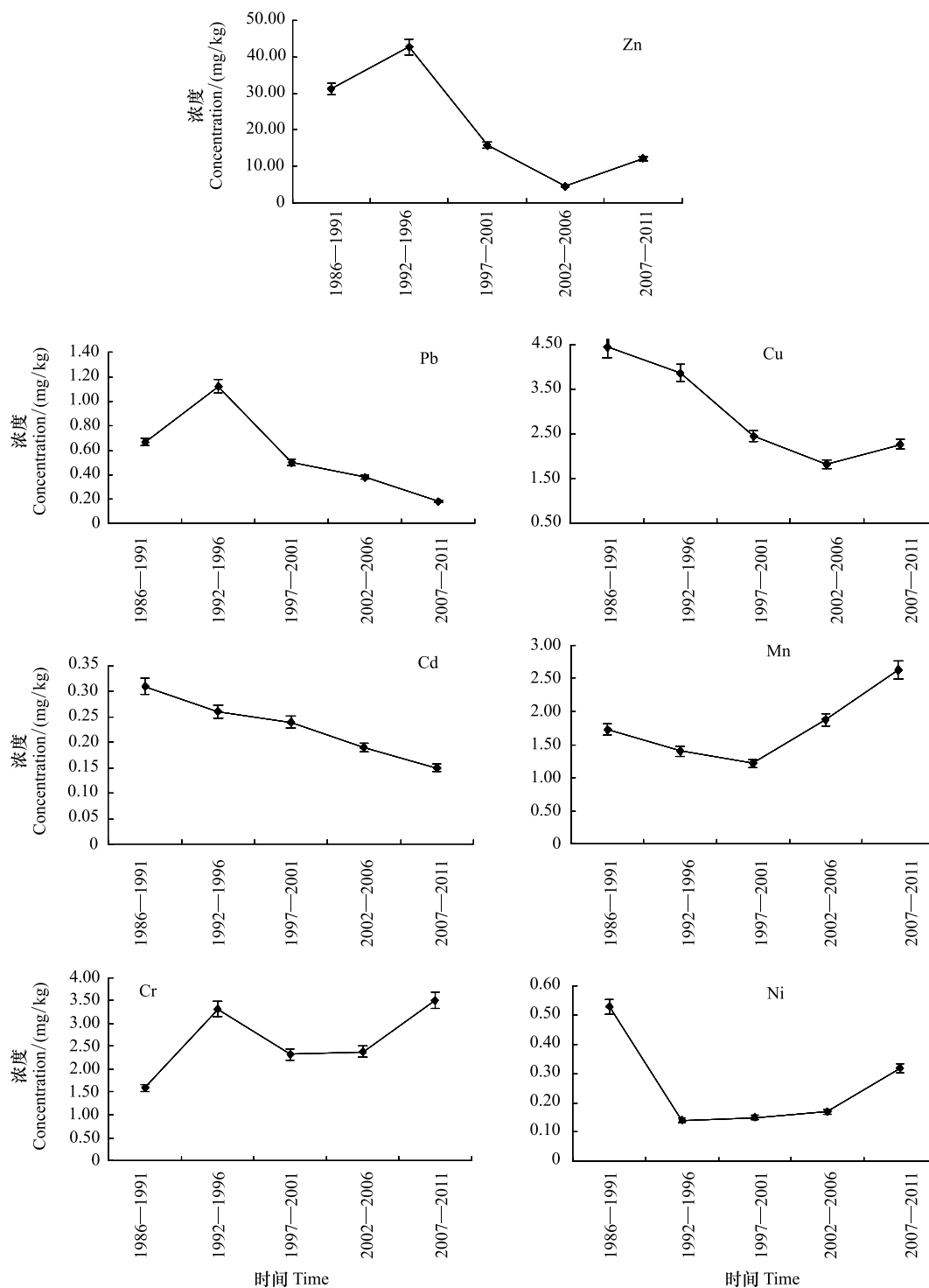


图 2 毛白杨年轮中重金属含量的时间变化

Fig.2 The yearly variation of heavy metal concentration in tree rings of *Populus tomentosa*

Cu 含量在 2002—2006 年段之前,随时间推移, 由 4.4338 mg/kg 下降到 1.8182 mg/kg, 2007—2011

年段又上升到 2.2668 mg/kg。

Cd 也为植物非必需元素,但它很容易通过根部、叶部被吸收,然后转移到植物其他器官,许多研究结果都一致表明生长基质中的 Cd 含量和植物组织中的含量之间有显著的线性相关关系^[21]。毛白杨年轮中 Cd 含量总体呈逐渐下降的趋势,由 0.3095 mg/kg 下降到 0.1496 mg/kg,且其值与时间有较高的线性关系,经线性拟合, R^2 等于 0.9881,说明随时间的推移,环境中可供的 Cd 含量逐渐减少,这对当地土壤环境来说是一个有利的变化趋势。

Mn 的总体变化趋势呈“V”型,谷值出现在 1997—2001 年段,为 1.2195 mg/kg,其余各段在 1.4003—2.6263 mg/kg。

Cr 含量由 1.5878 波动上升到 3.4951 mg/kg,其中在 1992—1996 年段有一个峰值,为 3.3107 mg/kg。Ni 由 0.5292 下降到 1992—1996 年段的 0.1400 mg/kg,随后逐渐上升到 0.3190 mg/kg。

植物体内重金属主要来源于土壤及大气,结合主要气象因子在相同时间段的变化情况,分析重金属含量分布与气象因子之间的相关性,结果见表 6。

除 Mn 和 Cr 外,其余重金属元素均与降水量、雨

天日数、日照时数和大风日数呈正相关趋势,其中 Cu 与雨天日数达到显著正相关,与日照时数达到极显著正相关;Cd 与日照时数和大风日数达到显著正相关;其余则均未达到统计上的显著水平,但可以看出,除 Ni 与大风日数的相关系数较小($r = 0.151$)外,其余相关性则达到中度或者强相关性,相关系数在 0.486—0.680 之间。

从气温来看,除 Mn 和 Cr 外,其他几种元素均与年平均气温呈负相关趋势,其中 Cd 呈显著负相关。对于年最高气温和年最低气温,Zn、Pb、Cu、Cd 的表现相似,均为与年最高气温呈负相关趋势,与年最低气温呈正相关趋势,Ni 则相反。

Mn 和 Cr 在年轮中随时间的分布与气象因子间无统计上的显著相关性。二者与各气象因子间相关系数较大的为 Mn 和大风日数、平均气温,Cr 和平均气温、日照时数和大风日数。

从毛白杨年轮中重金属元素分布与车流量的分析结果来看(表 6),Mn 与车流量的变化呈显著正相关,Cd 与车流量呈显著负相关,其余元素均未达到统计上的显著水平,其中 Zn、Pb、Ni 和 Cu 与车流量呈负相关趋势,Cr 与车流量呈正相关趋势。

表 6 不同年轮段重金属分布与环境因子的相关性

Table 6 Correlations between distribution of heavy metals in different tree ring section and environmental factors

	降水量 Precipitation	平均气温 Average temperature	最高气温 Maximum temperature	最低气温 Minimum temperature	日照时数 Sunshine hours	大风日数 Strong wind hours	雨日数 Rainy days	车流量 Traffic volume
Zn	0.801	-0.475	-0.800	0.654	0.811	0.709	0.800	-0.642
Pb	0.508	-0.363	-0.800	0.817	0.674	0.678	0.673	-0.768
Ni	0.607	-0.669	0.307	-0.237	0.598	0.151	0.545	-0.002
Mn	0.135	0.439	0.143	-0.309	-0.397	-0.798	-0.092	0.915 *
Cu	0.858	-0.774	-0.858	0.457	0.978 **	0.724	0.900 *	-0.658
Cr	0.097	0.822	-0.085	0.201	-0.496	-0.452	-0.192	0.567
Cd	0.486	-0.909 *	-0.586	0.346	0.929 *	0.894 *	0.680	-0.920 *

* $P < 0.05$ 时,相关性显著; * * $P < 0.01$ 时,相关性极其显著

进一步分析各重金属元素两两之间的相关性,Zn、Cu、Pb、Cd 含量之间呈显著正相关(表 7),这种相关性解释为这几种重金属元素受共同的环境因子所影响。正如上述分析,Zn、Cu、Pb、Cd 这 4 种重金属元素在年轮中的横向分布总体趋势相似,且均与年平均降水量、雨天日数、日照时数、年最低气温及大风日数的变化呈正相关趋势,与年均气温、年最高气温及车流量的变化呈负相关趋势。

3.4 单株树干中重金属元素的积累量

树干是单株乔木中生物量最大的器官,以木质为主,生理功能最弱,在采伐管理过程中,树干和树皮中的重金属元素几乎不可能再进入采伐地,参与生态系统的重金属元素再循环,因此,携带走大量重金属元素,从而起到对环境中重金属元素的吸收净化作用。由表 8 可见,毛白杨树树干中 Zn、Cd、Cr、Cu、Mn、Pb 和 Ni 的含量差异很大,单株树干木质部中各

元素的积累量为 Zn (98123.60 mg)>Cr (21482.56 mg)>Cu (17255.19 mg)>Mn (15063.84 mg)>Pb (2822.69 mg)>Ni (1726.46 mg)>Cd (1407.55 mg), 含量最高与最低的元素间相差 69 倍。从各年轮段中重金属的含量来看,除 Pb 和 Zn 外,其余均为随年龄增大,相应年轮段中的重金属含量增多,这主要是由于树干生物量随年龄呈增长趋势。Pb 在 1986—

1991 年段树干中蓄积量最小,为 85.73 mg,在 1992—1996 年段急剧增加到 642.18 mg,此后逐渐增多,但在 2007—2011 年段又下降到 560.48 mg。Zn 则在各时间段中波动性较大,1986—1991 年段含量最小,为 3997.10 mg,其次为 2002—2006 年段,为 9994.77 mg,最大值出现在 2007—2011 年段,达 37801.01 mg。

表 7 各重金属在不同年轮段上分布的相关性
Table 7 Correlations about distribution of heavy metals in different tree ring section

	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
Zn	0.729 *	0.046	0.898 *	-0.445	0.164	0.907 *	1.000
Pb	0.711 *	0.003	0.728 *	-0.676	-0.159	1.000	
Ni	0.379	-0.487	0.549	0.371	1.000		
Mn	-0.688	0.397	-0.337	1.000			
Cu	0.865 *	-0.307	1.000				
Cr	-0.642	1.000					
Cd	1.000						

* $P<0.05$ 时,相关性显著

表 8 年轮中各重金属元素的积累量
Table 8 Content of heavy metals in tree ring

时间段 Time	Cd/mg	Cr/mg	Cu/mg	Mn/mg	Ni/mg	Pb/mg	Zn/mg
1986—1991	39.66	203.44	568.09	221.35	67.80	85.73	3997.10
1992—1996	149.02	1897.87	2207.49	802.72	80.24	642.18	24454.41
1997—2001	332.68	3220.37	3386.94	1693.47	207.92	694.05	21876.31
2002—2006	419.88	5262.73	4024.44	4157.12	375.68	840.27	9994.77
2007—2011	466.32	10898.15	7068.23	8189.18	994.81	560.48	37801.01
总计 Total	1407.55	21482.56	17255.19	15063.84	1726.46	2822.69	98123.60

4 结论与讨论

4.1 毛白杨树干对各重金属元素的吸收能力

北京市首都机场高速公路旁毛白杨树皮中重金属含量表现为 Zn>Mn>Cr>Pb>Cu>Cd>Ni,树干木质部表现为 Zn>Cr>Cu>Mn>Ni>Pb>Cd,同种元素在树皮中的含量要显著高于木质部。

许多研究已证明植物体内重金属的含量和环境 中可供的量呈显著正相关^[22-25],试验样地中土壤各重金属含量表现为 Mn>Zn>Cr>Ni>Cu>Pb>Cd,因此,可以用富集系数来衡量植物吸收重金属元素能力的强弱。按以下公式来计算各植物样的富集系数 T/S 值, T/S =树木中元素含量/根部土壤中元素含量,富集系数愈大表明植物愈易从土壤中吸收该元素^[26]。表 9 为行道树毛白杨树干的 重金属富集系

数,可以看出毛白杨对各重金属的吸收能力并不一致,且不同组织对同种元素的吸收能力也不相同,树皮对各重金属的富集系数依次为 Pb>Cd>Zn>Cu>Cr>Ni>Mn,木质部则为 Zn>Cd>Cu>Cr>Pb>Ni>Mn。除 Ni 外,树皮中各元素的富集系数均大于木质部,说明树皮对各重金属元素的吸收能力更强。样地土壤 7 种重金属元素中,Mn 的含量最高,但是毛白杨树干中 Mn 的富集系数最小,说明毛白杨对 Mn 的吸收能力较小,Cd 则相反,说明毛白杨对 Cd 的吸收能力较强。植物对重金属的吸收能力除受植物本身的遗传机制影响外,还与元素原子序数,土壤理化性质,土壤溶液中重金属的形态等因素有关,对植物有效性的土壤重金属即是指存在于土壤中且能被植物根部吸收的重金属。相对于土壤中重金属的总量,土壤有效态含量更能很好地反映重金属的植物有效

性^[27],重金属的价态对植物体的吸收及其在体内分布有明显影响^[28-29]。另外,元素之间还存在一定的相互作用^[30-31]。因此,土壤理化性质是如何影响重

金属各形态的变化,从而进一步影响行道树中重金属含量的机理问题还需要进行更深一步的研究。

表 9 毛白杨树干重金属的富集系数

Table 9 Bioaccumulation of tree trunk on heavy metals

	Cd	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
树皮 Bark	0.579	0.133	0.193	0.017	0.027	0.594	2.089
木质部 Xylem	0.107	0.041	0.102	0.004	0.030	0.035	0.174

4.2 毛白杨不同龄级年轮中重金属含量的差异

对毛白杨不同龄级年轮中 7 种重金属元素的含量变化分析表明,随年龄的增加,树木年轮中重金属元素的含量也呈一定的变化趋势,但并非简单的递增或递减,这种变化来自毛白杨自身生长特性和周围环境因素的共同结果。

(1) 年轮中元素的横向迁移 重金属在年轮中的分布规律如何,影响因素有哪些,各因素对其的贡献率以及各因素之间的相互作用如何,至今仍是一个正在研究的难点,其中一个很关键的问题是各重金属元素在年轮中的横向迁移规律,这也关系到能否用毛白杨年轮来重建当地环境的重金属污染史。试验中以 5a 为一段进行划分,避免了元素横向迁移这一问题,可以代表 5a 的平均值,但是探讨元素在毛白杨年轮中的横向迁移规律仍是目前研究的重要任务之一。

(2) 毛白杨生长特性 结合样地内毛白杨苗木栽植时间及毛白杨的生长曲线,1992—1996 年段为苗木移植后的初适应期,此阶段树木生长较为缓慢,而重金属元素 Pb、Cd、Cr、Cu 和 Zn 在此阶段的含量均相对较高,随年龄的增大,在 10a 之后,毛白杨的生长速率逐渐增大,对重金属的吸收能力反而减弱,当年龄达到一定期限时,生长速率趋于稳定,树木生长缓慢,而重金属含量又有上升的趋势。这种现象说明树干对重金属元素的吸收与树木的生长状况有很大的关系,当树木处于快速生长期时,树干对重金属元素的吸收能力较小,而当树木生长缓慢时,树干对重金属的吸收能力则有一定程度的增大。

(3) 车流量 从重金属测定结果来看,虽所选样地主要污染源为交通,且车流量逐年增长,从 1993 年开始通车,2000 年车流量为 5.5 万辆/d,2005 年增加到 11.9 万辆/d,2007 年达到 15 万辆/d,目前已高

达 21 万辆/d,但不同年轮段中重金属的含量并非随时间推移呈单调递增趋势,除 Mn 和 Cr 与车流量的相关性呈正相关趋势外,其余元素则呈负相关趋势。这与栾以玲等^[32]的研究结果不同,其结果表明行道树雪松、法国梧桐和水杉年轮中重金属 Cd、Cr、Cu、Fe、Mn、Ni、Pb、Ti 和 Zn 的含量随时间推移呈逐渐上升的趋势,且通过相关性分析年轮中重金属的增长规律与南京市机动车的拥有量的变化规律具有极显著的正相关关系。可能原因之一是因树种不同,随年龄增长,年轮中重金属的分布也不同;二是毛白杨的样点虽为距路肩最近的乔木,其间栽植有灌木,可能灌木对重金属起到了一定的缓冲作用,因此年轮中重金属的量不能很灵敏地反应交通环境所导致的重金属污染。

但是通过对比靠近车道一侧和背离车道一侧年轮中重金属的含量,发现这 7 种重金属均表现为靠近车道一侧的含量大于背离车道一侧的含量,这说明交通活动可能会引起重金属污染。汽车尾气的排放,零部件间的磨损,轮胎与地面间的摩擦等产生了重金属离子,随大气颗粒物飘散到道路两侧,甚至进行长距离扩散,从而造成一定范围内的大气及土壤重金属污染。

(4) 气候因子 吸收到植物体内的重金属主要来源于大气环境中重金属的干湿沉降,由于大风及降雨对大气的干、湿沉降影响重大,而道路旁重金属的主要输入来自大气的干、湿沉降,植物直接吸收的部分是溶解于土壤溶液中的水溶性部分以及吸收到植物体表面的重金属化合物,分析重金属含量与历年气象因子之间的关系,发现 Pb、Zn、Cu、Cd 在不同年轮段中的分布与年降水量和年大风日数呈极显著、显著或强正相关性,所以相比车流量增加引起的毛白杨年轮中重金属 Pb、Zn、Cu、Cd 含量增高,由大

气干、湿沉降所引起的年轮中重金属 Pb、Zn、Cu、Cd 含量增高作用更为明显。

4.3 毛白杨对重金属污染的净化作用

毛白杨为落叶乔木,通常以生产木材和保护环境为主要目的,由于其生长迅速,生物量大,生命周期长,相对于草本和灌木,对重金属污染物有更强的吸收积累作用,如同一污染地,杨树元素累积量为草本作物的 10—100 甚至数百倍^[33],因此在防治重金属污染方面有很大的利用价值。树干作为单株植株中生物量最大的器官,其吸收保留的重金属元素一般不直接参与人类食物链,而是作为贮存库将重金属贮存在体内,对重金属污染起到屏蔽和缓冲作用。生长于首都机场高速路旁的年龄为 26a 的毛白杨树干(除树皮)内可积累重金属含量为 Zn (98123.60 mg) > Cr (21482.56 mg) > Cu (17255.19 mg) > Mn (15063.84 mg) > Pb (2822.69 mg) > Ni (1726.46 mg) > Cd (1407.55 mg),按年均值来看,单株毛白杨树干(除树皮)每年大约可吸收积累重金属含量为 Zn (3773.98 mg) > Cr (826.25 mg) > Cu (663.66 mg) > Mn (579.38 mg) > Pb (108.57 mg) > Ni (66.40 mg) > Cd (54.14 mg),这为以后计算行道树毛白杨对重金属的吸收富集能力提供参考依据。从各年轮段中各重金属元素的含量分布来看,Pb、Cd、Cu、Zn 的含量总体呈降低趋势,根据前人研究植物与土壤中重金属呈显著正相关性^[23-25],也说明当地土壤中重金属 Pb、Zn、Cu、Cd 呈下降趋势,这对道路环境来说是十分有利的,尤其是毒性较大的 Pb 和 Cd。而 Cr、Ni、Mn 在一定含量范围内波动,近几年略有上升趋势,因此在今后研究中需要进一步探究其污染来源,监测其变化趋势。

References:

- [1] Chai Y X, Zhu N, Han H J. Dust removal effect of urban tree species in Harbin. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, 13 (9): 1121-1126.
- [2] Yin S, Cai J P, Chen L P, Shen Z M, Zou X D, Wu D, Wang W H. Effects of vegetation status in urban green spaces on particles removal in a canyon street atmosphere. *Atca Ecologica Sinica*, 2007, 27 (11): 4590-4595.
- [3] Zhou X H, Zhao J B. Influence of street trees on the ecological environment of Xi'an. *Shaanxi Forest Science and Technology*, 2005, (1): 8-12.
- [4] Pan H, Liu X H, Huang S D, Gao Y J. Effect of urban forest trees on CO concentration in street space. *Journal of Fujian College of Forestry*, 2008, 28 (4): 356-360.
- [5] Li X, Li H M, Ma Y, Liu P L. Research on carbon fixation and oxygen release and the effect of decreasing temperature and increasing relative humidity of greening tree species in residential areas. *Northern Horticulture*, 2008, (8): 99-102.
- [6] Yang Q Y, Chen S Y, Wang Z B. Analysis of urban transportation pollution and its countermeasure research in China. *Sichuan Environment*, 2004, 23 (1): 84-87.
- [7] Ruan H H, Jiang Z L. Pb concentration and distribution in main tree species on both sides of highway in suburbs of Nanjing City. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1999, 10 (3): 362-364.
- [8] Christoforidis A, Stamatis H. Heavy metal contamination in street dust and roadside soil along the major national road in Kavala's region, Greece. *Geoderma*, 2009, 151 (3/4): 257-263.
- [9] Sezgin N, Ozcan Kurtulus H, Demir G, Nemlioglu S, Bayat C. Determination of heavy metal concentration in street dusts in Istanbul E-5 highway. *Environment International*, 2003, 29 (7): 979-985.
- [10] Fakayode S O, Olu-Owolabi B L. Heavy metal contamination of roadside topsoil in Osogbo, Nigeria: its relationship to traffic density and proximity to highways. *Environmental Geology*, 2003, 44 (2): 150-157.
- [11] Bakirdere S, Yaman M. Determination of lead, cadmium and copper in roadside soil and plants in Elazig, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2008, 136 (1/3): 401-410.
- [12] Qian J L, Ke S Z, Huang J S, Xiang C X. Correlation between chemical element contents in tree rings and soils. *Pedosphere*, 1993, 3 (4): 309-319.
- [13] Hughes M K, Schweingruber F H, Cartwright D, Kelly P M. July-august temperature at edinburgh between 1721 and 1975 from tree-ring density and width data. *Nature*, 1984, 308 (5957): 341-344.
- [14] Earle C J. Asynchronous droughts in california streamflow as reconstructed from tree rings. *Quaternary Research*, 1993, 39 (3): 290-299.
- [15] Cao S J, Cao F X, Xiang W H. Tree-ring-based reconstruction of the temperature variations in February and March since 1890 AD in southern Jiangxi Province. *Atca Ecologica Sinica*, 2012, 32 (20): 6369-6375.
- [16] Yu B, Huang H Y. Variation of tree-ring in urban environment and its relation to industrial development. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1994, 5 (1): 72-77.
- [17] Beijing Municipal Bureau of Statistics. *Beijing Statistical of Yearbook of 2011*. 2012.
- [18] Wu Z M, Gao J, Huang C L, Hong S Y. Dynamic characters of sulphur and heavy metals concentrations in *Pinus taiwanensis* growth rings. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16 (5): 820-824.
- [19] Kos V, Budic B, Hudnik V, Lobnik F, Zupan M. Determination of heavy metal concentrations in plants exposed to different degrees of pollution using ICP-AES. *Fresenius' Journal of Analytical Chemistry*, 1996, 354 (5/6): 648-652.
- [20] Xu J W. *A Handbook of Stand and Timber Volume*. Shandong: Shandong Science and Technology Press, 2008: 3-14.
- [21] Xu J L, Yang J R. *Heavy Metals in Terrestrial Ecosystems*. Beijing: China Environmental Science Press, 1995.

- [22] Liu Y, Wang W P, Bao T Y, Yang Z Y, Liu N. Content variations of heavy metals recorded by tree rings from a displaced steel works in the eastern Xi'an city. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2009, 4(3): 382-391.
- [23] Huang H Y, Jiang D M, Zhang C X, Zhang Y B, Li S D. Study on absorbing and accumulating cadmium from polluted soil and tolerance to it in woody plants. *China Environmental Science*, 1989, 9(5): 323-330.
- [24] Huang H Y, Jiang D M, Zhang C X, Wang Y Y. Capacities of absorption and accumulation of cadmium by woody plants in polluted soil and their differences among species. *Urban Environment and Urban Ecology*, 1992, 5(1): 26-29.
- [25] Qian J L, Ke X K, Ke S Z, Chen Y J, Tang J S. Study on correlation between chemical element content in the annual ring of masson pine tree and those in soils near tree roots in red soil area of Jiangxi province. *Acta Pedologica Sinica*, 1999, 36(3): 348-353.
- [26] Zhu Y X, Qian J L, Huang J S, Ke S Z. A preliminary study on accumulation of tree elements in mining area of Xixia Mountain, Nanjing. *Journal of Plant Ecology*, 1995, 19(3): 261-269.
- [27] Zhong X L, Zhou S L, Li J T, Zhao Q G, Liao Q L. Bioavailability of soil heavy metals in the Yangtze River delta—a case study of Kunshan city in Jiangsu province. *Acta Pedologica Sinica*, 2008, 45(2): 240-248.
- [28] Xu J L, Bao Z P, Yang J R, Liu H, Song W Z. Chemical forms of Pb, Cd, Cu in crops. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1991, 2(3): 244-248.
- [29] Liu Q, Wang Z J, Tang H X. Research progress in heavy metal speciation and toxicity and bioavailability of heavy metals. *Environmental Sciences*, 1996, 17(1): 89-92.
- [30] Xia Z L, Mu C R, Meng W Q, Li S Z, Shen R Z, He R Z. The effects of cadmium, zinc and lead in the soil on tobacco and wheat. *Acta Ecologica Sinica*, 1984, 4(3): 233-237.
- [31] Wu Y Y, Wang X, Liang R L, Chen H M, Xie Y Y. Dynamic migration of Cd, Pb, Cu, Zn and As in agricultural ecosystem. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1998, 18(4): 407-414.
- [32] Luan Y L, Ruan H H, Jiang Z L. Comparative analysis of the content of the heavy metal in tree ring in different growth backgrounds in Nanjing city. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2009, 37(35): 17725-17729.
- [33] Yu G Y, Wu Y Y, Wang X. Transferring and cycling of heavy metals in and out of poplar tree before and after its leaf fallen. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 1996, 7(2): 201-206.
- [4] 潘辉, 刘晓华, 黄石德, 高元竞. 城市行道树对道路空间 CO 浓度的影响. *福建林学院学报*, 2008, 28(4): 356-360.
- [5] 李想, 李海梅, 马颖, 刘培利. 居住区绿化树种固碳释氧和降温增湿效应研究. *北方园艺*, 2008, (8): 99-102.
- [6] 杨巧艳, 陈尚云, 王正彬. 我国城市交通污染分析及其对策研究. *四川环境*, 2004, 23(1): 84-87.
- [7] 阮宏华, 姜志林. 城郊公路两侧主要森林类型铅含量及分布规律. *应用生态学报*, 1999, 10(3): 362-364.
- [15] 曹受金, 曹福祥, 项文化. 利用树木年轮重建赣南地区 1890 年以来 2-3 月份温度的变化. *生态学报*, 2012, 32(20): 6369-6375.
- [16] 喻斌, 黄会一. 城市环境中树木年轮的变异及其与工业发展的关系. *应用生态学报*, 1994, 5(1): 72-77.
- [17] 北京市统计局. 北京市 2011 年度统计年鉴. 2012.
- [18] 吴泽民, 高健, 黄成林, 洪淑媛. 黄山松年轮硫及重金属元素含量动态特征. *应用生态学报*, 2005, 16(5): 820-824.
- [20] 许景伟. 立木、木材材积速查手册(最新版). 山东: 山东科学技术出版社, 2008: 3-14.
- [21] 许嘉琳, 杨居荣. 陆地生态系统中的重金属. 北京: 中国环境科学出版社, 1995.
- [22] 刘禹, 王伟平, 保庭毅, 杨增悦, 刘娜. 西安东郊某废弃钢铁厂油松年轮记录的重金属含量变化过程. *生态毒理学报*, 2009, 4(3): 382-391.
- [23] 黄会一, 蒋德明, 张春兴, 张有标, 李书鼎. 木本植物对土壤中镉的吸收、积累和耐性. *中国环境科学*, 1989, 9(5): 323-330.
- [24] 黄会一, 蒋德明, 张春兴, 王育英. 木本植物对土壤镉污染物吸收蓄积能力及其种间差异. *城市环境与城市生态*, 1992, 5(1): 26-29.
- [25] 钱君龙, 柯小康, 柯善哲, 陈逸君, 唐劲松. 江西红壤地区马尾松的年轮与其根部土壤中化学元素含量的相关性研究. *土壤学报*, 1999, 36(3): 348-353.
- [26] 朱育新, 钱君龙, 黄景苏, 柯善哲. 南京栖霞山地区树木元素富集的初步研究. *植物生态学报*, 1995, 19(3): 261-269.
- [27] 钟晓兰, 周生路, 李江涛, 赵其国, 廖启林. 长江三角洲地区土壤重金属生物有效性的研究——以江苏昆山市为例. *土壤学报*, 2008, 45(2): 240-248.
- [28] 许嘉琳, 鲍子平, 杨居荣, 刘虹, 宋文昌. 农作物体内 Pb、Cd、Cu 的化学形态研究. *应用生态学报*, 1991, 2(3): 244-248.
- [29] 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. *环境科学*, 1996, 17(1): 89-92.
- [30] 夏增禄, 穆丛如, 孟维奇, 李森照, 沈瑞珍, 何瑞珍. Cd、Zn、Pb 及其相互作用对烟草、小麦的影响. *生态学报*, 1984, 4(3): 233-237.
- [31] 吴燕玉, 王新, 梁仁禄, 陈怀满, 谢玉英. Cd、Pb、Cu、Zn、As 复合污染在农田生态系统的迁移动态研究. *环境科学学报*, 1998, 18(4): 407-414.
- [32] 栾以玲, 阮宏华, 姜志林. 南京市不同环境树木年轮重金属元素含量对比分析. *安徽农业科学*, 2009, 37(35): 17725-17729.
- [33] 余国营, 吴燕玉, 王新. 杨树落叶前后重金属元素内外迁移循环规律研究. *应用生态学报*, 1996, 7(2): 201-206.

参考文献:

- [1] 柴一新, 祝宁, 韩焕金. 城市绿化树种的滞尘效应——以哈尔滨市为例. *应用生态学报*, 2002, 13(9): 1121-1126.
- [2] 殷杉, 蔡静萍, 陈丽萍, 申哲民, 邹晓东, 吴旦, 王文华. 交通绿化带植物配置对空气颗粒物的净化效益. *生态学报*, 2007, 27(11): 4590-4595.
- [3] 周晓红, 赵景波. 浅谈行道树对西安市生态环境的影响. *陕西林业科技*, 2005, (1): 8-12.