

雪松和圆柏对城乡大气环境中重金属的积累特征*

赵瑞瑞 石福臣** 周美利 陈国平 丛明阳

(南开大学生命科学学院, 天津 300071)

摘要 雪松和圆柏是华北地区广泛种植的行道树种。本文在大气环境质量存在明显差异的天津城区、郊区和山区选取了5个采样点,用电感耦合等离子体原子发射光谱法(ICP)测定了雪松和圆柏的枝条、未清洗针叶、清洗针叶及冠下表层土的重金属(Cu、Mn、Zn和Pb)含量,对数据进行了回归和Pearson相关系数分析。结果表明:城区雪松和圆柏的针叶、枝条及冠下表层土中重金属的含量显著高于山区;雪松针叶对重金属的积累能力显著高于圆柏,城区雪松针叶中Mn、Zn的含量分别高达2024、2397 mg·kg⁻¹,是山区雪松针叶的297、479倍,而雪松和圆柏枝条对重金属的积累能力差别不显著;城区和郊区雪松及圆柏未清洗针叶的重金属含量显著高于清洗针叶,说明针叶表层附着物中含有较多重金属;植物组织中高浓度的Cu、Mn、Zn和Pb受城乡环境中多重因素的影响,其中大气沉降是影响植物对城乡环境中重金属积累的重要因素。

关键词 雪松;圆柏;大气环境;重金属;积累

中图分类号 Q948 文献标识码 A 文章编号 1000-4890(2015)12-3368-06

Effects of urban-rural atmospheric environment on heavy metal accumulation of *Cedrus deodara* and *Sabina chinensis*. ZHAO Rui-rui, SHI Fu-chen**, ZHOU Mei-li, CHEN Guo-ping, CONG Ming-yang (¹College of Life Science, Nankai University, Tianjin 300071, China). *Chinese Journal of Ecology*, 2015, 34(12): 3368-3373.

Abstract: The concentrations of Cu, Mn, Zn, and Pb in the samples of *Cedrus deodara* and *Sabina chinensis* widely planted in North China were examined via ICP and the regression and Pearson coefficients were also analyzed. The topsoil, branches, unwashed and washed needles were sampled in five plots from the urban, suburban, and rural (mountain) sites of Tianjin where the atmospheric conditions are significantly different. The results indicated that the concentrations of heavy metals in branches, needles and topsoil from the urban site were much higher than that from the rural site. Higher accumulation of heavy metals was detected in *C. deodara* compared with *S. chinensis*. The highest concentrations of Mn (2024 mg·kg⁻¹) and Zn (2397 mg·kg⁻¹) were observed in *C. deodara* from the urban site, which were 297 and 479 times higher than that from the rural site, respectively. The concentrations of heavy metals in needles of *C. deodara* were 15 to 30 times higher than that of *S. chinensis*, but no differences were found in branches. The concentrations of heavy metals in the unwashed needles were higher than that in the washed needles from both the urban and suburban sites, which indicated that the surface of the needles could adsorb many heavy metals. High concentrations of Cu, Zn, and Pb in aerial parts of trees were mostly a consequence of atmospheric deposition, though other factors could affect this accumulation in plants.

Key words: *Cedrus deodara*; *Sabina chinensis*; atmospheric environment; heavy metals; accumulation.

近年来雾霾现象已引起人们的强烈关注,雾霾

中的大气颗粒物(PM_{2.5}和PM₁₀)成为影响我国城市空气质量的首要污染物(Tan *et al.*, 2009; Gu *et al.*, 2011; Huang *et al.*, 2012)。燃煤、燃油、汽车尾气和其他工业污染产生的重金属元素As、Hg、Cd、Mn、

* 国家科技基础性工作专项(2011FY10300)和天津市野生植物调查项目资助。

** 通讯作者 E-mail: feshi@nankai.edu.cn

收稿日期: 2015-03-18 接受日期: 2015-06-26

Pb、Zn、Cu 等在这些颗粒物中有明显的富集,尤其在 $PM_{2.5}$ 中的富集量最高(董海燕等,2012)。富集了重金属的 $PM_{2.5}$ 由于粒径小,可进入人体的下呼吸道,沉积到肺部甚至穿过肺泡进入血液,对人体的健康造成极大危害(魏复盛等,2001; Simon *et al.*, 2011)。

城乡园林植物和行道树能有效吸附和移除空气中的颗粒物,加速颗粒物的沉降过程,有效地改善城市空气质量(McDonald *et al.*, 2007; 陈小平等, 2014)。植物叶片是感受外界环境变化最敏感的器官之一,大气中各种气态分子、固体颗粒及重金属可通过叶片的气孔吸收并积累在植物体内(林舜华等,1989; 庄树宏等,2000; Celik *et al.*, 2005)。尤其是长期置身于大气环境中的常绿针叶植物,能从环境中持续吸收重金属等污染物,使针叶植物对不同浓度的环境污染物产生个体间积累量的差异(Sawidis *et al.*, 2011)。因此,通过植物器官重金属含量的分析,不仅可以对城乡大气污染物中的重金属状况进行科学评价(Aksoy *et al.*, 1997; Hwang *et al.*, 2011),同时对研究城市大气重金属的吸收和净化有重要意义(Mingorance *et al.*, 2007; Sun *et al.*, 2010)。通过 2013 年对天津市空气质量的观测发现,雾霾天气中不同区域空气质量存在显著差异。本研究以雪松(*Cedrus deodara*)和圆柏(*Sabina chinensis*)为实验材料,选取天津市 $PM_{2.5}$ 中元素浓度最高且常作为大气重金属污染评估的 Cu、Mn、Zn 和 Pb 为代表(陈培飞等,2013; 鲁绍伟等,2014),研究城乡大气环境差异对行道树重金属积累的影响,为揭示园林植物在缓解和指示大气污染中的作用提供参考。

1 材料与方法

1.1 采样地点概况

天津市位于华北平原的东北部(116°42'E—118°03'E, 38°33'N—40°15'N),中纬度亚欧大陆东岸;主要受季风环流的支配,属暖温带半湿润季风性气候;临近渤海湾,海洋气候对天津的影响比较明显。年平均气温为 11~12.3℃,年平均降水量为 560~690 mm(刘家宜等,2004)。

本实验采样地点的确定是根据 2013 年冬季天津市环境监测中心(<http://air.tjemc.org.cn/>)实时发布的 $PM_{2.5}$ 含量(图 1),选择雾霾天气 $PM_{2.5}$ 含量有明显差异的城区(591~618 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)、郊区(304

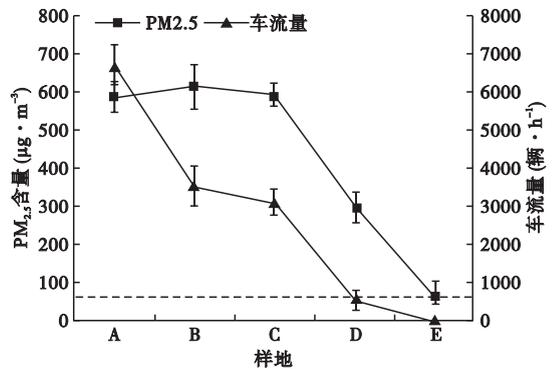


图 1 各样点的车流量以及雾霾天气 $PM_{2.5}$ 的含量

Fig.1 Traffic volume in sampling sites and the concentrations of $PM_{2.5}$ in haze weather

虚线表示 $PM_{2.5}$ 的浓度限值 $75 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 。A、B 和 C 分别代表城区的复康路、海泰和普济河, D 代表郊区武清, E 代表蓟县八仙山, 数值为平均值±标准差, 下同。

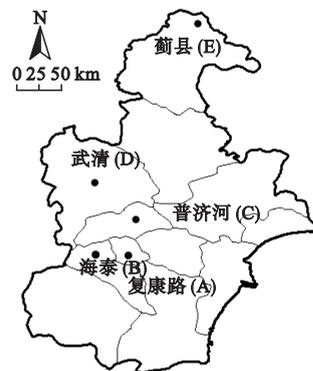


图 2 样地点示意图

Fig.2 Location of sampling sites

$\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) 和山区 3 个区域,其中城区和郊区 $PM_{2.5}$ 的含量高于我国环境空气质量标准(GB 3095—2012)规定的浓度限值($75 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)。在城区设置 3 个取样地点,即 A 样点(复康路,市内主干道)、B 样点(海泰,新兴工业区)、C 样点(普济河,公路枢纽),在距城区 40 km 的郊区设置 D 样点(武清),在距城区 150 km 的山区设置 E 样点(蓟县八仙山保护区)作为对照(图 2)。对每个取样地点共有的行道树雪松和圆柏进行取样,同时对紧邻各样点的道路车流量进行统计,其中 E 样点附近没有汽车通过(图 1)。

1.2 样品采集与处理

在各样点选择长势良好的雪松和圆柏各 3~5 株,株间距 10~20 m,采用多点随机取样的方法,在树高约 2 m 处于东西南北 4 个方位采集针叶、幼枝及对应林冠下表层土壤(0~5 cm)各 500 g 作为供试样本,分别将其小心置于自封袋中带回实验室。

针叶样品分为2类处理:一类针叶为去除其上土迹和附着颗粒物,用自来水冲洗3次,去离子水冲洗2次,80℃烘干至恒重,将烘干后的样品粉碎,用于测定已洗针叶重金属含量;另一类不经清洗直接烘干粉碎,用于测定未洗针叶重金属含量(Al-Alawi *et al.*, 2007)。枝条粉碎,土壤风干、研磨、过100目筛,80℃下烘至恒重(Celik *et al.*, 2005)。称取植物组织0.5 g,土壤0.25 g,用优级纯的硝酸和盐酸溶解样品,进行微波消解(CEM)。用电感耦合等离子体发射光谱法(ICP-AES)测定Cu、Mn、Zn和Pb的含量(US EPA, 1996)。

1.3 数据处理

采用Excel和SPSS 16.0对数据进行分析 and 作图,用单因素方差分析(one-way ANOVA)及多重比较(LDS)对数据进行差异显著性分析。未清洗与清洗针叶重金属含量的差值作为大气重金属含量的相对值(庄树宏等, 2000)。采用Pearson相关系数、线性回归等方法分析城乡环境对植物重金属积累的影响(Serbula *et al.*, 2013)。

2 结果与分析

2.1 各样点表层土壤中重金属的含量

由表1可知,雪松和圆柏表层土壤中Cu、Mn、Zn和Pb的含量在城区和郊区4个样点中差异较大,且都高于土壤元素背景值(中国环境监测总站, 1990),而E样点重金属元素的含量均在土壤元素背景值范围内。同一地点雪松林冠下表层土壤中重金属的含量显著高于圆柏。A、C两样点雪松表层土壤中Zn的含量分别为E样点的2470倍、3123倍,Mn为E样点的125倍、127倍,Pb为11倍左

右,Cu为3倍左右。城区A样点和C样点可能存在严重的Zn、Mn和Pb污染,其中C样点重金属含量最高,其次为A、B、D和E,即随着城区、郊区和山区的环境变化重金属含量逐渐降低。

2.2 雪松和圆柏未清洗与清洗针叶中重金属的含量

由表2可以看出,城区和郊区雪松和圆柏针叶中重金属的含量显著高于山区;未清洗针叶中Cu、Mn、Zn和Pb的含量显著高于清洗针叶;同一地点雪松针叶中Mn、Zn和Pb的积累量显著高于圆柏。雪松清洗针叶中Cu的含量在城区和郊区变化不大(8.07~16.97 mg·kg⁻¹);城区A、C两样点雪松中Mn和Zn的含量极高,尤其是C样点雪松未清洗与清洗针叶中Mn的含量分别达到16475.33和2024.77 mg·kg⁻¹;雪松未清洗针叶中Zn的含量为清洗针叶的9~15倍;城区C样点雪松中Pb的含量最高,未清洗针叶中达到242 mg·kg⁻¹,其他样点Pb的含量均小于50 mg·kg⁻¹。雪松中Mn、Zn和Pb的含量在各样点间随城区、郊区和山区的环境变化逐渐降低。圆柏针叶中Mn、Zn和Pb含量的最高值分别出现在城区的C、A和B样点中;城区和郊区圆柏清洗针叶中Cu的变化范围为8.03~12.77 mg·kg⁻¹,远高于山区针叶中Cu的含量(1.40 mg·kg⁻¹)。

2.3 雪松和圆柏枝条中重金属的含量

由图3可知,同一地点雪松和圆柏枝条中Cu和Pb的积累量差异不显著;雪松和圆柏枝条中Cu、Zn和Pb含量的最高值均出现在城区A样点;Mn含量的最高值仅出现在A样点的雪松中;与表2雪松和圆柏针叶重金属含量相比,枝条重金属含量均较低;

表1 天津市不同样点土壤中重金属的含量(mg·kg⁻¹)

Table 1 Heavy metal concentrations in soils of different sites in Tianjin

植物种类	样点	Cu	Mn	Zn	Pb
雪松 (<i>Cedrus deodara</i>)	A	75.67±2.36	26387.73±1444.22	26318.23±250.86	228.43±73.41
	B	56.33±1.84	405.58±8.75	10563.52±594.31	51.33±3.35
	C	86.08±1.28	29282.50±1771.83	33276.51±264.24	226.76±18.91
	D	60.17±7.71	447.83±38.19	14709.33±806.16	53.17±5.43
	E	25.42±10.25	230.42±43.82	10.65±0.49	19.62±3.42
圆柏 (<i>Sabina chinensis</i>)	A	59.58±5.68	308.67±21.92	55.15±1.63	38.48±0.23
	B	42.58±5.82	199.17±30.30	43.25±7.13	37.58±4.38
	C	77.75±4.44	356.25±66.51	11906.43±1378.70	43.17±2.65
	D	47.25±3.28	213.92±21.46	96.17±29.92	39.17±2.45
	E	6.42±7.22	134.33±21.99	5.83±5.78	15.27±1.00
土壤元素背景值*		20.00±1.66	482.00±1.90	67.70±1.54	23.63±1.54

* 数据引自中国环境监测总站(1990);数值为平均值±标准差。

表 2 不同样点雪松、圆柏未清洗与清洗针叶中 Cu、Mn、Zn 和 Pb 的含量 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)Table 2 Concentrations of Cu, Mn, Zn and Pb in unwashed and washed *Cedrus deodara* and *Sabina chinensis* needles of the sampling sites

样地	处理	Cu		Mn		Zn		Pb	
		雪松	圆柏	雪松	圆柏	雪松	圆柏	雪松	圆柏
A	UN	17.37±1.78 bc	27.37±1.98 a	454.93±19.81 c	51.80±3.15 b	1407.57±8.08 e	104.50±4.26 a	37.37±0.32 cd	35.10±0.56 a
	WN	8.07±0.91 de	10.47±0.70 cd	425.47±36.62 c	27.57±2.79 e	95.40±6.00 f	103.00±2.00 a	13.03±0.23 e	14.70±2.65 d
B	UN	14.20±0.26 c	20.43±3.78 b	175.63±3.69 d	62.10±1.44 a	63.93±1.48 g	78.37±16.27 b	35.50±0.60 cd	36.57±2.15 a
	WN	8.97±0.76 d	9.73±0.80 cd	156.90±10.42 d	32.47±2.86 d	37.30±1.91 h	41.63±0.99 c	12.83±1.78 e	8.27±2.15 e
C	UN	25.20±4.30 a	17.20±1.15 b	16475.33±334.06 a	63.90±0.95 a	22111.47±86.87 a	66.93±2.08 b	242.17±3.01a	31.50±0.72 b
	WN	16.97±4.69 bc	8.03±1.53 d	2024.77±0.55 b	39.87±4.86 c	2397.07±385.35 c	17.97±4.82 d	130.07±37.37 b	7.00±1.05 ef
D	UN	22.93±3.96 ab	19.37±1.72 b	71.60±1.13 e	38.37±2.33 c	11027.47±86.00 b	73.60±1.41 b	44.47±4.02 c	31.77±1.08 b
	WN	13.73±5.98 c	12.77±0.38 c	29.43±1.24 f	42.90±0.53 c	1715.00±129.44 d	47.53±1.65 c	20.03±1.66 d	20.07±0.45 e
E	UN	1.83±0.57 e	3.23±1.25 e	6.53±1.81 g	15.50±1.66 f	4.70±0.26 i	2.80±3.08 e	14.07±1.10 e	5.73±0.70 ef
	WN	1.67±0.49 e	1.40±0.26 e	6.80±1.95 g	0.90±0.82 g	5.00±1.14 i	2.43±0.96 e	9.53±2.07 e	4.30±1.01 f

同列不同小写字母表示处理间差异显著 ($P<0.05$)。UN:未洗针叶;WN:清洗针叶。

Cu、Mn、Zn 和 Pb 在雪松和圆柏枝条中的积累量在各样点间均呈现明显的城区>郊区>山区的趋势。

2.4 清洗针叶中 Cu、Mn、Zn 和 Pb 的 Pearson 相关性

Pearson 相关系数可以用来分析植物组织中重金属间的协同和拮抗作用,当植物体某部位各重金属含量呈现明显的正相关时,它们在被植物吸收时可能互为协同作用(Serbula *et al.*, 2013)。从表 3 各样点针叶中重金属的 Pearson 相关关系可以看出, Cu-Mn 之间相关性不显著 ($P>0.5$); Cu-Zn 和 Cu-Pb

之间显著正相关 ($P<0.05$); Mn-Zn, Mn-Pb 以及 Zn-Pb 之间极显著正相关 ($P<0.01$)。

2.4 针叶与大气、土壤中重金属含量的相关性

大气重金属含量的相对值取未清洗与清洗针叶重金属含量的差值,大气与针叶间重金属含量的线性回归分析可以用来研究大气重金属含量对针叶重金属积累的影响(庄树宏等, 2000)。由表 4 可知,针叶与大气中 Mn、Zn 和 Pb 的含量呈极显著的正相关 ($P<0.001$),说明大气中的重金属污染物 (Mn、Zn 和 Pb) 对针叶重金属的积累量有很大影响;针叶与大气中 Cu 的相对含量相关性未达显著水平 ($P>0.05$)。针叶与表层土壤中 Cu、Zn 和 Pb 的含量呈显著正相关 ($P<0.05$),而针叶与表层土壤中 Mn 的含量呈极显著正相关 ($P<0.01$),说明针叶中积累的 Mn、Zn 和 Pb 不仅受大气中的重金属污染物的影响,也受土壤中的重金属含量的影响。

3 讨论

城区和郊区植物组织中 Cu、Mn、Zn 和 Pb 的积累量远高于山区。城区 B、C 样点和郊区 D 样点,雪松和圆柏的枝条及清洗针叶中 Cu 的含量为 8.97~16.90 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, E 样点针叶中 Cu 的含量为 1.40~1.63 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,均低于 Nouri 等(2009)提出的 Cu 对植物的致毒浓度 ($> 20 \text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。刘玲等(2013)研究发现,叶片对重金属的积累量与单位面积吸附的颗粒物量呈正相关,且交通污染产生的主要是细颗粒物。本实验中,城区 C 样点雪松针叶的 Mn 含量最高 (2024.77 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$),郊区和山区针叶和枝条中 Mn 的含量均小于 40 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,这可能与天津城区 PM_{2.5} 含量高 (591~618 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$),车流量大

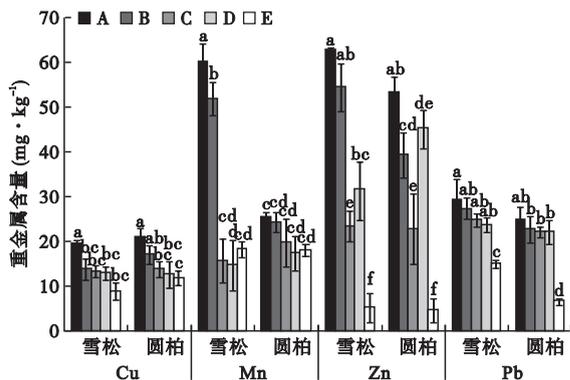


图 3 不同样点雪松和圆柏枝条中重金属的含量

Fig.3 Concentrations of heavy metals in branches of different sites

同种金属元素中不同小写字母表示不同样地不同植物间差异显著 ($P<0.05$)。数值为平均值±标准差。

表 3 针叶重金属间的 Pearson 相关系数

Table 3 Pearson correlation coefficients between heavy metals in needles

	Cu	Mn	Zn
Mn	0.555		
Zn	0.686 *	0.770 **	
Pb	0.638 *	0.973 **	0.837 **

** 和 * 分别代表在 0.01 和 0.05 水平上差异显著, $n=30$ 。下同。

表4 针叶重金属含量(Y)与大气或表层土壤重金属含量(X)的相关分析

Table 4 Correlation analysis between the contents of heavy metals in needles (Y) and air borne or top soil (X)

相关分析		Cu	Mn	Zn	Pb
大气	回归方程	-	$Y = 69.944 + 0.135X$	$Y = 31.115 + 0.130X$	$Y = -9.045 + 1.163X$
	相关系数	-	$R^2 = 0.958^{***}$	$R^2 = 0.956^{***}$	$R^2 = 0.911^{***}$
表层土壤	回归方程	$Y = 3.283 + 0.100X$	$Y = 16.590 + 0.045X$	$Y = -49.681 + 0.046X$	$Y = -0.307 + 0.312X$
	相关系数	$R^2 = 0.334^*$	$R^2 = 0.668^{**}$	$R^2 = 0.432^*$	$R^2 = 0.452^*$

$n=30$ 。* $P<0.05$; ** $P<0.01$; *** $P<0.01$ 。

(3168~6768 辆·h⁻¹)等有关。Zn 在城区和郊区雪松针叶中的含量分别高达 2397、1795 mg·kg⁻¹,比阔叶植物 Zn 的致毒浓度(230 mg·kg⁻¹)高出数倍(Nouri *et al.*, 2009)。雪松在 Zn 浓度极高情况下仍能健康生长,没有表现出中毒症状(刘玲等, 2013; 赵晨曦等, 2013),说明雪松对 Zn 的积累能力和耐受能力极强。实验发现,城区 C 样点雪松清洗针叶中 Pb 积累量高达 130 mg·kg⁻¹,未清洗与清洗针叶 Pb 含量差异显著,说明城区 C 样点附近大气污染物中含有一定浓度的 Pb。有研究表明, Pb 一般积累于植物的根部,很难转移到地上部分,叶片中的 Pb 主要来源于交通造成的大气颗粒物(阮宏华等, 1999)。

雪松针叶对重金属的积累量显著高于圆柏,主要由于雪松针叶在短枝上密集簇生,在长枝上互生,单位空间内较圆柏具有更大的生物量。王爱霞等(2009)研究发现,雪松对大气中含 Pb、Zn 等的粉尘具有极强的吸附能力,且植物体会以凋落物的形式把重金属回归土壤(靳明华等, 2014)。由于雪松生长迅速、生物量大、针叶表面吸附和吸收的重金属多,针叶凋落后其中所含的重金属回归土壤,因此,造成雪松冠下表层土壤中 Pb 和 Zn 的含量高于圆柏。Serbula 等(2013)发现,针叶和阔叶植物枝条对重金属的积累量存在差异,本实验中雪松与圆柏枝条对重金属的积累量差异不大,这可能与重金属在雪松和圆柏枝条内的转运和积累方式有关(Seregin *et al.*, 2008)。本实验中,各样地雪松和圆柏生长良好均未出现明显的病理特征(刘玲等, 2013),说明其对环境中的污染物有很强的适应能力和耐受能力。然而仍需要进一步研究重金属污染物对其针叶解剖结构特征和内部生理指标变化的影响。

植物组织中重金属的含量可以反映土壤和大气的污染水平(Hardiman *et al.*, 1984; Al-Alawi *et al.*, 2007)。本实验发现,针叶与大气中 Mn、Zn 和 Pb 的含量存在极显著正相关($P<0.001$),与土壤中 Mn、Zn 和 Pb 的含量显著正相关($P<0.05$),说明植物体

中重金属的来源并非单一,土壤中的重金属在植物体中也有一定的积累,但大气中的重金属含量对植物体的影响更显著。研究显示,城区未清洗与清洗针叶重金属含量高且差异显著。研究表明,叶片对重金属的积累量与单位面积吸附的颗粒物量呈正相关(刘玲等, 2013),且天津市主要大气污染物 PM_{2.5} 中 Zn、Pb 和 Cu 的浓度分别高达 1.08、0.59 和 0.13 μg·m⁻³(陈培飞等, 2013),说明针叶表层吸附的大气沉降物中含有大量重金属污染物。Pearson 相关分析表明,针叶中的 Mn、Zn 和 Pb 达到极显著正相关($P<0.01$),这些重金属可能有共同的来源并且其在被植物吸收时可能互为协同作用(Serbula *et al.*, 2012; 靳明华等, 2014)。表明雪松作为园林和行道树种可以吸附吸收空气中大量重金属污染物,比圆柏更适宜作为北方冬季的绿化树种来改善空气质量。

4 结 论

雪松和圆柏针叶、枝条及表层土中的重金属含量均呈现明显的城区>郊区>山区的趋势;雪松针叶比圆柏有更强的重金属富集能力,而两者枝条对重金属的富集能力差别不显著;在城区有大量的大气污染物沉降附着在雪松和圆柏的针叶表面,使得未清洗针叶的重金属含量显著高于清洗针叶的重金属含量;植物组织中高浓度的 Cu、Zn 和 Pb 受城乡环境中多重因素的影响。

参考文献

- 陈培飞, 张嘉琪, 毕晓辉, 等. 2013. 天津市环境空气 PM₁₀ 和 PM_{2.5} 中典型重金属污染特征与来源研究. 南开大学学报:自然科学版, **46**(6): 1-7.
- 陈小平, 焦奕雯, 裴婷婷, 等. 2014. 园林植物吸附细颗粒物(PM_{2.5})效应研究进展. 生态学杂志, **33**(9): 2558-2566.
- 董海燕, 古金霞, 姜伟, 等. 2012. 天津市颗粒物中元素化学特征及来源. 环境监测管理与技术, **24**(1): 25-28.
- 靳明华, 丁振华, 周海超, 等. 2014. 海岸带不同林龄木麻黄对重金属的吸收与富集作用. 生态学杂志, **33**(8):

- 2183–2187.
- 林舜华, 黄银晓, 姚依群, 等. 1989. 以植物、土壤元素含量评价天津大气环境质量. *植物学报*, **31**(1): 57–65.
- 刘家宜. 2004. 天津植物志. 天津: 天津科学技术出版社.
- 鲁绍伟, 高琛, 杨新兵, 等. 2014. 北京市不同污染区主要绿化树种对土壤重金属的富集能力. *东北林业大学学报*, **42**(5): 22–26.
- 阮宏华, 姜志林. 1999. 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*, **10**(3): 362–364.
- 王爱霞, 张敏, 黄利斌, 等. 2009. 南京市14种绿化树种对空气中重金属的累积能力. *植物研究*, **29**(3): 368–374.
- 魏复盛, 滕恩江, 吴国平, 等. 2001. 我国4个大城市空气PM_{2.5}、PM₁₀污染及其化学组成. *中国环境监测*, **17**(7): 1–6.
- 赵晨曦, 王玉杰, 王云琦, 等. 2013. 细颗粒物(PM_{2.5})与植被关系的研究综述. *生态学杂志*, **32**(8): 2203–2210.
- 中国环境监测总站. 1990. 中国土壤元素背景值. 北京: 中国环境科学出版社.
- 庄树宏, 王克明. 2000. 城市大气重金属(Pb, Cd, Cu, Zn)污染及其在植物中的富积. *烟台大学学报: 自然科学与工工程版*, **13**(1): 31–37.
- Aksoy A, Öztürk MA. 1997. *Nerium oleander* L. as a biomonitor of lead and other heavy metal pollution in Mediterranean environments. *Science of the Total Environment*, **205**: 145–150.
- Al-Alawi MM, Mandiwana KL. 2007. The use of Aleppo pine needles as a bio-monitor of heavy metals in the atmosphere. *Journal of Hazardous Materials*, **148**: 43–46.
- Celik A, Kartal AA, Akdoğan A, et al. 2005. Determining the heavy metal pollution in Denizli (Turkey) by using *Robinio pseudo-acacia* L. *Environment International*, **31**: 105–112.
- Gu JX, Bai ZP, Li WF, et al. 2011. Chemical composition of PM_{2.5} during winter in Tianjin, China. *Particuology*, **9**: 215–221.
- Hardiman RT, Jacoby B, Banin A. 1984. Factors affecting the distribution of cadmium, copper and lead and their effect upon yield and zinc content in bush beans (*Phaseolus vulgaris* L.). *Plant and Soil*, **81**: 17–27.
- Huang DS, Xu JH, Zhang SQ. 2012. Valuing the health risks of particulate air pollution in the Pearl River Delta, China. *Environmental Science & Policy*, **15**: 38–47.
- Hwang HJ, Yook SJ, Ahn KH. 2011. Experimental investigation of submicron and ultrafine soot particle removal by tree leaves. *Atmospheric Environment*, **45**: 6987–6994.
- McDonald AG, Bealey WJ, Fowler D, et al. 2007. Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM₁₀ in two UK conurbations. *Atmospheric Environment*, **41**: 8455–8467.
- Ningorance MD, Valdés B, Oliva SR. 2007. Strategies of heavy metal uptake by plants growing under industrial emissions. *Environment International*, **33**: 514–520.
- Nouri J, Khorasani N, Lorestani B, et al. 2009. Accumulation of heavy metals in soil and uptake by plant species with phytoremediation potential. *Environmental Earth Sciences*, **59**: 315–323.
- Sawidis T, Breuste J, Mitrovic M, et al. 2011. Trees as bioindicator of heavy metal pollution in three European cities. *Environmental Pollution*, **159**: 3560–3570.
- Serbula SM, Kalinovic TS, Ilic AA, et al. 2013. Assessment of airborne heavy metal pollution using *Pinus* spp. and *Tilia* spp. *Aerosol and Air Quality Research*, **13**: 563–573.
- Serbula SM, Miljkovic DD, Kovacevic RM, et al. 2012. Assessment of airborne heavy metal pollution using plant parts and topsoil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **76**: 209–214.
- Seregin IV, Kozhevnikova AD. 2008. Roles of root and shoot tissues in transport and accumulation of cadmium, lead, nickel, and strontium. *Russian Journal of Plant Physiology*, **55**: 1–22.
- Simon E, Braun M, Vidic A, et al. 2011. Air pollution assessment based on elemental concentration of leaves tissue and foliage dust along an urbanization gradient in Vienna. *Environmental Pollution*, **159**: 1229–1233.
- Sun FF, Wen DZ, Kuang YW, et al. 2010. Concentrations of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in needles of Masson pine (*Pinus massoniana* L.) growing nearby different industrial sources. *Journal of Environmental Sciences*, **22**: 1006–1013.
- Tan JH, Duan JC, He KB, et al. 2009. Chemical characteristics of PM_{2.5} during a typical haze episode in Guangzhou. *Journal of Environmental Sciences*, **21**: 774–781.
- US EPA (United States Environmental Protection Agency). 1996. Method 3052: Microwave assisted acid digestion of siliceous and organically based matrices SW-846. Washington, DC.

作者简介 赵瑞瑞, 1990年生, 硕士研究生。主要从事植物资源与大气环境污染的研究。E-mail: hanxiao0812@126.com

责任编辑 王伟
