

## 不同植物群落内 PM<sub>2.5</sub> 及重金属元素滞纳季相特征

张天然<sup>1</sup>, 丁高峰<sup>2</sup>, 楼一蕾<sup>1</sup>, 黄芳<sup>1</sup>, 李晓璐<sup>1</sup>, 袁楚阳<sup>1</sup>, 于慧<sup>1</sup>, 晏海<sup>1</sup>, 邵锋<sup>1</sup>

(1. 浙江农林大学 风景园林与建筑学院, 浙江 杭州 311300; 2. 杭州西湖风景名胜区花港管理处, 浙江 杭州 310007)

**摘要:** 为探究不同植物群落内 PM<sub>2.5</sub> 中重金属质量浓度的时空变化规律及影响因素, 选择 2017 年 3 月、4 月 (春季) 和 2017 年 2 月、12 月 (冬季), 于浙江农林大学东湖校园选取常绿灌木、常绿阔叶林、针阔混交林、落叶阔叶林和疏林草地 5 种群落作为研究对象, 采用智能中流量 TSP 采样器采集空气中的 PM<sub>2.5</sub>, 通过电感耦合等离子体质谱仪 (ICP-MS) 检测样品上重金属的组成及质量浓度。结果表明: 在 5 种植物群落内, PM<sub>2.5</sub> 中 11 种重金属的总质量浓度平均值为冬季 ( $897.14 \pm 90.39 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ ) > 春季 ( $599.24 \pm 59.36 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ ); 春、冬季, PM<sub>2.5</sub> 的质量浓度和 PM<sub>2.5</sub> 中重金属的总质量浓度平均值的空间变化基本一致, 均为疏林草地最高, 常绿阔叶林最低, PM<sub>2.5</sub> 中重金属的总质量浓度平均值为疏林草地 ( $841.96 \pm 77.65 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ ) > 常绿灌木 ( $799.21 \pm 73.97 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ ) > 落叶阔叶林 ( $774.40 \pm 76.44 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ ) > 针阔混交林 ( $703.68 \pm 69.30 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ ) > 常绿阔叶林 ( $621.70 \pm 64.63 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ ); Cr、Mn、Cu、As、Sb、Zn 和 Pb 7 种重金属质量浓度的季节变化明显 ( $P < 0.05$ ), 而 V、Co、Ni 和 Cd 4 种重金属质量浓度的季节变化不显著 ( $P > 0.05$ )。风景园林师规划和设计城市绿地时, 应选取抗污染能力和适应能力强的树种, 合理构建植物群落结构, 保持林下空间的通透性。

**关键词:** 植物群落; PM<sub>2.5</sub>; 重金属; 季节变化

中图分类号: X171 文献标识码: A 文章编号: 1001-3776 (2021) 04-0032-07

## Mass Concentration of PM<sub>2.5</sub> and Heavy Metal Content in Different Plant Communities

ZHANG Tian-ran<sup>1</sup>, DING Gao-feng<sup>2</sup>, LOU Yi-lei<sup>1</sup>, HUANG Fang<sup>1</sup>, LI Xiao-lu<sup>1</sup>, YUAN Chu-yang<sup>1</sup>, YU Hui<sup>1</sup>, YAN Hai<sup>1</sup>, SHAO Feng<sup>1</sup>

(1. School of Landscape Architecture, Zhejiang A&F University, Hangzhou 311300, China; 2. Huagang Office of Hangzhou West Lake Scenic Area Administration, Hangzhou 310007, China)

**Abstract:** In March and April (spring), February and November (winter), collection was made on mass concentration of PM<sub>2.5</sub> and heavy metal in different plant communities namely evergreen shrub, evergreen broad leaf stand, mixed forest of conifers and broad leaf, deciduous broad leaf stand and scarce forest and grassland in Zhejiang A&F University. The results revealed that the average total mass concentrations of heavy metals in PM<sub>2.5</sub> in five plant communities were higher in winter ( $897.14 \pm 90.39 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ ) than in spring ( $599.24 \pm 59.36 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$ ). Average total mass concentrations in the two seasons were ordered by  $841.96 \pm 77.65 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$  (scarce forest and grassland) >  $799.21 \pm 73.97 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$  (evergreen shrub) >  $774.40 \pm 76.44 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$  (deciduous broadleaf stand) >  $703.68 \pm 69.30 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$  (mixed coniferous and broadleaf) >  $621.70 \pm 64.63 \text{ ng} \cdot \text{m}^{-3}$  (evergreen broadleaf stand). Mass concentration of Cr, Mn, Cu, As, Sb, Zn and Pb had evident change with season, while that of V, Co, Ni and Cd had no evident change.

**Key words:** plant communities; PM<sub>2.5</sub>; heavy metals; seasonal variation

收稿日期: 2021-02-08; 修回日期: 2021-05-12

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (51508515); 浙江省大学生科技创新活动计划资助项目 (2018R412044)

作者简介: 张天然, 硕士, 从事园林植物应用与园林生态研究; E-mail: 1029553057@qq.com. 通信作者: 邵锋, 副教授, 博士, 从事园林植物应用与园林生态研究; E-mail: shaofeng@zafu.edu.cn.

随着社会经济的快速发展,城市灰霾天气频繁发生<sup>[1-2]</sup>。PM<sub>2.5</sub>是空气动力学直径 $\leq 2.5\mu\text{m}$ 的大气颗粒物,它是造成灰霾现象的主要因素<sup>[3]</sup>。研究表明,大部分有害元素和化合物都富集在 PM<sub>2.5</sub>上,重金属元素蓄积能力强且毒性大,会对人体健康和环境造成严重危害<sup>[4-6]</sup>。近年来,国内学者对大气颗粒物污染开展了大量研究<sup>[7-9]</sup>。崔井龙等<sup>[10]</sup>研究发现,太原市四季日均 PM<sub>2.5</sub>浓度呈现冬季>春季>夏季>秋季,PM<sub>2.5</sub>中 Cr 在夏、秋季浓度较高,Pb 和 Cd 在冬季最高。典型城市污染元素 As 在冬季浓度最高<sup>[11]</sup>。闫向阳等<sup>[12]</sup>研究表明,沈阳商业区污染重于居民区。张志刚<sup>[13]</sup>研究证实,工业区的大气颗粒物中金属元素含量高于居民区的。植物群落是城市绿地的基本构成要素,是绿地系统生态功能的基础<sup>[14]</sup>。Nowak 等<sup>[15]</sup>研究表明,绿地能去除大气中 50% 的有害颗粒物。植物主要通过滞留、附着和粘附 3 种方式滞尘<sup>[16]</sup>。植物及其组成的群落能有效降低大气颗粒物污染。目前,有关植物群落对 PM<sub>2.5</sub>及其重金属元素滞纳的研究少有报道。本文以浙江农林大学东湖校园为例,选取 5 种典型植物群落为研究对象,实地监测各群落中的 PM<sub>2.5</sub>质量浓度,分析群落内 PM<sub>2.5</sub>质量浓度及其重金属浓度的时空变化规律和影响因素,以期在城市绿地植物群落构建和应对大气重金属污染提供依据。

## 1 研究方法

### 1.1 研究对象

浙江农林大学东湖校园(30°26'28" N, 119°73'47" E)位于杭州市临安区。校园总面积 146 hm<sup>2</sup>,生态环境优良,三面环山,南面为城市主干道,周边无局地污染源。园内植物群落类型丰富、结构稳定。校园被教育部、国家林业和草原局等单位授予“国家生态文明教育基地”称号。

植物群落指某一地域内具有一定种类组成和种间数量比例的全部植物总和,按其生境可分为陆生植物群落和水生植物群落。陆生植物群落有林地、疏林草地、灌丛和草地 4 种类型<sup>[17-18]</sup>。本试验选取浙江农林大学东湖校园内 5 种植物群落作为研究对象,分别为常绿灌丛、常绿阔叶林、针阔混交林、落叶阔叶林和疏林草地。为确保试验结果的准确性,避免相互干扰和影响,各样地间的直线距离 $\geq 300\text{ m}$ 。样地位置如图 1 所示。构成 5 种群落的主要植物分别是锦绣杜鹃 *Rhododendron × pulchrum*、樟 *Cinnamomum camphora*、全缘叶栎树 *Koelreuteria bipinnata* var. *integrifoliola* 和日本晚樱 *Cerasus serrulata* var. *lannesiana*。常绿灌丛位于学院楼 3 号和 4 号之间,南北两侧被建筑围合,面积约 2 500 m<sup>2</sup>,主要植物有锦绣杜鹃-沿阶草 *Ophiopogon bodinieri* (灌草型)。常绿阔叶林位于体育馆南侧、篮球场以东,紧邻校园南门,面积约 2 000 m<sup>2</sup>,主要植物是樟+竹柏 *Nageia nagi*-海桐 *Pittosporum tobira*-沿阶草 (乔灌草型)。针阔混交林位于体育馆北侧、玉兰路南边,呈狭长形,面积约 2 200 m<sup>2</sup>,植物主要为马尾松 *Pinus massoniana*+全缘叶栎树-早熟禾 *Poa annua* (乔草型)。落叶阔叶林位于学生宿舍楼 A4 北侧,周边为风雨操场和网球场,面积约 1 800 m<sup>2</sup>,主要植物有日本晚樱+龙爪槐 *Sophora japonica*-二月兰 *Orychophragmus violaceus* (乔草型)。疏林草地位于图书馆南侧,临近东湖,面积约 3 000 m<sup>2</sup>,零星种植水杉 *Metasequoia glyptostroboides* 和无患子 *Sapindus mukorossi*,为空间开阔的草地。5 种植物群落结构的特征指标见表 1。



图 1 样地分布图

Figure 1 Distribution of sample plots

表 1 植物群落结构特征指标  
Table 1 Character of plant community structure in the sample plots

植物群落	植物种类	群落结构			
		垂直结构	郁闭度/%	平均高度/m	平均胸径/地径/m
常绿灌丛	锦绣杜鹃、沿阶草	灌草	63	0.6	0.02
常绿阔叶林	樟、竹柏、海桐、沿阶草	乔灌草	95	8.0	0.15
针阔混交林	马尾松、全缘叶栎树、早熟禾	乔草	87（有叶期）/15（无叶期）	13.8	0.25
落叶阔叶林	日本晚樱、龙爪槐、二月兰	乔草	88（有叶期）/13（无叶期）	4.5	0.10
疏林草地	水杉、无患子、早熟禾	草地	12（有叶期）/0.3（无叶期）	6.3	0.15

1.2 数据获取

在 5 种植物群落的近中心位置，距离地面 1.5 m 处各布置 1 台智能中流量 TSP 采样器（KC-120H），并安装 QMA 石英纤维滤纸同步采集空气中的 PM<sub>2.5</sub>。采样时间选择 2017 年 3 月、4 月（春季）和 2017 年 2 月、12 月（冬季），每月采样 3 次，在月初、月中和月末各 2 d，每天连续采样 24 h（8:00 至次日 8:00）。要求试验前 1 周内无降雨、大风等情况发生，采样当天天气晴朗、无风或微风。采样前，用锡箔纸包裹滤纸，置于马弗炉（设定温度 450℃）中灼烧 4 h，除去滤纸上原有的有机物及杂质，之后将滤纸静置于恒温恒湿箱（Premium ICH）（设定温度为 25℃、相对湿度为 50%）内 48 h。取出后使用电子天平（SI-234）（精度 0.1 mg）称量和记录滤纸质量，重复称量 3 次，取平均值作为滤纸采样前的质量。采样完成后，将滤纸再次在恒温恒湿条件下处理并称量、记录滤纸质量，方法及步骤同采样前。

根据《环境空气 PM<sub>10</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 的测定重量法》HJ 618-2011<sup>[19]</sup>测得空气 PM<sub>2.5</sub> 的质量浓度。通过具有切割特性的采样器，抽取定量体积的空气，使空气中的 PM<sub>2.5</sub> 被截留在已知质量的滤膜上，依据采样前后的质量差和采样体积，计算出 PM<sub>2.5</sub> 的质量浓度。计算公式如下：

$$P = \frac{(W_2 - W_1)}{V} \times 1\,000$$

式中，P 为 PM<sub>2.5</sub> 的质量浓度（mg·m<sup>-3</sup>），W<sub>2</sub> 为采样后的滤膜质量（g），W<sub>1</sub> 为采样前的滤膜质量（g），V 为已换算成标准状态下的采样体积（m<sup>3</sup>）。

将采样后的滤纸放置在特氟隆容器中，依次加入去离子水、浓硝酸、氢氟酸和高氯酸消解。通过电感耦合等离子体质谱仪（ICP-MS）（Elan 9000）检测滤纸上 Mg、Al、K、Ca、Ti、V、Cr、Mn、Fe、Co、Ni、Cu、Zn、As、Cd、Sb 和 Pb 共 17 种元素的质量浓度。为确保试验结果的有效性，同步检测空白滤纸上的元素，结果表明，空白滤纸上的各元素含量均低于检出限值，因此，检测结果有效。

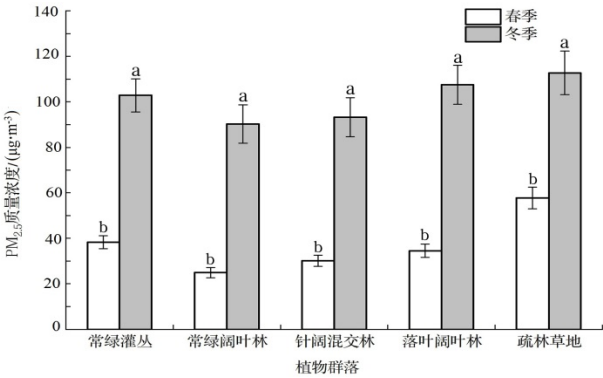
1.3 数据处理

采用 Microsoft Excel 2010 统计和整理数据、SPSS 22.0 分析数据、Origin 8.0 作图。

2 结果与分析

2.1 不同植物群落内 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度的变化

由图 2 可知，5 种植物群落内 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度的变化范围是（24.92 ± 2.26）~（112.73 ± 9.57）μg·m<sup>-3</sup>，平均浓度为（69.23 ± 5.76）μg·m<sup>-3</sup>，该值是《环境空气质量标准》GB 3095—2012<sup>[20]</sup>规定的年均二级浓度限值（35 μg·m<sup>-3</sup>）的 1.98 倍。在时间上，5 种群落内 PM<sub>2.5</sub>



注：不同小写字母表示同一植物群落不同季节 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度差异显著，下同。

图 2 春、冬季不同植物群落内 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度的变化  
Figure 2 PM<sub>2.5</sub> mass concentrations in different plant communities in spring and winter

平均质量浓度均为冬季 ( $101.33 \pm 8.47 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) > 春季 ( $37.13 \pm 3.06 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )。各群落内 PM<sub>2.5</sub> 的质量浓度均为冬季高, 春季低, 其中, 落叶阔叶林内春、冬季 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度的差异最大, 差值为  $73.04 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ , 疏林草地内 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度的季节差异最小, 仅为  $54.96 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 。在空间上, 2 个季节 PM<sub>2.5</sub> 平均质量浓度为疏林草地内 ( $85.25 \pm 7.18 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) 最高, 落叶阔叶林内 ( $71.05 \pm 5.76 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ )、常绿灌丛内 ( $70.56 \pm 5.05 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) 和针阔混交林内 ( $61.70 \pm 5.51 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) 次之, 常绿阔叶林内 ( $57.58 \pm 5.34 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) 最低。

## 2.2 不同植物群落内 PM<sub>2.5</sub> 中重金属的质量浓度变化

研究获得了 PM<sub>2.5</sub> 中 17 种元素的质量浓度值, 综合考虑重金属定义和对人体健康影响的因素, 本文重点讨论 V、Cr、Mn、Co、Ni、Cu、Zn、As、Cd、Sb 和 Pb 11 种重金属的质量浓度变化。春、冬季, 在 5 种植物群落内的 PM<sub>2.5</sub> 中, Cr、Mn、Cu、As、Zn 和 Pb 6 种重金属的质量浓度较高, 共占 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度的 10.24‰; V、Co、Ni、Cd 和 Sb 5 种重金属仅占 0.56‰。其中, Zn 和 Pb 的平均质量浓度较高, 分别为 ( $342.11 \pm 32.51$ )  $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$  和 ( $214.10 \pm 23.40$ )  $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ , 分别占 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度的 4.94‰和 3.09‰; Co 的质量浓度最低, 仅为 ( $2.08 \pm 0.59$ )  $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ , 占 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度的 0.03‰ (图 3 和图 4)。

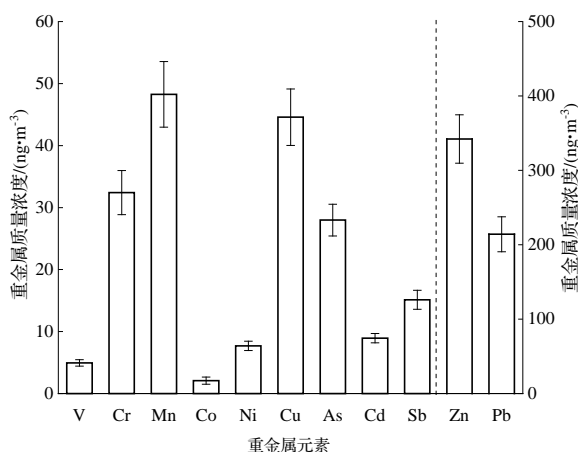


图 3 PM<sub>2.5</sub> 中 11 种重金属的平均质量浓度

Figure 3 Mean mass concentration of 11 heavy metals in PM<sub>2.5</sub>

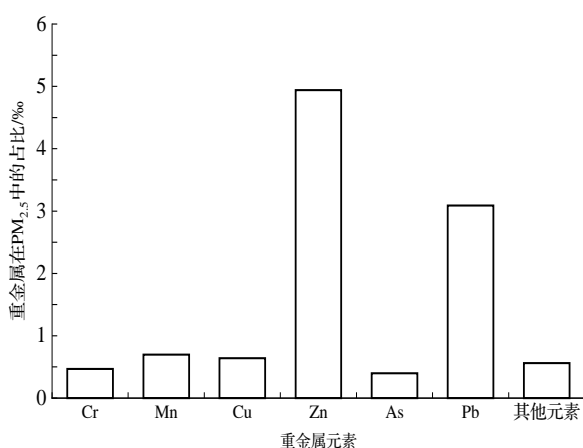


图 4 11 种重金属质量浓度在 PM<sub>2.5</sub> 中的占比

Figure 4 Proportion of mass concentration of 11 heavy metals in PM<sub>2.5</sub>

由图 5 可知, 在 5 种植物群落内, 11 种重金属的总质量浓度平均值为冬季 ( $897.14 \pm 90.39 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ ) > 春季 ( $599.24 \pm 59.36 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ ), 这与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度的季节变化相同。其中, Cr、Mn、Cu、As、Sb、Zn 和 Pb 7 种重金属质量浓度的季节变化明显 ( $P < 0.05$ ), 而 V、Co、Ni 和 Cd 4 种重金属质量浓度的季节变化不显著 ( $P > 0.05$ )。

春季, 不同重金属的质量浓度为 ( $1.30 \pm 0.54$ ) ~ ( $355.45 \pm 28.91$ )  $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ , 其中, 以常绿灌丛内 Zn 的质量浓度最高, 为  $355.45 \pm 28.91 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ , 常绿阔叶林内 Co 的质量浓度最低, 仅为  $1.30 \pm 0.54 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ ; 冬季, 11 种重金属浓度为 ( $2.19 \pm 0.63$ ) ~ ( $411.36 \pm 33.55$ )  $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ , 以疏林草地内 Zn ( $411.36 \pm 33.55 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ ) 和 Pb ( $304.60 \pm 31.82 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ ) 的质量浓度较高, 常绿阔叶林内 Co ( $2.19 \pm 0.63 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ ) 的质量浓度最低。

由表 2 可知, 春、冬季, 11 种重金属的总质量浓度平均值为疏林草地内 ( $841.96 \pm 77.65 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ ) > 常绿灌丛内 ( $799.21 \pm 73.97 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ ) > 落叶阔叶林内 ( $774.40 \pm 76.44 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ ) > 针阔混交林内 ( $703.68 \pm 69.30 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ ) > 常绿阔叶林内 ( $621.70 \pm 64.63 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ ), 这与 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度的空间变化基本一致。

11 种重金属质量浓度的最高值均出现在疏林草地内, 最低值在常绿阔叶林内 (除 V 外), 其中, Zn 的质量浓度最高, 为  $376.89 \pm 30.67 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ ; Co 的质量浓度最低, 仅为  $1.74 \pm 0.42 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ 。此外, 常绿灌丛、针阔混交林和落叶阔叶林内 Zn 的质量浓度均为最高, 分别为  $376.80 \pm 30.18 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ 、 $315.28 \pm 29.12 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$  和  $348.53 \pm 31.76 \text{ ng}\cdot\text{m}^{-3}$ ; V、Co、Ni 和 Cd 的质量浓度较低, 仅为 ( $1.99 \pm 0.40$ ) ~ ( $9.30 \pm 1.36$ )  $\text{ng}\cdot\text{m}^{-3}$ 。

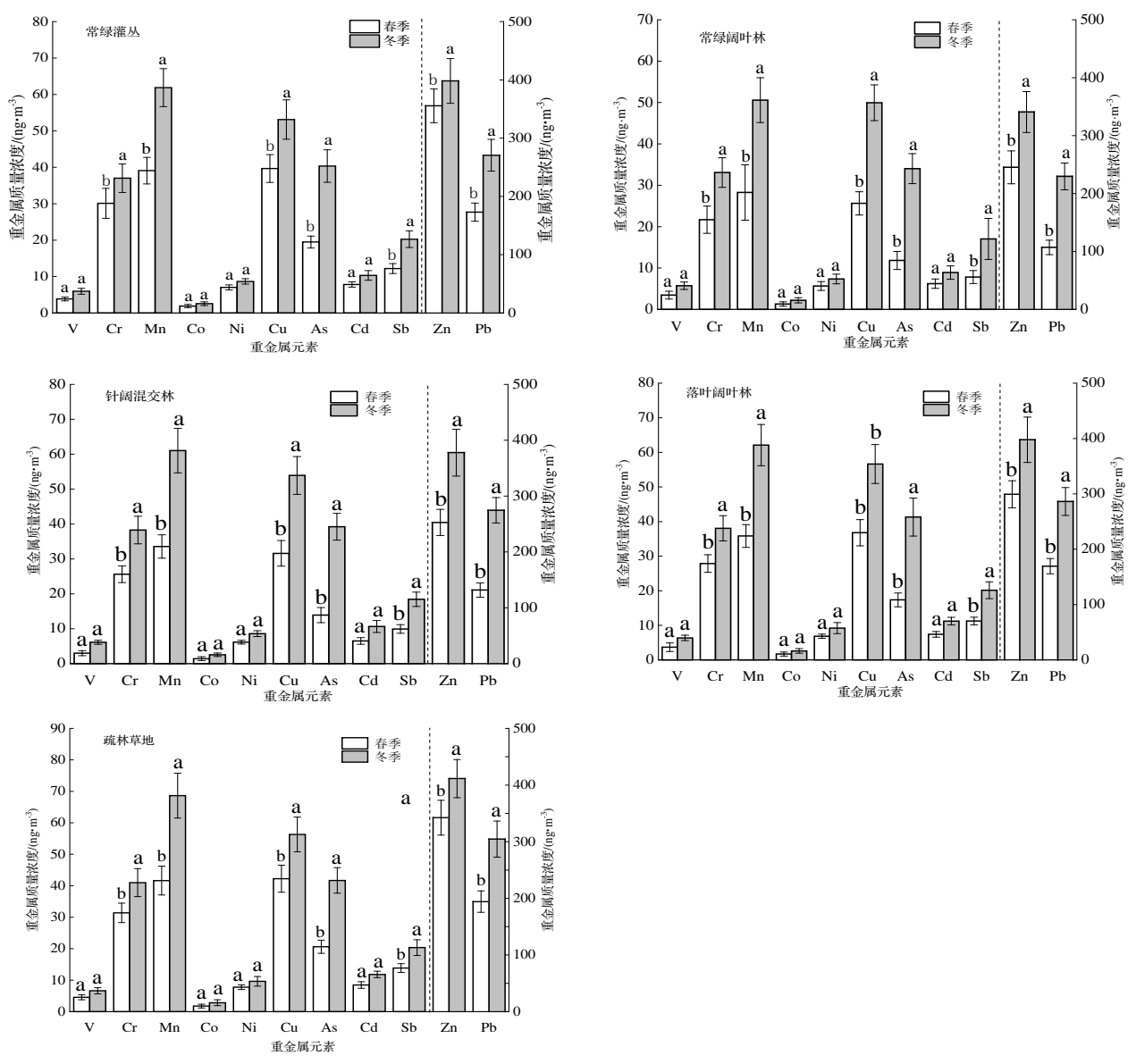


图 5 春、冬季 5 种植物群落内 PM<sub>2.5</sub> 中重金属质量浓度的变化

Figure 5 Heavy metal concentrations in PM<sub>2.5</sub> in different plant communities in spring and winter

表 2 不同植物群落内 PM<sub>2.5</sub> 中 11 种重金属的质量浓度

Table 2 Heavy metal concentrations in PM<sub>2.5</sub> in different plant communities

植物群落		常绿灌丛	常绿阔叶林	针阔混交林	落叶阔叶林	疏林草地
PM <sub>2.5</sub> /(μg·m <sup>-3</sup> )		70.56±5.05	57.58±5.34	61.70±5.51	71.05±5.76	85.25±7.18
重金属质量浓度/(ng·m <sup>-3</sup> )	V	4.90±0.56	4.59±0.92	4.56±0.64	5.02±0.42	5.59±0.63
	Cr	33.55±4.01	27.37±5.44	31.94±4.67	32.95±5.30	36.20±4.26
	Mn	50.47±4.14	39.42±3.63	47.31±3.77	48.96±4.08	55.14±4.34
	Co	2.23±0.38	1.74±0.42	1.99±0.40	2.15±0.45	2.31±0.43
	Ni	7.84±0.77	6.50±1.12	7.37±0.85	8.03±0.91	8.71±1.12
	Cu	46.39±4.40	37.79±3.06	42.76±3.84	46.69±4.09	49.26±4.15
	Zn	376.80±30.18	293.03±29.87	315.28±29.12	348.53±31.76	376.89±30.67
	As	29.91±2.32	22.92±3.60	26.58±2.08	29.33±2.74	31.16±3.28
	Cd	9.06±1.02	7.56±1.12	8.57±1.32	9.30±1.36	10.15±1.38
	Sb	16.23±2.26	12.43±1.26	14.18±1.89	15.70±1.81	17.10±1.95
	Pb	221.83±23.92	168.35±14.18	209.16±20.72	227.74±23.51	249.44±25.42

### 3 结语

#### 3.1 讨论

本研究结果表明,在 5 种植物群落内 PM<sub>2.5</sub> 的质量浓度和 PM<sub>2.5</sub> 中重金属的总质量浓度平均值的季节变化相同,均为冬季高,春季低。赵珀<sup>[21]</sup>研究表明,冬季气象条件稳定,不利于污染物的扩散,使重金属更易在 PM<sub>2.5</sub> 上累积。陈培飞等<sup>[22]</sup>研究发现,PM<sub>10</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 中重金属的质量浓度在春季最低,这与本研究结果一致。陶俊等<sup>[23]</sup>研究证实,7 种致癌重金属仅 As、Cd、Pb 和 Se 有明显富集现象,富集因子均超过 500,其中,夏季的富集因子明显高于其他季节,这可能是周边燃煤和城区机动车排放和区域性污染源的输送引起的。大气重金属 Cu、Pb 和 Zn 的质量浓度具有秋季高、冬季次之和春夏季较低的变化特征,这与气象条件和污染来源有密切关系<sup>[24]</sup>。

春、冬季,PM<sub>2.5</sub> 的质量浓度和 PM<sub>2.5</sub> 中重金属的总质量浓度平均值的空间变化基本一致,均为疏林草地最高,常绿阔叶林最低。重金属元素在 5 种植物群落内的分布基本相同,11 种重金属的质量浓度最高值均出现在疏林草地内,最低值在常绿阔叶林内(除 V 外)。杨貌等<sup>[25]</sup>研究表明,受植被郁闭度、疏透度和植物种类的综合影响,复合配置模式比单一配置模式下大气颗粒物浓度的稳定程度高。贾琳<sup>[26]</sup>研究发现,乔灌木对 PM<sub>2.5</sub> 的滞尘效果最好。以乔灌木结构为主的绿地对 PM<sub>2.5</sub> 的消减作用最佳<sup>[27]</sup>。吴志萍等<sup>[28]</sup>研究认为,多层复合结构乔-灌-草绿地的覆盖度高、绿量大,但其颗粒物浓度却高于单层结构,这与本文研究结果不一致。其原因可能是乔-灌-草绿地的密度较高,枝下高偏低,导致林内通风条件差,不利于空气中颗粒物的扩散,并且过大的种植密度使林内大气和外界的水分、能量和物质交换速率降低<sup>[29]</sup>。

#### 3.2 结论

本文对 5 种植物群落内的 PM<sub>2.5</sub> 及其所含 11 种重金属元素的时空变化进行了研究。结果表明,春、冬季,在 5 种植物群落内 PM<sub>2.5</sub> 中 Zn 和 Pb 的平均质量浓度较高,分别占 PM<sub>2.5</sub> 质量浓度的 4.94‰和 3.09‰;Co 的平均质量浓度最低,仅占 0.03‰;PM<sub>2.5</sub> 的质量浓度和 PM<sub>2.5</sub> 中重金属的总质量浓度平均值的季节变化相同,均为冬季>春季;Cr、Mn、Cu、As、Sb、Zn 和 Pb 7 种重金属质量浓度的季节变化明显( $P<0.05$ ),而 V、Co、Ni 和 Cd 4 种重金属质量浓度的季节变化不显著( $P>0.05$ )。PM<sub>2.5</sub> 质量浓度和 PM<sub>2.5</sub> 中 11 种重金属的总质量浓度平均值的空间变化基本一致,均为疏林草地最高,常绿阔叶林最低。风景园林师在规划和设计城市绿地时,应选取抗污染能力和适应能力强的树种,合理构建植物群落结构,保持林下空间的通透性。

#### 参考文献:

- [1] 朱彤,尚静,赵德峰. 大气复合污染及灰霾形成中非均相化学过程的作用[J]. 中国科学:化学,2010,40(12):1731-1740.
- [2] 曹伟华,梁旭东,李青春. 北京一次持续性雾霾过程的阶段性特征及影响因子分析[J]. 气象学报,2013,71(5):940-951.
- [3] WANG J Z, STEVEN S H H, CAO J J, et al. Characteristics and major sources of carbonaceous aerosols in PM<sub>2.5</sub> from Sanya, China[J]. Sci Total Environ, 2015, 530-531: 110-119.
- [4] 王玮,汤大钢,刘红杰,等. 中国 PM<sub>2.5</sub> 污染状况和污染特征的研究[J]. 环境科学研究,2000,13(1):1-5.
- [5] YANG B, GUO J, XIAO C L. Effect of PM<sub>2.5</sub> environmental pollution on rat lung[J]. Environ Sci Pollut Res, 2018, 25: 36136-36146.
- [6] 贾广宁. 重金属污染的危害与防治[J]. 有色矿冶,2004,20(1):39-42.
- [7] 张振华. PM<sub>2.5</sub> 浓度时空变化特性、影响因素及来源解析研究[D]. 杭州:浙江大学,2014.
- [8] 赵晨曦,王云琦,王玉杰,等. 北京地区冬春 PM<sub>2.5</sub> 和 PM<sub>10</sub> 污染水平时空分布及其与气象条件的关系[J]. 环境科学,2014,35(2):418-427.
- [9] 张云伟,王晴茹,陈嘉,等. 城市街谷内 PM<sub>2.5</sub> 浓度时空变化及影响因素分析[J]. 中国环境科学,2016,36(10):2944-2949.
- [10] 崔井龙,张志红,夏娜,等. 太原市某城区四季大气 PM<sub>2.5</sub> 中重金属污染特征分析[J]. 环境科学学报,2016,36(5):1566-1572.
- [11] 于扬,岑况, NORRA S, 等. 北京市 PM<sub>2.5</sub> 中主要重金属元素污染特征及季节变化分析[J]. 现代地质,2012,26(5):975-982.
- [12] 闫向阳,杜刚. 沈阳市环境空气颗粒物分布特征及重金属污染状况分析[J]. 环境保护科学,2007,33(3):20-22.
- [13] 张志刚. 鞍山市环境空气颗粒物中重金属元素分布特征[J]. 中国环境监测,2009,25(5):103-106.
- [14] 易军. 城市园林植物群落生态结构研究与景观优化构建[D]. 南京:南京林业大学,2005.

- [15] NOWAK D J, HIRABAYASHI S, BODINE A, et al. Modeled PM<sub>2.5</sub> removal by trees in ten U.S. cities and associated health effects[J]. Environ Pollut, 2013, 178: 395–402.
- [16] 余海龙, 黄菊莹. 城市绿地滞尘机理及其效应研究进展[J]. 西北林学院学报, 2012, 27(6): 238–241.
- [17] 宋永昌. 植被生态学[M]. 北京: 高等教育出版社, 2017: 22.
- [18] 陈玮, 黄璐, 田秀玲. 园林构成要素实例解析·植物[M]. 沈阳: 辽宁科学技术出版社, 2002: 43–49.
- [19] 中华人民共和国环境保护部. 环境空气 PM<sub>10</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 的测定重量法: HJ 618–2011[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2011.
- [20] 中华人民共和国环境保护部. 环境空气质量标准: GB 3095–2012[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2012.
- [21] 赵珀. 西安市城区、城郊及郊区大气 PM<sub>2.5</sub> 污染特征研究及其重金属的健康风险评价[D]. 西安: 陕西师范大学, 2016.
- [22] 陈培飞, 张嘉琪, 毕晓辉, 等. 天津市环境空气 PM<sub>10</sub> 和 PM<sub>2.5</sub> 中典型重金属污染特征与来源研究[J]. 南开大学学报(自然科学版), 2013, 46(6): 1–7.
- [23] 陶俊, 张仁健, 段青春, 等. 北京城区 PM<sub>2.5</sub> 中致癌重金属季节变化特征及其来源分析[J]. 环境科学, 2014, 35(2): 411–417.
- [24] 王欣睿, 叶剑军, 倪志鑫, 等. 珠江口海域大气中重金属季节变化特征及其与气象因子的关系[J]. 海洋通报, 2016, 35(6): 632–640, 648.
- [25] 杨貌, 张志强, 陈立欣, 等. 春季城区道路不同绿地配置模式对大气颗粒物的削减作用[J]. 生态学报, 2016, 36(7): 2076–2083.
- [26] 贾琳. 园林植物配置对大气中 PM<sub>2.5</sub> 污染的消减效果建模分析研究[J]. 环境科学与管理, 2019, 44(5): 85–89.
- [27] 田志会, 刘佳明. 不同植物配置模式的大气颗粒物消减效应研究—以北京市中关村森林公园为例[J]. 北京农学院学报, 2020, 35(1): 50–54.
- [28] 吴志萍, 王成, 侯晓静, 等. 6 种城市绿地空气 PM<sub>2.5</sub> 浓度变化规律的研究[J]. 安徽农业大学学报, 2008, 35(4): 494–498.
- [29] 赵鸣, 江静, 苏炳凯, 等. 一个引入近地层的土壤—植被—大气相互作用模式[J]. 大气科学, 1995, 19(4): 405–414.