

城市树木对空气颗粒物的影响综述

沈 剑¹, 李蓓蓓², 郑国良¹, 王 彬^{2*}

(1. 金华市林业技术推广站, 浙江金华 321017; 2. 浙江农林大学林业与生物技术学院, 浙江杭州 311300)

摘要 颗粒物污染是现今主要的全球环境问题, 近年在包括我国许多城市在内的亚洲城市有所加重。树木是天然的颗粒物吸附器, 能够降低空气中的颗粒物污染水平。综述了树木吸附颗粒物的树冠特征、叶片特征(包括针阔叶性和常绿落叶性、叶面积、叶片结构复杂性、叶表面特征、叶柄和叶龄等), 同时分析了树木因释放 BVOCs 促进生成二次有机气溶胶 SOA 而增加空气中颗粒物含量的不利一面, 并进一步提出了城市树种的选择和应用建议。

关键词 城市树木; 颗粒物(PM); 树冠; 叶片; 生物挥发性有机物(BVOCs)

中图分类号 S 731.2 **文献标识码** A

文章编号 0517-6611(2019)21-0008-04

doi: 10.3969/j.issn.0517-6611.2019.21.003



开放科学(资源服务)标识码(OSID):

Review of Effects of Urban Trees on Airborne Particulate Matter

SHEN Jian¹, LI Bei-bei², ZHENG Guo-liang¹ et al (1. Forestry Technology Popularization Station of Jinhua City, Jinhua, Zhejiang 321017; 2. College of Forestry and Biotechnology, Zhejiang A & F University, Hangzhou, Zhejiang 311300)

Abstract Pollution caused by particles is now a major environmental problem globally. Recently, particulate matter (PM) pollution has been more serious in Asian cities including many cities of our country. Trees are natural particulate adsorbers that reduce the level of particulate matter pollution in the air. The canopy characteristics and leaf characteristics of tree-adsorbed particulate matter (including needle broadleaf and evergreen deciduous, leaf area, leaf structure complexity, leaf surface characteristics, petiole and leaf age, etc.) were reviewed, and negative impact of trees on air quality was also discussed because the emission of BVOCs could form SOA to increase the PM in the air. Besides, the selection and application suggestions of urban tree species were put forward.

Key words Urban trees; Particulate matter (PM); Canopy; Leaf; Biogenic volatile organic compounds (BVOCs)

在许多亚洲城市, 空气动力学直径 $<2.5\ \mu\text{m}$ 的颗粒物($\text{PM}_{2.5}$)引起的污染是现今主要的环境问题, 并且有进一步加重的趋势^[1]。城市空气中高浓度的 $\text{PM}_{2.5}$ 对城市居民构成了极大威胁。流行病学研究已经表明城市 $\text{PM}_{2.5}$ 污染与呼吸系统和心血管疾病的增加以及过早死亡有密切关系^[2-3]。

传统控制 $\text{PM}_{2.5}$ 污染的措施集中在控制或减少排放源^[4-5], 这些措施却不能治理空气中已有的 $\text{PM}_{2.5}$ 。植物由于自身的独特性, 使其在改善城市空气质量及环境污染修复等方面具有重要的作用。气态污染物在植物光合作用和呼吸作用过程中被气孔吸收, 而颗粒物则通过沉降或黏附等方式被叶片吸附^[6], 有大量研究表明有植被的地表比其他地表能更有效地捕捉大气中的气体、颗粒物和气溶胶。Nowak等^[7]估计在整个美国城市乔木和灌木每年约可去除215千t PM_{10} 。Ottele等^[8]研究表明, 在格拉斯哥林木覆盖率从3.6%增长到8.0%, 使 PM_{10} 浓度减少了2%。Tallis等^[9]估计大伦敦地区的城市树冠能减少0.7%~1.4%的 PM_{10} 浓度。Nowak等^[10]研究发现在不同城市, 树木直接吸附空气中 $\text{PM}_{2.5}$ 的数量为4.7~64.5 t/a。在北京城市树木每年可减少空气中772 t的 PM_{10} ^[11]。树木还可以间接减轻PM污染, 如树木通过遮阴和蒸发降低城市气温, 这种降温效果减少了对耗能风扇及空调的使用, 进一步研究降低了发电厂的排放。

而且, 降低的空气温度还可以减缓城市空气里的光化学反应速率, 从而减少二次污染物的生成量^[12]。

由于乔木具有更大的树冠, 较大的叶片、茎、枝条表面积、叶面积以及自身结构产生的空气湍流运动, 与比其低矮的植被相比, 能吸收更多的 PM ^[13-14]。Fowler等^[15]进一步研究发现英格兰西米德兰兹郡的林地比草地多吸收3倍的 PM_{10} 。笔者分析了树木吸附颗粒物的树冠特征、叶片特征等, 同时对树木因释放BVOCs促进生成二次有机气溶胶SOA而增加空气中颗粒物含量的研究进行探讨, 对城市树种的选择和应用具有一定的指导意义。

1 城市树木对颗粒物的影响

1.1 树冠对颗粒物吸附的影响

树冠结构导致的空气湍流运动, 增加了颗粒物在叶上的沉积, 因此树冠可以作为空气污染物的收集者(包括气态污染物和颗粒污染物)。Hofman等^[16]研究表明树木对PM的拦截吸附通常会受树冠结构的影响。Prusty等^[17]观察到树木吸附颗粒物能力的显著变化并指出影响这种能力的因素之一就是树冠的形状和大小。Chakre^[18]评估了植物树冠形状对灰尘过滤的影响, 并依据树冠形状对宽窄绿带进行了分类。拥有茂密树冠和细纹理的树木具有较高的表面粗糙度, 可以促进对 $\text{PM}_{2.5}$ 的拦截^[19]。Qiu等^[20]认为相同气候条件下造成城市树木在灰尘吸附上不同的原因包括树冠结构、分枝密度的不同。颗粒物沉积速度不同的原因包括树种在树冠结构上的不同^[21]。Beckett等^[22]研究指出不同树种不同的树冠面积和结构是决定树木吸收颗粒物的重要因素之一。

树冠特征和树种物候将影响一个树种全年滞留颗粒物的能力, 所以常绿树种具有优势^[23]。针叶树种的高 $\text{PM}_{2.5}$ 去

基金项目 浙江省教育厅科研项目(Y201636135)。

作者简介 沈剑(1979—), 男, 浙江金华人, 高级工程师, 硕士, 从事林业技术推广研究。*通信作者, 实验师, 博士, 从事城市森林生态与环境研究。

收稿日期 2019-05-15

除率的原因之一便是四季常青、茂密且结构良好的树冠^[24]。

1.2 叶片对颗粒物吸附的影响 与气态污染物主要通过气孔去除不同,叶片和芽上的重力与惯性沉积被认为是叶片去除 PM 的主要机制^[25]。树种在叶形态和表面属性上的不同会导致颗粒物沉积速度的不同^[21]。

1.2.1 针阔叶性和常绿落叶性。尽管针叶树具有较小的单元针叶区域,但针叶树种具有比阔叶树种更大的相对颗粒物捕捉效率和沉积速度^[25]。相比阔叶树种,针叶树具有更小的叶片和更复杂的尖端结构,被认为在捕捉 PM 上比阔叶树种更为有效^[26]。Sæbø 等^[27]认为针叶树如松属植物被认为是好的 PM 累积者。

对于落叶树种而言,枝条的空间结构、不同树种的细枝、冬季落叶将会影响它们全年对 PM 的捕获能力^[23]。由于其物候期限制,在秋冬季叶片凋落,叶片对 PM 颗粒物吸附能力丧失,尽管可通过其茎和干继续吸附颗粒物,但总体吸附能力下降;而常绿树种叶片对 PM 的吸附功能在不同季节均可继续发挥。常绿针叶树已被证明具有全年积累有毒污染物的潜力^[24]。

1.2.2 叶面积。较大的叶面积可以加强叶片间空气湍流运动,增加 PM 在叶片表面的沉积速度,同时,较大叶面积使得叶片和 PM 的接触面积增加,从而也会增加树木对 PM 的吸附。因此,一般认为,相同气候条件下具有较大叶面积的树种在吸附颗粒物上具有显著的实际优势^[28]。Blanus 等^[23]进行的氯化钠气溶胶的捕捉和滞留试验表明,二球悬铃木 (*Platanus × hispanica*) 和小叶椴 (*Tilia cordata*) 的较大叶片比小叶片捕捉了更多的 Na⁺。中国北京 5 个常绿树种叶片沉积颗粒物的研究也表明,由于具有较大的叶面积,松树比柏树累积了更多的 PM^[29]。广州市 4 个树种灰尘滞留能力降序排列是芒果 (*Mangifera indica* Linn.) > 黄葛树 (大叶榕) (*Ficus virens* var. *subanceolata*) > 榕树 (*Ficus microcarpa*) > 洋紫荆 (红花羊蹄甲) (*Bauhinia blakeana*), 大致与单个叶片尺寸逐渐减小的走势相符 ($P < 0.05$)^[30]。

1.2.3 叶片结构复杂性。叶片结构可能有助于植物对灰尘的吸附。树种吸附颗粒物的有效性通过观测量化表明,更好更复杂的叶片结构具有更高吸附颗粒物的能力^[22]。也有很多其他学者也得出了类似结论,如在叶片层面,具有复杂结构的叶片能更有效地捕捉和滞留 PM_{2.5}^[31]。

1.2.4 叶表面特征。

1.2.4.1 叶表粗糙度和毛状体。不同树种对 PM 的去除率受叶表面粗糙度、表皮细胞排列和叶表面毛状体密度的影响。叶表面特征如表面粗糙度和毛状体的存在与叶片上吸附颗粒物的数量呈正相关,表明这样的形态学特征可以增强树木的灰尘过滤能力^[32]。Meusel 等^[33]除了强调叶面粗糙度,还指出毛状体的数量和长度在决定树木捕捉颗粒物效率上的重要作用。也有研究指出,叶片的特定特征如毛状体的存在和不同化学组成、结构的上表皮蜡质层可能会增强对空气的过滤过程^[34]。例如,有粗糙表面的阔叶树种的叶片能够比光滑表面的叶片更有效地捕捉 PM^[35]。

1.2.4.2 蜡质层和气孔。颗粒物包含一些具有亲脂性的有机污染物,因此能够穿透覆盖在叶片和幼嫩枝条上的蜡质层,通过气孔进入植物体内^[33]。气孔的大小和数量以及叶片表皮蜡质层厚度和组成均会影响树木叶片的灰尘沉积^[28]。针叶树的针叶能产生一种更厚的蜡质层,使其比阔叶树种更有效地积累 PM^[36]。

各粒度级颗粒物在各树种蜡质层均有发现,大颗粒物在蜡质层的量总是少于在叶表的量,对于细颗粒物差异则不明显,此外,有树种蜡质层里的 PM 总量接近或比叶表 PM 还要多。然而,树种的蜡质层质量与总 PM 吸附量、叶表 PM、蜡质层 PM、直径 10~100 μm PM (叶表的和蜡质层里的)、粗颗粒物 (叶表的和蜡质层里的) 和叶表细 PM 之间并无明显关系^[28]。Jouraeva 等^[34]在研究椴树 (*Tilia × euchlora*) 和豆梨 (*Pyrus calleryana*) 时也发现蜡质层质量与叶片 PM 沉积量之间并无相关性。蜡质层 PM 在蜡质层里是固定的,因此相比叶表 PM,其具有植物稳定性的,降低了对人类健康的负面影响^[37]。

1.2.4.3 润湿性。叶形态和可湿性在拦截空气颗粒物中扮演重要角色。Freer-Smith 等^[19]研究发现,叶子润湿性会影响对气溶胶颗粒物的捕捉;硬叶 (即减少了的润湿性) 和光滑表面的叶片类型可能是影响橄榄树 (油橄榄 *Olea europaea*) 和栎树 (苦栎 *Quercus cerris*、冬青栎 *Quercus ilex*) 叶极低 Na⁺ 和粉末颗粒物滞留能力的主要因素。

1.2.5 叶柄。除了叶片形态,树木的颗粒物吸附能力也取决于树木叶片的朝向和有无叶柄。叶柄长的叶片易卷入小空气流,这样的叶片只能吸附少量的灰尘。相反,短叶柄的叶片可以抵抗空气运动并吸附相当多的灰尘^[17]。

1.2.6 叶龄。叶龄会影响对颗粒物的沉积。Mori 等^[38]研究指出,云杉属 (*Picea*) 最幼嫩针叶比老叶少沉积 34% 的颗粒物;相比北美云杉 (*Picea sitchensis* (Bong.) Carrière) 1 年龄针叶,沉积量最大的是在 2 年龄针叶上。Suchara 等^[39]也指出挪威云杉 (*Picea abies*) 2 年龄针叶的元素含量高于 1 年龄针叶。

1.2.7 其他叶表面特征。叶片主轴的方向、形状和大小会影响树木拦截空气中的浮尘。Prusty 等^[17]观察到树种吸附灰尘能力的显著变化受叶序和叶表特征如绒毛、表皮等的影响。Qiu 等^[20]认为相同气候条件下造成城市树种在灰尘吸附上不同的原因包括叶倾角的不同。

树木自身的其他特征也会对吸附颗粒物产生影响,如具有更复杂茎结构的树木具有更大的相对沉降速度^[26]。Bec-ker 等^[40]从不同空气动力学角度证明了叶和芽会对 PM 沉降速度产生影响,树皮可以沉降空气中的颗粒物。

2 影响树木吸附颗粒物的其他因素

2.1 与污染源的距離 树木接近污染源,空气污染物的浓度增加,会增加 PM 的沉积。道路附近的叶片和林地里的叶片在颗粒物沉积上有很大不同^[8]。距离道路越近样本,其中的粗颗粒物和元素 (25 种元素里的 14 种) 积累越高,表明当把绿色基础设施设置在离污染源较近时,可能会表现出最有

效的污染物沉积效率^[38]。Prusty等^[17]评估高速公路附近的植被的灰尘沉积能力发现叶片上灰尘的沉积随机动车数量的增加而增加,随距路边距离的增加而减小。

2.2 种植设计 当使用树木为改善空气质量而提供生态系统服务时,城市树木的选择和设计是至关重要的,树种选择和种植设计会对树木捕捉和滞留PM产生主要影响。多项研究证明,群体层面的生物物理特性如种植密度、空间安排、总叶面积和物候学是影响树木清除PM的因素^[41-42]。灌木和大树合理配置,将灌木置于前,对防风林的颗粒物净化具有最优效果。此外,如果树木的配置过于密集,空气则不能在绿地内分散,因此最佳的郁闭度和防护林带孔隙度是必要的^[43]。

2.3 其他外界影响因素 当然除了受叶片特征影响外,树木树冠对PM的吸附还受颗粒物大小和形态的影响。气流中的颗粒物浓度、颗粒物的大小分布和风速等气象条件均是决定植被吸收颗粒物的重要因素。如有研究表明,高风速下粗颗粒物的沉积更为有效,而超细颗粒物则相反^[6]。气象参数如降水、风速、湍流和空气湿度也是影响颗粒物被吸附的重要因素^[44]。此外,环境因素如城市形态也会对树木吸附PM_{2.5}的量产生重大影响^[45]。

3 城市树木对颗粒物生成的影响

几乎所有的树木在生长、繁殖和防御时期都会释放生物挥发性有机物(BVOCs, biogenic volatile organic compounds),这些生物挥发性有机物由叶片、花和果实释放。植物释放的BVOCs是全球大气中主要的VOCs贡献者^[46],在低对流层和大气边界层的化学作用中扮演重要角色,是O₃和二次有机颗粒物形成的关键前体^[47]。树木释放的BVOCs如异戊二烯和单萜,与氮氧化物(NO_x)反应会生成二次有机气溶胶(SOA),SOA导致空气中PM的产生,是PM_{2.5}的来源^[48]。Calfapietra等^[49]也提到SOA和颗粒物可由光化学驱动的氮氧化物(NO_x)和BVOCs间的反应生成。树木释放的BVOCs如单萜和倍半萜烯,不同于异戊二烯,这些会在晚上继续释放。伴随着它们在大气中的降解,萜烯可导致颗粒物的形成^[50]。

树种BVOCs的释放率差异很大。在偏僻的、NO_x浓度相对低的区域,BVOCs的释放相对是无害的^[51]。但城市地区由于汽车交通和工业发展等导致的NO_x浓度相对较高,所以城市绿化项目中宜选择低BVOCs释放率的树种。

4 讨论

在城市PM污染严重区域建议使用PM特别是PM_{2.5}去除率高的树种,但是这并不是唯一的树种选择标准,树种对城市环境的适应能力是另一必须要考虑的重要因素。生长在城市环境中的树木受到各种非生物和生物胁迫,如压实的土壤、洪涝、干旱、害虫、疾病及空气污染物的影响^[17]。如果树木不能适应这些胁迫,生长就会受阻,寿命就会降低。容易受害虫和疾病侵害的树木必须喷洒农药,这是PM_{2.5}的另一个来源^[52]。如果使用汽车运输和电动工具移除和替换病死的树木会进一步导致PM_{2.5}排放量的增加^[53]。

由于我国冬季空气污染更为严峻,常绿树种是更佳的缓解空气颗粒物污染的选择。有学者的研究结果表明,针叶树种并未在全球充分应用,在世界范围内通过增加对针叶树种的应用来提高对PM_{2.5}的去除率,将大有发展空间^[24,26]。然而,有学者的研究结果也表明,种植更多的针叶树时需要谨慎^[54]。例如东部红雪松(*J. virginiana*)具有很高的PM_{2.5}去除率,但它的花粉具有高度致敏性。因此,在城市种植项目中应避免使用东部红雪松的雄株。东部白松(*P. strobus*)具有高PM_{2.5}去除率,但对空气污染的耐受力低,这就限制了它在高污染地区的应用。除了这些问题之外,针叶树浓密的树荫和对土壤高含盐量的敏感性是需要考虑的其他因素^[54]。如针叶树一般不能耐受高汽车尾气污染,特别是冬天用盐进行道路除冰的条件下,所以不建议在路边种植。因此,常绿针叶树可能不如落叶阔叶树种有用,尽管它们有很高的PM清除率。有些阔叶物种PM_{2.5}去除率高,对空气质量的负面影响小,具有较好的城市环境适应能力,例如红枫(*A. rubrum*)、银叶槭(*T. tomentosa*)、美洲榆(*U. americana*)。这些发现表明,可以营造一个既具有良好的物种多样性、又具有高PM_{2.5}去除率的城市森林^[55]。

城市规划者可以通过混合配置具有较高PM_{2.5}清除率、较好的城市环境适应性及产生较低空气质量负效应的针叶树和阔叶树来减少PM_{2.5}的量。为了提高城市树种的恢复力、降低对害虫和疾病的敏感性,最好进行多样化的城市种植,而且树种多样性对生物多样性、整个城市生态系统多样性有重要影响。

参考文献

- [1] ZHENG S, POZZER A, CAO C X, et al. Long-term (2001–2012) concentrations of fine particulate matter (PM_{2.5}) and the impact on human health in Beijing, China [J]. Atmospheric chemistry and physics, 2015, 15: 5715–5725.
- [2] MATÉ T, GUAITA R, PICHIULE M, et al. Short-term effect of fine particulate matter (PM_{2.5}) on daily mortality due to diseases of the circulatory system in Madrid (Spain) [J]. Science of the total environment, 2010, 408: 5750–5757.
- [3] NAWAHDA A, YAMASHITA K, OHARA T, et al. Evaluation of premature mortality caused by exposure to PM_{2.5} and ozone in East Asia: 2000, 2005, 2020 [J]. Water, air, and soil pollution, 2012, 223(6): 3445–3459.
- [4] PUI D Y H, CHEN S C, ZUO Z L. PM_{2.5} in China: Measurements, sources, visibility and health effects, and mitigation [J]. Particulate, 2014, 13: 1–26.
- [5] TUCKER W G. An overview of PM 2.5 sources and control strategies [J]. Fuel processing technology, 2000, 65/66: 379–392.
- [6] JANHALL S. Review on urban vegetation and particle air pollution-Deposition and dispersion [J]. Atmospheric environment, 2015, 105: 130–137.
- [7] NOWAK D J, CRANE D E, STEVENS J C. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States [J]. Urban forestry & urban greening, 2006, 4: 115–123.
- [8] OTTELE M, VAN BOHEMEN H D, FRAAIJ A L A. Quantifying the deposition of particulate matter on climber vegetation on living walls [J]. Ecological engineering, 2010, 36(2): 154–162.
- [9] TALLIS M, TAYLOR G, SINNETT D, et al. Estimating the removal of atmospheric particulate pollution by the urban tree canopy of London, under current and future environments [J]. Landscape and urban planning, 2001, 103(2): 129–138.
- [10] NOWAK D J, HIRABAYASHI S, BODINE A, et al. Modeled PM_{2.5} removal by trees in ten US cities and associated health effects [J]. Environmental pollution, 2013, 178: 395–402.
- [11] YANG J, MCBRIDE J, ZHOU J X, et al. The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction [J]. Urban forestry & urban greening,

- 2005,3(2):65-78.
- [12] NOWAK D J, CIVEROLO K L, RAO S T, et al. A modeling study of the impact of urban trees on ozone [J]. *Atmospheric environment*, 2000, 34: 1601-1613.
 - [13] LOVETT G M. Atmospheric deposition of nutrients and pollutants in North-America: An ecological perspective [J]. *Ecological applications*, 1994, 4(4): 629-650.
 - [14] POWE N A, WILLIS K G. Mortality and morbidity benefits of air pollution (SO_2 and PM_{10}) absorption attributable to woodland in Britain [J]. *Journal of environmental management*, 2004, 70: 119-128.
 - [15] FOWLER D, SKIBA U, NEMITZ E, et al. Measuring aerosol and heavy metal deposition on urban woodland and grass using inventories of ^{210}Pb and metal concentrations in soil [J]. *Water, air, & soil pollution*, 2004, 4: 483-499.
 - [16] HOFMAN J, BARTHOLOMEUS H, CALDERS K et al. On the relation between tree crown morphology and particulate matter deposition on urban tree leaves: A ground-based LiDAR approach [J]. *Atmospheric environment*, 2014, 99: 130-139.
 - [17] PRUSTY B A, MISHRA P C, AZEEZ P A. Dust accumulation and leaf pigment content in vegetation near the national highway at Sambalpur, Orissa, India [J]. *Ecotoxicology and environmental safety*, 2005, 60(2): 228-235.
 - [18] CHAKRE O J. Choice of eco-friendly trees in urban environment to mitigate airborne particulate pollution [J]. *Journal of human ecology*, 2006, 20: 135-138.
 - [19] FREER-SMITH P H, BECKETT K P, TAYLOR G. Deposition velocities to *Sorbus aria*, *Acer campestre*, *Populus deltoides* $\times$ *trichocarpa* 'Beaupre', *Pinus nigra* and $\times$ *Cupressocyparis leylandii* for coarse, fine and ultra-fine particles in the urban environment [J]. *Environmental pollution*, 2005, 133(1): 157-167.
 - [20] QIU Y, GUAN D S, SONG W W, et al. Capture of heavy metals and sulfur by foliar dust in urban Huizhou, Guangdong Province, China [J]. *Chemosphere*, 2009, 75: 447-452.
 - [21] PUGH T A M, MACKENZIE A R, WHYATT J D, et al. Effectiveness of green infrastructure for improvement of air quality in urban street canyons [J]. *Environmental science & technology*, 2012, 46: 7692-7699.
 - [22] BECKETT K P, FREER-SMITH P H, TAYLOR G. Particulate pollution capture by urban trees: Effect of species and windspeed [J]. *Global change biology*, 2000, 6(8): 995-1003.
 - [23] BLANUSA T, FANTOZZI F, MONACI F, et al. Leaf trapping and retention of particles by holm oak and other common tree species in Mediterranean urban environments [J]. *Urban forestry & urban greening*, 2015, 14(4): 1095-1101.
 - [24] YANG J, CHANG Y M, YAN P B. Ranking the suitability of common urban tree species for controlling $\text{PM}_{2.5}$ pollution [J]. *Atmospheric pollution research*, 2015, 6(2): 267-277.
 - [25] TOMASEVIĆ M, VUKMIROVIĆ Z, RAJŠIĆ S, et al. Characterization of trace metal particles deposited on some deciduous tree leaves in an urban area [J]. *Chemosphere*, 2005, 61(6): 753-760.
 - [26] FREER-SMITH P H, EL-KHATIB A A, TAYLOR G. Capture of particulate pollution by trees: A comparison of species typical of semi-arid areas (*Ficus nitida* and *Eucalyptus globulus*) with European and North American species [J]. *Water air and soil pollution*, 2004, 155: 173-187.
 - [27] SæBØ A, POPEK R, NAWROT B, et al. Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces [J]. *Science of the total environment*, 2012, 427/428: 347-354.
 - [28] DZIERŻANOWSKI K, POPEK R, GAWROŃSKA H, et al. Deposition of particulate matter of different size fractions on leaf surfaces and in waxes of urban forest species [J]. *International journal of phytoremediation*, 2011, 13(10): 1037-1046.
 - [29] SONG Y S, MAHER B A, LI F, et al. Particulate matter deposited on leaf of five evergreen species in Beijing, China: Source identification and size distribution [J]. *Atmospheric environment*, 2015, 105: 53-60.
 - [30] LIU L, GUAN D S, PEART M R, et al. The dust retention capacities of urban vegetation-a case study of Guangzhou, South China [J]. *Environmental science and pollution research*, 2013, 20(9): 6601-6610.
 - [31] WEDDING J B, CARLSON R W, STUKEL J J, et al. Aerosol deposition on plant leaves [J]. *Environmental science & technology*, 1975, 9(2): 151-153.
 - [32] KHAN A M, PANDEY V, YUNUS M, et al. Plants as dust scavengers-a case study [J]. *Indian forester*, 1989, 115(9): 670-672.
 - [33] MEUSEL I, NEINHUIS C, MARKSTÄDTER C, et al. Ultrastructure, chemical composition, and recrystallization of epicuticular waxes; Transversely ridged rodlets [J]. *Canadian journal of botany-revue canadienne de botanique*, 1999, 77(5): 706-720.
 - [34] JOURAEVA V A, JOHNSON D L, HASSETT J P, et al. Differences in accumulation of PAHs and metals on the leaves of *Tilia* $\times$ *euchlora* and *Pyrus calleryana* [J]. *Environmental pollution*, 2002, 120: 331-338.
 - [35] BECKETT K P, FREER SMITH P H, TAYLOR G. Effective tree species for local air quality management [J]. *Journal of arboriculture*, 2000, 26(1): 12-19.
 - [36] BECKETT K P, FREER-SMITH P H, TAYLOR G. Urban woodlands: Their role in reducing the effects of particulate pollution [J]. *Environmental pollution*, 1998, 99: 347-360.
 - [37] POPEK R, GAWROŃSKA H, WROCHNA M, et al. Particulate matter on foliage of 13 woody species: Deposition on surfaces and phytostabilisation in waxes-a 3-year study [J]. *International journal of phytoremediation*, 2013, 15(3): 245-256.
 - [38] MORI J, HANSLIN H M, BURCHI G, et al. Particulate matter and element accumulation on coniferous trees at different distances from a highway [J]. *Urban forestry & urban greening*, 2015, 14(1): 170-177.
 - [39] SUCHARA I, SUCHAROVA J, HOLA M, et al. The performance of moss, grass, and 1- and 2-year old spruce needles as bioindicators of contamination: A comparative study at the scale of the Czech Republic [J]. *Science of the total environment*, 2011, 409(11): 2281-2297.
 - [40] BECKER J S, BELLIS D, STATON I, et al. Determination of trace elements including platinum in tree bark by ICP mass spectrometry [J]. *Fresenius journal of analytical chemistry*, 2000, 368(5): 490-495.
 - [41] BRANTLEY H L, HAGLER G S W, DESHMUKH P J, et al. Field assessment of the effects of roadside vegetation on near-road black carbon and particulate matter [J]. *Science of the total environment*, 2014, 468/469: 120-129.
 - [42] HAGLER G S W, LIN M Y, KHLYSTOV A, et al. Field investigation of roadside vegetative and structural barrier impact on near-road ultrafine particle concentrations under a variety of wind conditions [J]. *Science of the total environment*, 2012, 419: 7-15.
 - [43] CHEN J G, YU X X, SUN F B, et al. The Concentrations and reduction of airborne particulate matter (PM_{10} , $\text{PM}_{2.5}$, PM_1) at shelterbelt site in Beijing [J]. *Atmosphere*, 2015, 6(5): 650-676.
 - [44] LITSCHKE T, KUTTLER W. On the reduction of urban particle concentration by vegetation: A review [J]. *Meteorologische zeitschrift*, 2008, 17(3): 229-240.
 - [45] REINAP A, WIMAN B L B, SVENNINGSSON B, et al. Oak leaves as aerosol collectors: Relationships with wind velocity and particle size distribution. Experimental results and their implications [J]. *Trees-structure and function*, 2009, 23(6): 1263-1274.
 - [46] ATKINSON R, AREY J. Gas-phase tropospheric chemistry of biogenic volatile organic compounds: A review [J]. *Atmospheric environment*, 2003, 37(1): 197-219.
 - [47] FUENTES J D, LERDAU M, ATKINSON R, et al. Biogenic hydrocarbons in the atmospheric boundary layer: A review [J]. *Bulletin of the American meteorological society*, 2000, 81(7): 1537-1575.
 - [48] BENJAMIN M T, WINER A M. Estimating the ozone-forming potential of urban trees and shrubs [J]. *Atmospheric environment*, 1999, 32(1): 53-68.
 - [49] CALFAPIETRA C, FARES S, MANES F, et al. Role of Biogenic Volatile Organic Compounds (BVOC) emitted by urban trees on ozone concentration in cities: A review [J]. *Environmental pollution*, 2013, 183: 71-80.
 - [50] KANAKIDOU M, SEINFELD J H, PANDIS S N, et al. Organic aerosol and global climate modelling: A review [J]. *Atmospheric chemistry and physics*, 2005, 5: 1053-1123.
 - [51] CHURKINA G, GROTE R, BUTLER T M, et al. Natural selection? Picking the right trees for urban greening [J]. *Environmental science & policy*, 2015, 47: 12-17.
 - [52] COSCOLLÀ C, YUSÀ V, MARTÍ P, et al. Analysis of currently used pesticides in fine airborne particulate matter ($\text{PM}_{2.5}$) by pressurized liquid extraction and liquid chromatography-tandem mass spectrometry [J]. *Journal of chromatography A*, 2008, 1200: 100-107.
 - [53] ESCOBEDO F J, KROEGER T, WAGNER J E. Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices [J]. *Environmental pollution*, 2011, 159(8/9): 2078-2087.

生物修复是目前最常用的土壤重金属的修复方法,如小白菜、牡丹等植物可通过液泡聚集 Cu^{2+} 等机理缓解铜毒害^[29];蓖麻不属于 Pd、Zn 的超富集植物,但其叶片中富含大量的谷胱甘肽,且生物量大,可用于铅锌污染土壤植物修复以及资源化利用^[30],与此同时,发现蓖麻对重金属 Cd 的耐受性强,可用于土壤中的 Cd 污染修复^[31];而三叶鬼针草具有较高的富集转运系数和修复效率,也可作为 Cd 污染土壤的修复植物之一^[32]。

4 展望

虽然重金属是自然存在的化合物,但在不同的环境基质中大量引入重金属,对人类和生态系统的健康造成严重威胁。近年来,随着我国工业和农业的发展,土壤重金属污染问题在逐年恶化,这使我国的植物以及农作物的安全面临着极大挑战,所以减少重金属污染是改良土壤的首要任务,这需要引起人们的广泛关注和重视。一方面,要在源头控制重金属的排放量,减少工业的废品排放量以及农业的药品排放量;另一方面,要在利用已有的土壤重金属改良技术的同时,积极发现和研究更多经济有效的土壤改良方法,从而达到兼顾生态效益和经济效益的目的。

参考文献

- [1] XUE D W, JIANG H, DENG X X, et al. Comparative proteomic analysis provides new insights into cadmium accumulation in rice grain under cadmium stress[J]. Journal of hazardous materials, 2014, 280: 269–278.
- [2] AHSAN N, RENAUT J, KOMATSU S. Recent developments in the application of proteomics to the analysis of plant responses to heavy metals[J]. Proteomics, 2009, 9(10): 2602–2621.
- [3] XIE L P, HAO P F, CHENG Y, et al. Effect of combined application of lead, cadmium, chromium and copper on grain, leaf and stem heavy metal contents at different growth stages in rice[J]. Ecotoxicology and environmental safety, 2018, 162: 71–76.
- [4] YRUELA I. Copper in plants: Acquisition, transport and interactions[J]. Functional plant biology, 2009, 36(5): 409–430.
- [5] 赵兵. 重金属铜污染对植物的影响[J]. 科教文汇, 2014(10): 102–103.
- [6] 席赫歧, 张慧杰. 土壤铜污染对向日葵早期生长的影响[J]. 乡村科技, 2016(15): 79–82.
- [7] 徐顶峰, 罗罡, 孙飞, 等. 重金属对水稻生长发育和产量影响的研究进展[J]. 大麦与谷类科学, 2016, 33(2): 6–9.
- [8] CLEMENS S, MA J F. Toxic heavy metal and metalloid accumulation in crop plants and foods[J]. Annual review of plant biology, 2016, 67(1): 489–512.
- [9] 迟春宁, 丁国华. 植物耐重金属的分子生物学研究进展[J]. 生物技术通报, 2017, 33(3): 6–11.
- [10] HOSSAIN Z, KOMATSU S. Contribution of proteomic studies towards understanding plant heavy metal stress response[J]. Frontiers in plant science, 2013, 3: 1–12.
- [11] SHARMA S S, SCHAT H, VOOIJS R, et al. Combination toxicology of copper, zinc, and cadmium in binary mixtures: Concentration-dependent

antagonistic, nonadditive, and synergistic effects on root growth in *Silene vulgaris* [J]. Environmental toxicology and chemistry: An international journal, 1999, 18(2): 348–355.

- [12] 钟旭, 宋宁宇, 王学东, 等. 铜和镍对大麦根伸长的联合毒性研究[J]. 生态毒理学报, 2014, 9(4): 751–756.
- [13] 朱剑飞, 李铭红, 谢佩君, 等. 紫花苜蓿、黑麦草和狼尾草对 Cu、Pb 复合污染土壤修复能力的研究[J]. 中国生态农业学报, 2018, 26(2): 303–313.
- [14] ZHOU Q X, CHENG Y, ZHANG Q R. The compound pollution ecology toxicology effect quota relations analyzes [J]. Chinese science credits, 2003, 33(6): 566–572.
- [15] 张哈芝. 铜胁迫下植物解毒机理研究进展[J]. 科技创新导报, 2015(35): 192–193.
- [16] 张玉秀, 金玲, 冯珊珊, 等. 铜对铜超累积植物龙葵抗氧化酶活性及基因表达的影响[J]. 中国科学院大学学报, 2013, 30(1): 11–17.
- [17] BRAHIM L, MOHAMED M. Effects of copper stress on antioxidative enzymes, chlorophyll and protein content in *Atriplex halimus* [J]. African journal of biotechnology, 2011, 10(50): 10143–10148.
- [18] 孙婕妤, 刘艳秋, 李佰林, 等. 植物对铜的耐性机制以及对铜污染土壤修复的研究进展[J]. 江苏农业科学, 2018, 46(7): 12–19.
- [19] 刘媛, 王妮娜, 张雯, 等. 铜胁迫对秋华柳植物螯合肽含量的影响[J]. 浙江大学学报(农业与生命科学版), 2017, 43(3): 298–306.
- [20] SEKHAR K, PRIYANKA B, REDDY V D, et al. Metallothionein 1 (CcMT1) of pigeonpea (*Cajanus cajan* L.) confers enhanced tolerance to copper and cadmium in *Escherichia coli* and *Arabidopsis thaliana* [J]. Environmental and experimental botany, 2011, 72(2): 131–139.
- [21] 马云芳, 梁国鲁, 裴得胜, 等. ABC 转运蛋白研究的新进展[J]. 生物技术通报, 2008(5): 35–41.
- [22] 曹冠华, 柏旭, 陈迪, 等. ABC 转运蛋白结构特点及在植物和真菌重金属耐性中的作用与机制[J]. 农业生物技术学报, 2016, 24(10): 1617–1628.
- [23] 薛永, 王苑娜, 姚泉洪, 等. 植物对土壤重金属铜抗性的研究进展[J]. 生态环境学报, 2014, 23(3): 528–534.
- [24] 崔德杰, 张玉龙. 土壤重金属污染现状与修复技术研究进展[J]. 土壤通报, 2004, 35(3): 366–370.
- [25] TAKAHASHI R, ISHIMARU Y, SHIMO H, et al. The OsHMA2 transporter is involved in root-to-shoot translocation of Zn and Cd in rice[J]. Plant, cell & environment, 2012, 35(11): 1948–1957.
- [26] SHIN L J, YEH K C. Overexpression of *Arabidopsis* ATX1 retards plant growth under severe copper deficiency [J]. Plant signaling & behavior, 2012, 7(9): 1082–1083.
- [27] ZHANG Y Y, CHEN K, ZHAO F J, et al. OsATX1 interacts with heavy metal P1B-type ATPases and affects copper transport and distribution [J]. Plant physiology, 2018, 178(1): 329–344.
- [28] ROYCHOWDHURY A, DATTA R, SARKAR D. Heavy metal pollution and remediation [M] // Green chemistry. Great Britain: Royal Society of Chemistry, 2017: 359–373.
- [29] 王丹, 魏威, 梁东丽, 等. 土壤铜、铬(VI)复合污染重金属形态转化及其对生物有效性的影响[J]. 环境科学, 2011, 32(10): 3113–3120.
- [30] 易心钰, 蒋丽娟, 刘强. 不同铅锌含量的矿渣基质对蓖麻种子萌发和幼苗生长的影响[J]. 经济林研究, 2014, 32(3): 87–93.
- [31] YE W L, GUO G F, WU F, et al. Absorption, translocation, and detoxification of Cd in two different castor bean (*Ricinus communis* L.) cultivars [J]. Environmental science and pollution research, 2018, 25(29): 28899–28906.
- [32] 刘沙沙, 李兵, 冯翔, 等. 3 种植物对铜污染土壤修复的试验研究[J]. 中国农学通报, 2018, 34(22): 103–108.

(上接第 11 页)

- [54] GOODRICH B A, JACOBI W R. Foliar damage, ion content, and mortality rate of five common roadside tree species treated with soil applications of

magnesium chloride [J]. Water, air, and soil pollution, 2012, 223(2): 847–862.

- [55] JIM C Y, CHEN W Y. Diversity and distribution of landscape trees in the compact Asian city of Taipei [J]. Applied geography, 2009, 29: 577–587.