

DOI: 10.7524/j.issn.0254-6108.2019091706

卢绘, 张银龙, 吴永波. 植物叶面吸收污染物机制研究进展[J]. 环境化学, 2020, 39(12): 3371-3383.

LU Hui, ZHANG Yinlong, WU Yongbo. Research progress on foliar absorption mechanism of pollutants[J]. Environmental Chemistry, 2020, 39(12): 3371-3383.

植物叶面吸收污染物机制研究进展*

卢 绘¹ 张银龙^{1,2**} 吴永波^{1,2}

(1. 南京林业大学生物与环境学院, 南京, 210037; 2. 南京林业大学江苏省南方现代林业协同创新中心, 南京, 210037)

摘 要 庞大的植被是大气污染物进入地表系统的重要过滤层, 植被表面是污染物与植物相互作用的界面, 大气污染物跨叶面进入植物体的运输行为对解释其环境效应至关重要. 植物不仅能有效地消减城市大气污染, 还可用作被动采样器动态监测不同时空尺度上大气污染的水平与特征, 两者均须通过叶面吸收的方式得以实现. 气孔与角质层是植物叶面吸收污染物的两种主要途径, 角质层因其疏水性组成、精细微观结构及与植物有机体的紧密联系, 是污染物跨叶面运输过程中的重要载体. 本文主要综述植物叶面吸收大气重金属、有机污染物两方面的研究, 总结植物叶面吸收污染物的相关机理及其影响因素(污染物理化性质、植物叶片表面特征和环境条件), 并针对目前研究的不足之处提出展望: (1) 深入探究植物叶面复杂的微观形貌特征对大气污染物在叶面沉积、滞留的影响, 有助于筛选具有高效吸收污染物潜力的城市绿化树种; (2) 角质层不仅是运输途径, 也是污染物向植物叶片迁移过程中的主要屏障, 目前角质层这两方面的功能对于污染物跨叶面运输的相对贡献尚不清楚, 因此有必要进一步探究植物角质层立体组成结构对污染物吸附扩散等界面行为的影响; (3) 有关有机污染物在活体植物中的叶面微界面行为方面的研究比较匮乏, 未来可利用原位检测技术从细胞和亚细胞水平上更加高效灵敏地跟踪、量化多种有机污染物在植物叶面及角质层内部迁移的动态过程.

关键词 叶面吸收, 角质层, 重金属, 有机污染物.

Research progress on foliar absorption mechanism of pollutants

LU Hui¹ ZHANG Yinlong^{1,2**} WU Yongbo^{1,2}

(1. College of Biology and the Environment, Nanjing Forestry University, Nanjing, 210037, China;

2. Collaborative Innovation Center of Sustainable Forestry in Southern China of Jiangsu Province, Nanjing, 210037, China)

Abstract: Large vegetation is an important filter layer for atmospheric pollutants to enter the surface system. The surface of vegetation is the interface between pollutants and plants. The transport behavior of atmospheric pollutants across the leaf surface is crucial to explain their environmental effects. Plant foliage could not only effectively alleviate urban air pollution, but also could be used as a passive sampler to dynamically monitor air pollution levels and characteristics at different spatial and temporal scales, both of which must be realized by foliar absorption. Stomata and cuticle are two major pathways for plant leaves to absorb atmospheric pollutants. Due to its fine microstructure, hydrophobic composition and close relationship with plant organisms, the cuticle plays an important role in carrying pollutants across the leaf surface. This paper mainly reviewed the studies on the foliar

2019 年 9 月 17 日收稿 (Received: September 17, 2019)

* 国家重点研发计划 (2016YFC0502704), 江苏省高校自然科学研究重大项目 (13KJA180002) 和江苏高校优势学科建设工程项目 (PAPD) 资助.

Supported by the National Key Research and Development Plan (2016YFC0502704), the Major Natural Science Research Project of Jiangsu Universities (13KJA180002) and the Project Supported by Jiangsu Universities' Advantageous Discipline Construction Project (PAPD).

* * 通讯联系人, Tel: 13951946309, E-mail: ecoenvylz@163.com

Corresponding author, Tel: 13951946309, E-mail: ecoenvylz@163.com

absorption of heavy metals and organic pollutants, summarized the relevant mechanisms and influencing factors of foliar absorption of pollutants (physicochemical properties of pollutants, surface characteristics of plant leaves and the environmental conditions), and proposed the outlook for the future research: (1) To explore the influence of complex microscopic features of the foliage on the deposition and retention of atmospheric pollutants on the leaf surface, which was conducive to select the urban greentree species with high pollutant absorption potential. (2) Cuticle is not only a transport route, but also the main barrier in the process of pollutant migration to the plant leaves. At present, the relative contribution of the two functions of cuticle to the transport of pollutants across the foliage remained unclear. Therefore, it is necessary to further explore the effect of the three-dimensional structure of the cuticle on the interface behavior of pollutants, such as adsorption and diffusion. (3) Studies on the micro-interface behavior of organic pollutants in living plants are scarce. In the future, in-situ detection technology can be used to more efficiently and sensitively track and quantify the dynamic migration process of multiple organic pollutants on the leaf surface and inside the cuticle at the cellular and subcellular levels.

Keywords: foliar absorption, cuticle, heavy metals, organic pollutants.

大气中的有害气体(O_3 、 SO_2 、 NO_x 等)、颗粒物(PM)等污染物,不仅危害人体健康,而且导致大气成分发生改变,引发一系列的环境问题.地球陆地表面 80%以上都被植被覆盖,植被的叶表面积是其覆盖土地面积的 6—14 倍^[1].植被作为城市生态系统的重要组成部分,不仅是评估大气污染状况的有效指标^[2-3],还可用作过滤器消减城市不断加重的大气污染,在近地表大气污染物的清除中发挥着重要作用.

植物积累是污染物进入陆地食物链的第一步,进而影响污染物在整个环境中的分布、迁移与归趋.植物吸收污染物的方式主要有两种:一是根系吸收,二是叶面吸收.植物根系从土壤中吸收污染物,在蒸腾作用下向茎叶运输,但根系吸收具有转运限制,尤其是分子量大的难溶性有机污染物不易穿过根部内皮层的凯氏带,大部分都被隔离在根表皮细胞中^[4].同时,植物的地上部(树皮、茎、叶)能够捕获大气污染物,植物叶是大气颗粒物沉降的重要介质,也是气溶胶和气体的汇^[5].统计显示大气中约 75%—90%的重金属吸附在颗粒物上^[6],在颗粒物沉降量较高的城市地区,植物对重金属的吸收主要通过叶面途径^[7].Natasha 等^[8]首次研究了菠菜(*Spinacia oleracea* L.)叶对纳米砷(As-NPs)的吸收与转运,结果发现菠菜(*Spinacia oleracea* L.)叶面吸收的砷有 40%—50%向根组织转移,表明了 As-NPs 在叶面的沉积和吸收可能是砷在植物不同部位(茎和根)中积累的重要来源.有研究表明^[9]植物根系和叶面对多环芳烃(PAHs)的吸收表现出不同的组成特征和总量贡献,具有较高挥发性的低分子量 PAHs(LMW)容易在气相中富集,沉积并穿透植物叶表面进入叶组织,而主要吸附在颗粒相上的高分子量 PAHs(HMW)易从植物叶表面冲刷到土壤中,被植物根系吸收.Jia 等^[10]通过实验和计算模拟评估了蔬菜根系和叶面吸收 PAHs 的相对贡献,定量分析显示蔬菜地上部吸收的 PAHs 占总吸收的 90.6%,而根系吸收的土壤 PAHs 占总吸收的 9.4%,表明叶面吸收是植物富集有机污染物的重要方式.Xiong 等^[11]通过评估焦化工业区附近菜地甘蓝(*Brassica oleracea* L.)中 PAHs 的含量,发现甘蓝(*Brassica oleracea* L.)中 PAHs 浓度大小为外叶>根>菜心,这可能是因为局部大气中的 PAHs 主要以气态存在(LMW 占比 90%以上),且甘蓝(*Brassica oleracea* L.)具有较大的叶面积和较高的种植密度,增加了叶面对气态 PAHs 的吸收,也一定程度上阻碍了颗粒相 PAHs 在表层土壤中的沉积.以上研究都说明植物的叶面吸收是大气污染物进入植物体的主要方式.

目前有关植物与大气污染物相互关系的研究主要集中在植物对污染物的监测作用^[12-15]、植物富集污染物能力的种间差异^[16-19]以及植物中污染物的时空分布特征^[20-21]等方面,但污染物跨叶面进入植物内部组织的过程尚不明晰,尤其是污染物如何穿过覆盖在叶表面的疏水角质层^[22-23]这个关键环节.本文在对大气污染物在植物叶表面沉积及向植物体运移途径归纳的基础上,主要就重金属和有机污染物跨叶面进入植物内部组织的机理及影响因素的最新研究进行综述,重点突出角质层在污染物跨叶面运输过程中的作用,以期为深入探究污染物在大气—植物系统间的环境微界面行为提供参考.

1 植物叶面吸收污染物的途径 (The pathways for plant foliage to absorb pollutants)

大气污染物能够以气态或颗粒态形式干沉降到植物表面,也可以随着雨、雪、冰雹等湿沉降到植物叶表面^[24].沉降在叶表面的污染物大部分通过光解、挥发、雨水冲刷等^[25]形式回到环境中;还有一部分经表皮气孔吸收直接进入植物体,或通过吸附作用与植物叶表面蜡质、角质层相互作用,进一步被叶组织吸收^[26-27](图 1),然后通过韧皮部转移到植物体其他组织中.

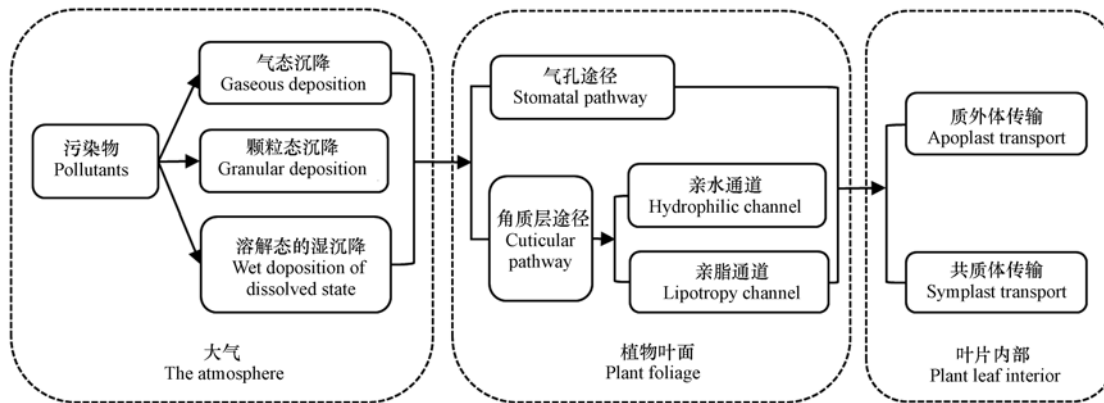


图 1 植物叶面吸收污染物过程示意图

Fig.1 Schematic diagram of pollutant absorption process by foliage

气孔是植物叶片与外界环境进行气体交换的通道,是污染物进入植物体的主要途径之一,影响着植物的光合作用、呼吸作用与蒸腾作用等重要生理过程,在控制植物对气态污染物吸收方面起着重要的作用^[28].研究发现^[29]具有高光合能力的植物具有最大的降低环境 CO_2 浓度的能力和最大的吸收气态污染物的潜力,这一点与气孔导度密不可分.反映气孔开张程度的气孔导度与气态污染物吸收通量的关系是当前该领域的研究热点,许多研究表明^[30-34]植物体污染物吸收通量由植物叶片气孔导度和环境污染物浓度共同制约:叶片气孔导度越大,植物对气态污染物的吸入量就越大;同时,环境污染物浓度的增加也会一定程度上限制植物叶片的气孔导度.

角质层是由表皮细胞合成,通过果胶层依附于表皮细胞壁上的膜状结构^[35],控制着植物内部水分、有机质的流失以及外源化合物的吸收,是植物接触、积累、吸收污染物的第一道屏障,也是污染物跨叶面运输的重要载体^[36].角质层的多功能特征是通过疏水性组成与不均匀的结构实现的,其复杂的结构和化学异质性导致了污染物表面接触和跨角质层运输过程的主要差异^[22,37].角质层作为一类典型的环境界面,相比较气孔的直接吸收,大气污染物在角质层中的环境微界面行为更为复杂,本文也将重点讨论这方面的研究.

2 植物角质层的组成结构与污染物的相互关系 (The relationship between the composition of plant cuticle and pollutants)

2.1 角质层的组成结构

植物角质层覆盖在表皮细胞壁外侧,其角质网与表皮细胞壁的纤维素结合,形成了疏水角质层向亲水细胞壁的过渡区域.角质层是由疏水性化合物(蜡质、角质、角碳)和亲水性化合物(多糖)组成的复合材料,主要组分是蜡质和角质^[38].蜡质是由不同极性的脂溶性物质组成的混合物,用气相色谱—质谱联用(GC-MS)对蜡质成分进行定性定量分析,结果显示包含脂肪族、环状与甾醇类化合物等 100 多种成分^[39],主要成分是长链脂肪酸($C > 18$)及其衍生物(醛、醇、酮等)和一些三萜类化合物^[40].角质是铰链度很高的生物高聚物,在所有溶剂中均不溶,只能通过加碱水解/酯交换反应解聚,主要成分是由 $\text{C}_{16}/\text{C}_{18}$ 羟基脂肪酸和环氧羟基脂肪酸单体形成的聚酯.角碳是角质层脱蜡、去糖和皂化反应后残留的聚酯^[36],腐殖化后成为 SOM 脂肪组分的主要成分.

目前的主流模型^[41]表明角质层是一个脂质层,表皮蜡沉积在角质层基质上,构成了大气—叶蜡界面.通过电子显微镜观察将角质层的非均质超微结构分为 3 个区域^[35]:蜡质层(EW)、正角质层(CP)和

角质层(CL)(图2).蜡质层包含两层,外蜡质层(表皮蜡)是可以进行自我组装的晶体微结构,内蜡质层嵌入角质层中,呈无定形态^[42-43];正角质层位于中间层,由角质和内层蜡质组成;角质层紧贴表皮细胞,由角质、纤维素和果胶构成。

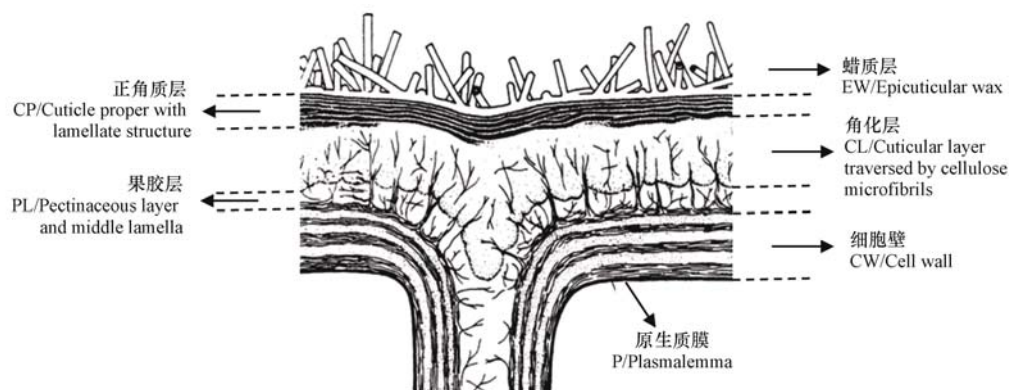


图2 植物角质层结构^[35]

Fig.2 Cuticle structure of plants^[35]

2.2 污染物在角质层内运输的两类通道

污染物跨角质层运输进入表皮细胞是吸附—扩散—解吸的过程,角质层是运输污染物的重要载体,其运移过程分三步进行^[44]:(1)污染物吸附到角质层表皮蜡中;(2)污染物克服蜡质的屏障作用,借助角质层分子间隙进入角质层;(3)污染物在角质层下部解吸,通过果胶等物质进入表皮细胞.根据污染物疏水性的不同,角质层有两类独立的运输通道:亲脂通道和亲水通道.亲脂通道是角质层内固有的通道,主要由蜡质、角质沉积而成^[45].亲水通道是由角质层内的永久性偶极子和离子官能团的水化作用形成的临时通道,平均半径为0.45—1.18 nm^[46],纤维素、半纤维素和果胶等亲水组分是主要的吸水位点.因此,亲水通道的形成可以用“水性连接模型”^[23]解释(图3)。

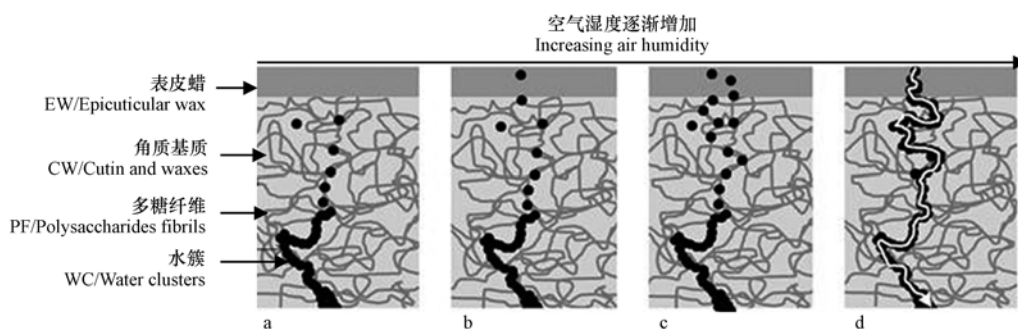


图3 穿透角质层的水性连接模型^[23]

Fig.3 Water-based connection model through the cuticle^[23]

“水性连接”模型是一种与角质层亲水组分(多糖)紧密相关的表皮扩散机制:角质层内的吸水位点(多糖)吸附水形成水簇,逐渐形成连续的“水网”,呈高度弯曲的树突状.在低湿度条件下,水簇主要来源于角质层下部的表皮细胞(图3a);随着空气湿度逐渐增加或人为润湿叶面,角质层从外界吸收更多的水(图3a—3c);在高湿度条件下,形成穿透角质层的“水性连接”(图3d),外界环境的亲水性污染物通过这些“水网”在角质层内运输。

总的来说,角质层疏水性的组成与非均质的结构决定了亲水性污染物与亲脂性污染物不同的运输通道.表皮蜡可强烈吸附大气中的亲脂性污染物,多糖位于角质层内层,具有主要的结构作用,纤维素和果胶可能以水凝胶的形式存在,积极促进水和亲水性污染物的双向运输.不过最近发现^[47]:亲水性化合物可可碱($\lg K_{OW} = -0.78$)通过亲水通道在角质层中扩散,角质层去除蜡质可以增加可可碱的整体渗透性.也就是说,蜡质作为角质层的主要疏水性组分,不仅是亲脂性有机污染物扩散的屏障,也可以通过阻

断亲水通道来阻碍亲水性污染物在角质层内的扩散,从而抵抗外界污染的各种不良影响,对植物体起到一定的保护作用。

3 植物叶面吸收重金属机理及影响因素 (Mechanism and influencing factors of foliar absorption of heavy metals)

3.1 植物叶面吸收重金属的机理

植物冠层是大气重金属的有效过滤器,大气中的重金属主要吸附在颗粒物上,固相沉降到植物表面。目前有关植物叶面吸收重金属机制的研究比较有限,但已知“表面接触”、“角质层吸附内化”和“气孔吸收”是三种并存于植物叶表面的机制^[22,48-49]。“表面接触”是指携带重金属的颗粒物在植物叶表面的沉积,颗粒物只有先沉降到叶表面并被滞留,其携带的重金属才可能被气孔吸收或角质层吸附,从而进一步转运到叶片内部^[50]。“角质层吸附内化”是指植物叶表面沉积的重金属颗粒物被表皮蜡吸附,浸入蜡质层中,被蜡质包覆的重金属通过内吞作用穿透角质层,随后在质外体中解吸,被叶肉细胞吸收。“气孔吸收”是指沉积在植物叶表面的颗粒物覆盖了植物叶表皮的气孔开口及其保卫细胞,其中部分携带重金属的细小颗粒物能够集聚在气孔腔中,并逐渐渗透气孔进入叶组织中^[51]。Ikka 等^[52]在茶叶上施加¹³⁷Cs,结果发现施加于叶背面的¹³⁷Cs 很容易被气孔吸收,而叶正面的¹³⁷Cs 则被较厚的角质层抑制。Schreck 等^[7]观察到莴笋(*Lactuca sativa* L.)与黑麦草(*Lolium perenne* L.)叶表面均能强烈吸附含 Pb 颗粒物,莴笋(*Lactuca sativa* L.)气孔内含有丰富的 Pb 颗粒,并伴有保卫细胞的变形。Xiong 等^[53]发现菠菜(*Spinacia oleracea* L.)、甘蓝(*Brassica oleracea* L.)等叶片暴露于颗粒沉积物中,能够吸收 Pb、Sb、Cd、Zn 等重金属,并指出气孔尤其富含污染物,可能是一种优先的吸收途径。

3.2 植物叶面吸收重金属的影响因素

3.2.1 颗粒物的尺度

角质层与气孔都具有尺度选择性,携带重金属的颗粒物的粒径大小是影响植物叶面吸收重金属的重要因素之一。不同粒径的颗粒物中,直径小于 2.5 μm ($\text{PM}_{2.5}$)的颗粒物在植物叶表面的滞留量最大,而直径大于 10 μm (PM_{10})的颗粒物的滞留量要小得多^[54]。滞留在叶表面的细颗粒可以进一步通过角质层吸附或气孔吸收进入叶内,而大部分粗颗粒则被保留在表皮蜡中^[55]。Eichert 等^[56]发现,气孔在 10 nm 以上具有较大的尺度排斥性,Cu 纳米颗粒(43 nm)能够进入蚕豆(*Vicia faba* L.)叶片内部,而粒径较大的 Cu 颗粒(1.1 μm)则无法穿透气孔。张罡等^[57]采用 ZnO 纳米颗粒模拟 $\text{PM}_{2.5}$ 等颗粒物在欧美杨(*Populus deltoides* $\times$ *P. nigra*)叶表面的吸附过程,结果表明 30 nm 颗粒物能直接通过气孔、角质层及胞间隙进入叶内,而大部分 1 μm 颗粒物会被雨水冲刷掉,极少部分能穿透角质层、气孔腔等结构。因此,携带重金属的颗粒物粒径越小,进入植物叶片的重金属含量越高。

3.2.2 植物叶片表面特征

相同的环境条件下,能够进入植物叶片的重金属含量与叶面滞留的重金属颗粒物量密切相关^[58]。叶面重金属颗粒物的滞留量主要受植物滞尘能力的影响,不同树种单叶滞尘量差异高达数十倍^[59]。植物叶片表面特征是调控植物滞尘能力的主要因素,如叶面粗糙度、表皮绒毛、气孔密度、叶面积等^[29,60-61]。

植物叶面粗糙度决定的叶面结构复杂性有利于颗粒物的沉积,防止吸附在叶表面的颗粒物被风雨等除去。Shao 等^[54]采用共聚焦激光扫描显微镜 (CLSM) 对杭州地区 8 种园林植物进行叶表面形态特征检测,定量分析了叶面粗糙度与颗粒物滞留量之间的关系。结果表明,植物叶表面的沟槽、皱褶、绒毛、蜡质等多种微观结构协同作用,叶面越粗糙,对应的褶皱和沟槽越崎岖,滞留颗粒物的能力越强。王琴等^[62]通过扫描电镜观察分析了武汉市 15 种乔木的叶表面微形态对植物滞尘能力的影响,发现叶面粗糙、褶皱较多、或被有蜡质层的植物更有利于颗粒物的滞留;相关性分析表明,单位叶面积的滞尘量与叶表面沟槽的宽度呈显著相关,上下表面沟槽宽度越小,越有利于细颗粒物 ($\text{PM}_{2.5}$) 的滞留,下表面沟槽宽度增加,有利于总颗粒物 (TSP) 的滞留。杨湫舟等^[63]研究了昆明市区 18 种绿化树叶片重金属的富集特征,表明叶片重金属富集量与叶面尘重金属含量极显著相关 ($P < 0.01$),龙柏(*Sabina chinensis*)针叶短小密集,叶表面沟壑较多,易于截留不同粒径的颗粒物,因而对多数重金属 (Cd、As、Pb、Zn) 富集能力较强;

而香樟 (*Cinnamomum camphora*) 叶表面光滑且较为单薄, 不易滞留颗粒物, 对重金属的富集能力均较弱. Liang 等^[64]评估了上海市 7 个地区 12 种植物叶片的重金属含量, 悬铃木 (*Platanus acerifolia*)、海桐 (*Pittosporum tobira*) 叶面积较大、气孔密度高, 对重金属吸收能力较强; 银杏 (*Ginkgo biloba*) 叶气孔狭长且密度低, 对重金属的吸收能力最弱.

因此, 从植物叶片表面特征上来看, 叶面粗糙度高 (有密集绒毛、褶皱、沟状组织等) 且被有丰富分泌物 (蜡质)、气孔密度高、叶面积较大的植物叶片能更有效地滞留颗粒物, 从而具有吸收更多重金属的潜力.

3.2.3 环境因素 (湿度、降雨、风)

湿度会改变重金属在植物叶表面的溶解度和植物角质层特性, 从而影响植物叶面吸收重金属的理化反应. 重金属随着叶面颗粒物溶解后渗透到叶片内部, 湿度增加有助于叶表面形成水性薄膜, 角质层吸水膨胀, 叶表面的渗透势增强, 加快溶质的迁移^[26, 65-66]. Schonherr 等^[67]研究了梨 (*Pyrus communis* L.) 和柑橘 (*Citrus aurantium* L.) 叶离体角质层对 3 种钾盐 (K_2CO_3 、 KNO_3 、 KH_2PO_4) 的渗透作用, 发现角质层的渗透性能在 90%—100% 湿度下达到最高. 类金属砷 (As) 是毒性大的重金属元素之一, Bondada 等^[68]发现 As 超积累蕨类植物叶片的 As 吸收在下午和晚上比上午多 18%. 这是因为下午和晚上空气湿度较大, 角质层处于开放、肿胀的状态, 叶面施用的化学物质穿透角质层的作用最大. 因此, 在较高的湿度条件下, 重金属高渗透现象主要是因为: (1) 叶面沉积物水化时间增加、盐沉积物的再溶解导致重金属溶解为溶质的形式变得持久, 穿透角质层的时间也延长; (2) 角质层吸水膨胀, 亲水通道拓宽, 加快溶质扩散.

雨雪、风、冰雹等会冲刷掉叶表面沉积的颗粒物, 从而影响叶片重金属的富集. 模拟人工降雨的研究表明^[69]叶面颗粒物冲刷率随降水量和降雨强度的增加而上升, 细颗粒物、粗颗粒物和大颗粒物的冲刷率均差异显著, 分别为 15.4%、21.2% 和 39.1%, 粒径越大的颗粒物越容易被冲刷掉. 自然条件下, 风能通过携带较高沙尘的湍流运动, 使叶表面截留更多的颗粒物, 因此叶面颗粒物只有在一定风速条件下才能被风吹走, 风速较大反而不能吹掉^[70]. 不同粒径的颗粒物中, 粗颗粒物、大颗粒物易被风吹脱, 而沉积在植物叶表面凹槽处的细颗粒物不易被风刮走.

4 植物叶面吸收有机污染物的机理及影响因素 (Mechanism and influencing factors of foliar absorption of organic pollutants)

大气中的有机污染物一部分以气态沉降的形式被叶片气孔直接吸收, 另一部分吸附在颗粒物上通过干沉降到达植物叶表面, 再通过溶解、吸附—扩散作用进入叶片内部 (图 1). 植物叶片表面覆盖着一层疏水角质层, 内含有丰富的脂质组分 (蜡质、角质等), 对有机污染物进入叶片内部起到有效的屏障作用.

4.1 有机污染物在植物角质层中的吸附扩散

有机污染物在角质层中的吸附扩散是典型的跨膜运输行为, 外在动力主要来自植物叶片表皮蜡的吸附作用. 表皮蜡质晶体的微结构形态具有一定的不稳定性, 外界环境因子以及自身生理机制的作用均会引起蜡质形态的改变^[71]. 因此, 有机污染物吸附在植物叶表面会引起蜡质微结构形态的破裂, 受损的蜡质可以在短时间内重新合成, 这样有机污染物就通过吸附作用分配在角质层脂质组分中. 有机污染物在角质层中的运输过程是污染物进入植物体的限速步骤^[43], 导致其在角质层内的富集浓度远高于叶肉组织的浓度^[19, 72].

虽然目前尚无法量化有机污染物跨角质层运输所涉及的过程, 但已知有机污染物在角质层内的扩散特征与人工聚合膜类似, 符合“自由体积”理论, 即污染物在角质层组分的自由体积重排过程中扩散^[35]. 决定有机污染物在角质层内扩散速率差异的主要因素是角质层的组分与不均匀的分层结构^[42], 已有众多学者对此进行研究. Chiou 等^[73]最早提出“限制分配模型”, 表明植物的脂肪性组分是疏水性有机污染物 (HOCs) 的主要储存位点. Riederer 等^[74]提出“两室”吸附模型, 将角质层分为蜡质和脱蜡组分 (糖类、角质) 进行研究, 结果发现蜡质和脱蜡组分吸附性能差异并不显著. 在此基础上, Chen 等^[75]对脱蜡组分进行分离研究, 提出角质是有机污染物的主要储存位点, 而蜡质会通过抗塑化作用抑制角质对有

机污染物的吸附,多糖则能够通过塑化作用调控角质的吸附性能.其后,Li 等^[76]研究了松针离体表皮对菲、芘的单溶质和双溶质吸附作用,并通过元素分析、傅里叶变换红外光谱等技术对其结构进行表征.结果证明角质比蜡质具有更高的吸附性能;在酸水解条件下,非晶态纤维素的消耗极大提高了角质层脱糖组分的吸附性能,脱糖组分表现出非线性吸附和竞争性吸附.最近,Staiger 等^[47]发现,用氯仿萃取去除蜡质长链化合物组分(VLCAs)后,角质层的渗透性显著提高,证明蜡质不同组分对有机污染物的吸附作用不同,长链化合物(VLCAs)构成了有机污染物的扩散屏障,而高含量的环状化合物几乎对角质层渗透性没有影响.

有机污染物在角质层中的吸附和扩散过程总是相伴发生,很难区分表征,因此可将其统一为“渗透”过程^[43].Buchholz^[35]采用模拟叶面摄取和表面单向解吸的方法,将角质层分为“两区”:外侧的限制层(蜡质、部分角质)和内侧的吸收层(糖类、部分角质),限制层是污染物在角质层内扩散的主要屏障,吸收层的吸附性能、溶质迁移率显著高于限制层,但该模型存在一定的局限性,“两区”的划分对于角质层组分与污染物的相互关系以及污染物运输的内在原因阐述不清.在此基础上,Li 等^[43]利用 TPLCSM 原位观测的方法研究了菲在植物角质层中的正、反向传输过程和分布特征,并提出“三区”逐级渗透模型(图4).该模型认为在吸附—扩散—解吸的整个动态过程中,有机污染物在角质层各组分中扩散速率的差异导致形成浓度梯度,从而提供了物质运输的内在动力.新“三区”模型是对旧“两区”模型的修正,统一了角质层组分在有机污染物吸附扩散过程中的作用,在表征有机污染物的运输行为方面具有更高的准确性.

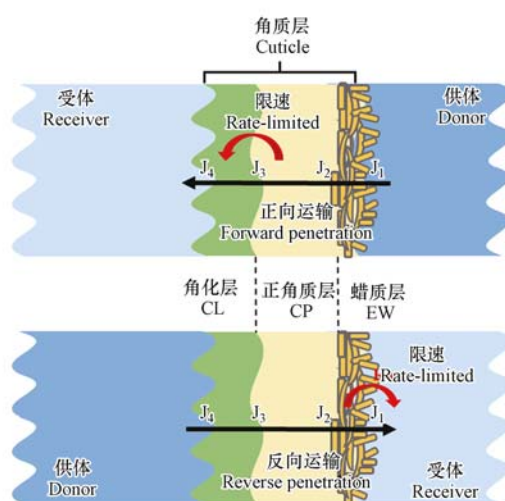


图4 “三区”逐级渗透模型^[43]

(菲逐级渗透到角质层的3个区室中,J代表渗透率.菲的正向运输过程: $J_4 \leq J_1 < J_2 > J_3 > J_4$;

反向运输过程: $J_1 < J_2 > J_3 > J_4 \geq J_1$)

Fig.4 Three-zone Stepwise Permeability Model^[43]

(Phenanthrene gradually diffuses into the three zones of the cuticle, and J represents permeability

The forward penetration process of phenanthrene: $J_4 \leq J_1 < J_2 > J_3 > J_4$; the reverse penetration process: $J_1 < J_2 > J_3 > J_4 \geq J_1$)

4.2 植物叶面吸收有机污染物的影响因素

4.2.1 有机污染物的理化性质

对于有机污染物而言,其在大气与叶片间的分配行为主要与辛醇—气分配系数(K_{OA})有关.研究^[77]表明: $\lg K_{OA} < 8.5$ 的有机污染物主要以气态形式被植物叶片吸收,且在叶片和空气间的分配会达到平衡; $\lg K_{OA}$ 在8.5—11之间的有机污染物,仍以气态吸收为主,但受吸收动力学的限制,在空气和叶片间的分配无法达到平衡; $\lg K_{OA} > 11$ 的有机污染物主要吸附在颗粒物上,固相沉降到植物叶表面,此过程受动力学限制,很难达到平衡.

固相沉降到植物叶表面的颗粒态有机污染物会被表皮蜡吸附进入角质层,其在角质层中的扩散速度与自身的辛醇—水分配系数(K_{OW})紧密相关^[78].蜡质、角质对有机污染物的吸附系数随污染物疏水性

的增加而逐渐增大^[27],因此角质层更趋向于吸附高 K_{ow} 的化合物.Sripapat 等^[79]研究室内植物对有机污染物的吸收时发现,甲苯的 $\lg K_{ow}$ 在 2.69 左右,乙苯的 $\lg K_{ow}$ 在 3.15 左右,相比较甲苯,植物角质层更容易吸附乙苯.

4.2.2 植物叶片表面特征

植物叶片表面特征,如角质层结构、脂质(蜡质)含量、气孔密度、比叶面积等^[21,80-81]是影响植物叶面吸附有机污染物的主要因素,反映出植物吸收有机污染物的种间差异.

角质层结构的完整性对于疏水性有机污染物(HOCs)的吸附具有重要影响,植物叶片的表皮蜡是 HOCs 重要的吸附相^[82].Shi 等^[83]测定了 6 种冬小麦叶片中 6 种 PAHs 的含量,发现角质层蜡质中 PAHs 单体含量和 PAHs 总量均显著高于叶片和根系($P<0.01$),主要是因为蜡质具有亲脂性,可强烈吸附大气中的有机污染物.除了蜡质,植物叶表面的细胞外分泌物也会增加叶面颗粒物的滞留量,提升植物叶面吸收 PAHs 的潜力^[84].Li 等^[85]研究了 6 种植物叶片 PAHs 富集能力与叶片脂质的关系,金丝桃(*Hypericum monogynum* L.)叶片脂质含量最高、蜡质晶体结构最致密,富集的 PAHs 浓度最高;石楠(*Photinia serrulata* Lindl.)叶片脂质含量不是最低,但由于其表面相对最光滑,不利于大气 PAHs 的沉积与吸附,导致叶片富集的 PAHs 含量最低.Huang 等^[86]比较了 3 种典型植物富集 PAHs 能力的差异,橡树冠层和叶面积指数(LAI)较大,角质层蜡质丰富,对 PAHs 的富集能力最强;苔藓比表面积大、角质层薄、生态位低,对高分子量 PAHs 富集倾向最强;松针角质层厚、气孔导度大,对中、低分子量的气态 PAHs 富集倾向最强.Tian 等^[87]探究了上海市某公园 8 种树种叶片积累 PAHs 的能力,表明 PAHs 含量与叶蜡含量成正相关,与植物叶的气孔密度、比叶面积成负相关.因此,叶表面粗糙度高、脂质含量高、比叶面积小的植物往往能够从大气中吸附吸收更多的有机污染物.

4.2.3 环境条件(温度、降雨、光解)

温度对植物叶面吸收有机污染物的影响主要表现在两方面:(1)温度的变化会引起植物叶表面生理特性(气孔导度和角质层特性)的改变;(2)温度会导致有机污染物自身相态的转变.

气孔导度是决定植物叶面吸收气态有机污染物的主要因素.叶片气孔的运动与酶的调节能力有关,在一定温度范围(0—40℃)内,气孔导度与温度成正比^[88],一旦超过这个温度阈值,植物叶片中的许多酶会失去功能,光合作用、呼吸作用将受到很大限制^[89],进而影响有机污染物的转运.在模拟温度对菲渗透角质层的影响研究中发现,当温度从 15℃ 升高到 35℃ 时,菲的渗透率增加 3.0—4.4 倍^[43].这是因为温度的变化会引起角质层玻璃相的改变,当温度在 15—35℃ 之间时,蜡质呈无定形固态,角质呈黏性液态,蜡质和角质的极性随着温度的升高而增强,加速分子间的布朗运动,实质上促进有机污染物在角质层中的扩散^[90].有机污染物的 K_{OA} 和 K_{OW} 都受温度的影响^[91-92],温度变化会引起有机污染物相态的转变,从而影响其在大气—植物间的分配.温度升高促使有机污染物从颗粒相向气相转变,导致吸附在叶面颗粒物中的有机污染物挥发到大气中.已知有机污染物的植物/大气分配系数与温度倒数成指数比例^[93],夏季高温下,有机污染物可能会从各种环境介质(植物、土壤等)表面重新挥发进大气中,影响有机污染物的环境总体浓度.

降雨(雪)、风、光等气象因素也会影响植物叶对有机污染物的吸收.沉积在植物叶表面的颗粒态 PAHs 在进入植物体之前可能已被雨、雪和风等除去^[94].降雨对颗粒态 PAHs 的清除占 PAHs 总清除率的 42.05%—99.01%,远高于对气态 PAHs 的清除贡献率^[95].自然环境中的光解反应也会影响有机污染物的大气—植物转运,Chen 等^[96]采用光纤荧光法证明吸附在红树林叶片上的菲光解是其主要的消失途径,只有少量的菲挥发进入大气或被叶片吸收.Sun 等^[97]首次采用双波长光纤荧光法研究红树林叶表面 PAHs 的净化,发现叶表面多种 PAHs 的共存会抑制 PAHs 的光解,因为不同的 PAHs 共享大气中的活性氧,每种 PAHs 与活性氧的比值降低,导致其在叶表面的光解速率也随之减缓.

5 结论与展望(Conclusion and prospect)

植物的叶面吸收是污染物在大气—植物系统间转运的主要方式,污染物在植物叶表面的环境微界面行为对于研究其环境效应至关重要.气孔与角质层是植物叶面吸收污染物的主要途径,两种途径吸收大气污染物的相对贡献取决于多种因素,如污染物理化性质(疏水性、形态、尺度、 K_{OA} 、 K_{OW})、植物叶片

表面特征(叶面粗糙度、叶面积、气孔密度与导度、脂质(蜡质)含量、角质层特征)及环境条件(温度、湿度、降雨、风、光解)等。目前,植物叶面吸收污染物机制研究取得了一定的进展,但仍然存在有待深入探究之处。

(1)大气污染物在植物叶表面的沉降是其与植物表皮相互作用的第一步,植物叶表面复杂的微观形貌特征是影响大气污染物在植物叶表面沉积、滞留的主要原因。对于气态污染物而言,气孔导度的大小、气孔密度的高低都会严重影响植物叶片对其的吸收;对于颗粒物(尤其是重金属污染物)而言,植物的叶面粗糙度越高,越有利于颗粒物的沉积,叶表面浓密的绒毛、褶皱及被覆的分泌物都会提高植物叶面吸附吸收颗粒物的潜力。因此,进一步探究植物叶表面的微观形貌特征对污染物沉积、吸收的影响,有助于筛选具有高效吸收污染物潜力的城市绿化树种。

(2)目前普遍认为角质层是污染物在大气—植物系统间运输的主要途径之一。但相比较气孔对气态污染物的直接吸收作用,污染物在角质层中的富集浓度远远高于其在叶片组织中的浓度。换言之,角质层作为一类典型的环境界面,不仅是污染物的运输途径,也是污染物由大气向植物体转运过程中的主要屏障,但目前角质层这两方面的功能对于污染物跨叶面运输的相对贡献尚不清楚。污染物在角质层内的吸附与扩散相伴发生,关于角质层中起主要屏障作用的组分说法不一,已有研究提出角质层中主要的吸附相不一定是蜡质,可能是角质。因此有必要深入探究角质层立体组成结构对污染物吸附扩散等界面行为的影响,加强微观方面的研究能更有力地阐述植物叶面吸收污染物的相关机理。

(3)目前有关叶面吸收有机污染物的研究大多在实验室离体植物叶片中进行,液相色谱(LC)、高效液相色谱(HPLC)、气相色谱—质谱联用(GC-MS)等传统检测技术由于其破坏性的前处理,无法准确观察有机污染物在植物叶表面的分布及有机污染物跨角质层扩散的过程,导致有关活体植物中污染物跨叶面运输的环境行为研究比较匮乏。未来,可采用同位素跟踪标记法、光纤荧光法、双光子激光共聚焦荧光显微镜(TPLSCM)等原位检测技术,不需要基于传统检测技术的样品处理方法,直接从细胞和亚细胞水平上高效灵敏地跟踪及量化多种有机污染物在未改性活体植物叶表面运输的动态过程。

参考文献 (References)

- [1] PATERSON S, MACKAY D, MCFARLANE C. A model of organic chemical uptake by plants from soil and the atmosphere[J]. *Environmental Science & Technology*, 1994, 28(13): 2259-2266.
- [2] ALAHABADI A, EHRAMPOUSH M H, MIRI M, et al. A comparative study on capability of different tree species in accumulating heavy metals from soil and ambient air[J]. *Chemosphere*, 2017, 172: 459-467.
- [3] CHEN P, XIAO X, MEI J, et al. Characteristic accumulation of PCDD/Fs in pine needles near an MSWI and emission levels of the MSWI in Pearl River Delta: A case study[J]. *Chemosphere*, 2017, 181: 360-367.
- [4] COLLINS C, FRYER M, GROSSO A. Plant uptake of non-ionic organic chemicals[J]. *Environmental Science & Technology*, 2005, 40(1): 45-52.
- [5] GROTE R, SAMSON R, ALONSO R, et al. Functional traits of urban trees: Air pollution mitigation potential[J]. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2016, 14(10): 543-550.
- [6] KONG S, LU B, JI Y, et al. Risk assessment of heavy metals in road and soil dusts within $PM_{2.5}$, PM_{10} and PM_{100} fractions in Dongying City, Shandong Province, China[J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 2012, 14(3): 791-803.
- [7] SCHRECK E, DAPPE V, SARRET, et al. Foliar or root exposures to smelter particles: Consequences for lead compartmentalization and speciation in plant leaves[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 476/477: 667-676.
- [8] NATASHA, SHAHID M, DUMAT C, et al. Foliar uptake of arsenic nanoparticles by spinach: An assessment of physiological and human health risk implications[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, 26(20): 20121-20131.
- [9] LV H, CAI Q Y, JONES K C, et al. Levels of organic pollutants in vegetables and human exposure through diet: A review[J]. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 2014, 44(1): 1-33.
- [10] JIA J P, BI C J, ZHANG J F, et al. Atmospheric deposition and vegetable uptake of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) based on experimental and computational simulations[J]. *Atmospheric Environment*, 2019, 204: 135-141.
- [11] XIONG G, ZHANG Y, DUAN Y, et al. Uptake of PAHs by cabbage root and leaf in vegetable plots near a large coking manufacturer and associations with PAHs in cabbage core[J]. *Environmental Science & Pollution Research*, 2017, 24(23): 18953-18965.
- [12] CAPOZZI F, SORRENTINO M C, DI PALMA A, et al. Implication of vitality, seasonality and specific leaf area on PAH uptake in moss and lichen transplanted in bags[J]. *Ecological Indicators*, 2020, 108: 10.1016/j.ecolind.2019.105727.

- [13] WU J S, WANG Y, QIU S J, et al. Using the modified i-Tree Eco model to quantify air pollution removal by urban vegetation[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 688: 673-683.
- [14] BARROSO P J, MARTIN J, SANTOS J L, et al. Evaluation of the airborne pollution by emerging contaminants using bitter orange (*Citrus aurantium*) tree leaves as biosamplers[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 677: 484-492.
- [15] 吴明宏, 方凤满, 姚有如, 等. 淮南市石楠叶片重金属分布特征、来源及对大气污染的指示作用[J]. *水土保持学报*, 2018, 32(1): 297-302.
- WU M H, FANG F M, YAO Y Y, et al. Distribution characteristics, sources and indication of heavy metals in leaves of photinia in Huainan city[J]. *Journal of Water and Soil Conservation*, 2018, 32(1): 297-302(in Chinese).
- [16] CINDRIC I J, ZEINER M, STARCEVIC A, et al. Metals in pine needles: Characterisation of bio-indicators depending on species[J]. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2018, 16(8): 4339-4346.
- [17] WANG H, MAHER B A, AHMED I A, et al. Efficient removal of ultrafine particles from diesel exhaust by selected tree species: Implications for roadside planting for improving the quality of urban air[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(12): 6906-6916.
- [18] SAFARI M, RAMAVANDI B, SANATI A M, et al. Potential of trees leaf/bark to control atmospheric metals in a gas and petrochemical zone[J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 222: 12-20.
- [19] 刘玲, 汪承润, 方炎明. 淮南市 6 种典型行道树叶片富集多环芳烃(PAHs)的差异研究[J]. *生态环境学报*, 2018, 27(11): 2088-2094.
- LIU L, WANG C R, FANG Y M. Differences in enrichment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in six typical street trees in Huainan City[J]. *Ecology and Environment*, 2018, 27(11): 2088-2094(in Chinese).
- [20] LAZO P, STAFILOV T, QARRI F, et al. Spatial distribution and temporal trend of airborne trace metal deposition in Albania studied by moss biomonitoring[J]. *Ecological Indicators*, 2019, 101: 1007-1017.
- [21] PERINI K, OTTELETTI K, GIULINI S, et al. Quantification of fine dust deposition on different plant species in a vertical greening system[J]. *Ecological Engineering*, 2017, 100: 268-276.
- [22] FERNANDEV V, EICHERT T. Uptake of hydrophilic solutes through plant leaves: current state of knowledge and perspectives of foliar fertilization[J]. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 2009, 28(1/2): 36-68.
- [23] FERNANDEV V, BANAMONDE H A, JAVIER P J, et al. Physico-chemical properties of plant cuticles and their functional and ecological significance[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2017, 68(19): 5293-5306.
- [24] 郑丽荣, 韩昊. 持久性有机污染物土气交换过程及采样技术的研究进展[J]. *四川环境*, 2017, 36(4): 154-157.
- ZHENG L R, HAN H. A review of research on processes and techniques of air-soil exchange of persistent organic pollutants[J]. *Sichuan Environment*, 2017, 36(4): 154-157 (in Chinese).
- [25] HOUBRAKEN M, FREDERIK V D B, BUTLER ELLIS C M, et al. Volatilisation of pesticides under field conditions: inverse modelling and pesticide fate models[J]. *Pest Management Science*, 2016, 72(7): 1309-1321.
- [26] LARUE C, CASTILLO-MICHEL H, SOBANSKA S, et al. Foliar exposure of the crop *Lactuca sativa* to silver nanoparticles: evidence for internalization and changes in Ag speciation[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2014, 264(2): 98-106.
- [27] KVESITADZE G, KHATISASHVILI G, SADUNISHVILI T, et al. Plants for remediation: Uptake, translocation and transformation of organic pollutants//Plants, Pollutants and Remediation[M]. Springer Netherlands, 2015.
- [28] ENDO H, TORII KU. Stomatal development and perspectives toward agricultural improvement[J]. *Cold Spring Harbor Perspectives in Biology*, 2019, 11: 5.
- [29] BARALDI R, NERI L, COSTA F, et al. Ecophysiological and micromorphological characterization of green roof vegetation for urban mitigation[J]. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2018, 37: 24-32.
- [30] 赵辉, 郑有飞, 曹嘉晨, 等. 大气臭氧污染对冬小麦气孔吸收通量的影响机制及其时空格局[J]. *环境科学*, 2017, 38(1): 412-422.
- ZHAO H, ZHENG Y F, CAO J C, et al. Mechanism of air ozone pollution on stomatal flux of winter wheat and its temporal and spatial pattern[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(1): 412-422(in Chinese).
- [31] WU R J, ZHENG Y F, HU C D. Evaluation of the chronic effects of ozone on biomass loss of winter wheat based on ozone fluxresponse relationship with dynamical flux thresholds[J]. *Atmospheric Environment*, 2016, 142: 93-103.
- [32] TAKAGI M, GYOKUSEN K. Light and atmospheric pollution affect photosynthesis of street trees in urban environments[J]. *Urban Forestry&Urban Greening*, 2004, 2(3): 167-171.
- [33] KLEIN T, RAMON U. Stomatal sensitivity to CO₂ diverges between angiosperm and gymnosperm tree species[J]. *Functional Ecology*, 2019, 33(8): 1411-1424.
- [34] 杨浩, 韩彦莎, 仪慧兰. 二氧化硫暴露对谷子幼苗气孔运动、脯氨酸代谢和抗氧化酶系统的影响[J]. *环境科学学报*, 2019, 39(8): 2747-2753.
- YANG H, HAN Y S, YI H L. Effects of SO₂ exposure on stomatal movement, proline metabolism and antioxidant enzyme system of millet seedlings[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2019, 39(8): 2747-2753(in Chinese).

- [35] BUCHHOLZ A. Characterization of the diffusion of non-electrolytes across plant cuticles: Properties of the lipophilic pathway[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2006, 57(11): 2501-2513.
- [36] 李云桂. 典型有机污染物在植物角质层上的吸附行为与跨膜过程[D]. 杭州: 浙江大学, 2011.
LI Y G. Adsorption behavior and transmembrane process of typical organic pollutants on plant cuticle[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2011 (in Chinese).
- [37] FERNANDEV V, GUZMAN-DELGADO P, GRACA J, et al. Cuticle structure in relation to chemical composition: Reassessing the prevailing model[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2016, 7: 427.
- [38] 高森, 王亚虹, 邵惠芳, 等. 植物角质层结构组成、生物学功能及分离方法研究进展[J]. *中国农业科技导报*, 2018, 20(3): 46-54.
GAO S, WANG Y H, SHAO H F, et al. Research progress on structure composition, biological function and separation methods of plant cuticle [J]. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 2018, 20(3): 46-54 (in Chinese).
- [39] SCHREIBER L. Review of sorption and diffusion of lipophilic molecules in cuticular waxes and the effects of accelerators on solute mobilities [J]. *Journal of Experimental Botany*, 2006, 57(11): 2515-2523.
- [40] 李晓婷, 赵晓, 王登科, 等. 天然草地植物叶角质层蜡质的化学组成及其对自由放牧的响应[J]. *草业学报*, 2018, 27(6): 137-147.
LI X T, ZHAO X, WANG D K, et al. Chemical composition of wax in cuticle of natural grassland and its response to free grazing[J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2018, 27(6): 137-147 (in Chinese).
- [41] ALBERSHEIM P, DARVILL A, ROBERTS K, et al. Plant cell walls: From chemistry to biology[M]. New York: Garland Science, 2010: 430.
- [42] HOLLOWAY P J. Structure and histochemistry of plant-cuticular membranes: An overview The Plant Cuticle[M]. London: Academic Press, 1982: 1-32.
- [43] LI Y, LI Q, CHEN B. Organic pollutant penetration through fruit polyester skin: A modified three-compartment diffusion model[J]. *Scientific Reports*, 2016, 6: 23554.
- [44] 柴凌燕, 董易凡, 李士伟, 等. 植物角质膜及其渗透性与抗旱性研究进展[J]. *植物研究*, 2010, 30(6): 763-768.
CHAI L Y, DONG Y F, LI S W, et al. Advances in studies on plant cuticle membrane and its permeability and drought resistance[J]. *Bulletin of Botanical Research*, 2010, 30(6): 763-768 (in Chinese).
- [45] RIEDERER M, FRIEDMANN A. Annual Plant Reviews[J]. *Biology of the Plant Cuticle*, 2006, 23: 250-279.
- [46] SCHONHERR J. Characterization of aqueous pores in plant cuticles and permeation of ionic solutes[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2006, 57(11): 2471-2491.
- [47] STAIGER S, SEUFERT P, ARAND K, et al. The permeation barrier of plant cuticles: Uptake of active ingredients is limited by very long-chain aliphatic rather than cyclic wax compounds[J]. *Pest Management Science*, 2019, 75(12): 3405-3412.
- [48] SCHRECK E, FOUCAULT Y, SARRET G, et al. Metal and metalloid foliar uptake by various plant species exposed to atmospheric industrial fallout: mechanisms involved for lead[J]. *Science of the Total Environment*, 2012, 427/428(15): 253-262.
- [49] CHAMEL A, PINERI M, ESCOUBES M. Quantitative determination of water sorption by plant cuticles[J]. *Plant Cell & Environment*, 2010, 14(1): 87-95.
- [50] UZU G, SOBANSKA S, SARRET G, et al. Foliar lead uptake by *Lettuce* exposed to atmospheric fallouts[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(3): 1036-1042.
- [51] TRIRATNESH G, SUDHIR K P, KI-HYUN K, et al. Airborne foliar transfer of PM bound heavy metals in *Cassia siamea*: A less common route of heavy metal accumulation[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 573: 123-130.
- [52] IKKA T, NISHINA Y, KAMOSHITA M, et al. Radiocesium uptake through leaf surfaces of tea plants (*Camellia sinensis* L.) [J]. *Journal of Environmental Radioactivity*, 2018, 182: 70-73.
- [53] XIONG T T, LEVEQUE T, AUSTRUY A, et al. Foliar uptake and metal(loid) bioaccessibility in vegetables exposed to particulate matter [J]. *Environ Geochem Health*, 2014, 36(5): 897-909.
- [54] SHAO F, WANG L H, SUN F B, et al. Study on different particulate matter retention capacities of the leaf surfaces of eight common garden plants in Hangzhou, China[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 652: 939-951.
- [55] TERZAGHI E, WILD E, ZACCHELLO G, et al. Forest filter effect: role of leaves in capturing/releasing air particulate matter and its associated PAHs[J]. *Atmospheric Environment*, 2013, 74(2): 378-384.
- [56] EICHERT T, KURTZ A, STEINER U, et al. Size exclusion limits and lateral heterogeneity of the stomatal foliar uptake pathway for aqueous solutes and water-suspended nanoparticles[J]. *Physiologia Plantarum*, 2008, 134(1): 151-160.
- [57] 张罡, 安海龙, 史军娜, 等. 欧美杨对不同粒径氧化锌颗粒物的吸附与吸收能力[J]. *北京林业大学学报*, 2017, 39(4): 46-54.
ZHANG G, AN H L, SHI J N, et al. Deposition and absorption capacity of *Populus deltoides* × *P. nigra* to different size zinc oxide aerosol [J]. *Journal of Beijing Forestry University*, 2017, 39(4): 46-54 (in Chinese).
- [58] ESPOSITO F, MEMOLI V, DI NATALE G, et al. *Quercus ilex* L. leaves as filters of air Cd, Cr, Cu, Ni and Pb[J]. *Chemosphere*, 2019, 218: 340-346.

- [59] SONG Y, 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(1): 53-60.
- [60] 李超群, 钟梦莹, 武瑞鑫, 等. 常见地被植物叶片特征及滞尘效应研究[J]. *生态环境学报*, 2015, 24(12): 2050-2055.
LI C Q, ZHONG M Y, WU R X, et al. Study on leaf characteristics and dust retention effect of common ground cover plants[J]. *Ecology and Environment*, 2015, 24 (12): 2050-2055(in Chinese).
- [61] LEONARD R J, MCARTHUR C, HOCHULI D F. Particulate matter deposition on roadside plants and the importance of leaf trait combinations[J]. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2016, 20: 249-253.
- [62] 王琴, 冯晶红, 黄奕, 等. 武汉市 15 种阔叶乔木滞尘能力与叶表微形态特征[J]. *生态学报*, 2020, 40(1): 213-222.
WANG Q, FENG J H, HUANG Y, et al. Dust retention and leaf surface micromorphological characteristics of 15 species of broad-leaved arbor in Wuhan[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2020, 40(1): 213-222(in Chinese).
- [63] 杨洪舟, 李艳梅, 陈奇伯, 等. 昆明市区 18 种常见绿化树种叶片重金属富集特征[J]. *福建农林大学学报(自然科学版)*, 2017, 46(5): 584-589.
YANG J Z, LI Y M, CHEN Q B, et al. Heavy metal accumulation characteristics of leaves of 18 common greening trees in Kunming City [J]. *Journal of Fujian Agricultural and Forestry University (Natural Science Edition)*, 2017, 46 (5): 584-589(in Chinese).
- [64] LIANG J, FANG H L, ZHANG T L, et al. Heavy metal in leaves of twelve plant species from seven different areas in Shanghai, China[J]. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2017, 27: 390-398.
- [65] BURKHARDT J, BASI S, PARIYAR S, et al. Stomatal penetration by aqueous solutions-an update involving leaf surface particles[J]. *New Phytologist*, 2012, 196(3): 774-787.
- [66] FERNANDEV V, BROWN P H. From plant surface to plant metabolism: The uncertain fate of foliar-applied nutrients[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2013, 4: 289.
- [67] SCHONHERR J, LUBER M. Cuticular penetration of potassium salts: Effects of humidity, anions, and temperature[J]. *Plant & Soil*, 2001, 236(1): 117-122.
- [68] BONDADA B R, TU S, MA L Q. Absorption of foliar-applied arsenic by the arsenic hyperaccumulating fern (*Pteris vittata* L.) [J]. *Science of the Total Environment*, 2004, 332(1/3): 61-70.
- [69] 蔡梦凡, 信忠保, 余新晓. 人工降雨对植物颗粒物的冲刷过程研究[J]. *安全与环境学报*, 2017, 17(6): 2306-2312.
CAI M F, XIN Z B, YU X X. Study on the erosion process of artificial rainfall on plant particles[J]. *Journal of Safety and Environment*, 2017, 17(6): 2306-2312(in Chinese).
- [70] 张俊叶, 俞菲, 刘晓东, 等. 城市森林植物叶面颗粒物中重金属和多环芳烃的研究进展[J]. *中国农业科技导报*, 2019, 21(10): 140-147.
ZHANG J Y, YU F, LIU X D, et al. Research progress on heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in leaf particulate matter of urban forest plants[J]. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 2019, 21(10): 140-147(in Chinese).
- [71] 李婧婧, 黄俊华, 谢树成. 植物蜡质及其与环境的关系[J]. *生态学报*, 2011, 31(2): 565-574.
LI J J, HUANG J H, XIE S C. Plant wax and its relationship with environment [J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2011, 31 (2): 565-574(in Chinese).
- [72] WANG Y Q, TAO S, JIAO X C, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in leaf cuticles and inner tissues of six species of trees in urban Beijing[J]. *Environmental Pollution*, 2008, 151(1): 158-164.
- [73] CHIOU C T, SHENG G, MANES M. A partition-limited model for the plant uptake of organic contaminants from soil and water[J]. *Environmental Science & Technology*, 2001, 35(7): 1437-1444.
- [74] RIEDERER M, DAISS A, GILBERT N, et al. Semi-volatile organic compounds at the leaf/atmosphere interface: Numerical simulation of dispersal and foliar uptake[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2002, 53(375): 1815-1823.
- [75] CHEN B, LI Y, GUO Y, et al. Role of the extractable lipids and polymeric lipids in sorption of organic contaminants onto plant cuticles [J]. *Environmental Science & Technology*, 2008, 42(5): 1517-1523.
- [76] LI Y, CHEN B, ZHU L. Single-solute and bi-solute sorption of phenanthrene and pyrene onto pine needle cuticular fractions[J]. *Environmental Pollution*, 2010, 158(7): 2478-2484.
- [77] MCLACHLAN M S. Framework for the interpretation of measurements of SOC in plants[J]. *Environmental Science & Technology*, 1999, 33(11): 1799-1804.
- [78] LICHIEB N, PERSONNE E, BEDOS C, et al. Implementation of the effects of physicochemical properties on the foliar penetration of pesticides and its potential for estimating pesticide volatilization from plants[J]. *Science of the Total Environment*, 2016, 550: 1022-1031.
- [79] SRIPRATAP W, SUKSABYE P, AREEPHAK S, et al. Uptake of toluene and ethylbenzene by plants: Removal of volatile indoor air contaminants[J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 2014, 102(4): 147-151.
- [80] 冯驰, 赖政, 查燕, 等. 城市绿化树种叶片多环芳烃含量水平与叶片特征的关系[J]. *江苏农业科学*, 2018, 46(23): 366-370.
FENG C, LAI Z, CHA Y, et al. The relationship between PAHs content and leaf characteristics of urban greening tree species[J]. *Jiangsu Agricultural Science*, 2018, 46 (23): 366-370(in Chinese).
- [81] MONIKA M, ANETA E, BOGUSLAW W, et al. Interspecific differences in foliar PAHs load between Scots pine, birch, and wild rosemary

- from three polish peat bogs[J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2016, 188(8): 456.
- [82] KIM S J, LEE H, KWON J H. Measurement of partition coefficients for selected polycyclic aromatic hydrocarbons between isolated plant cuticles and water[J]. Science of the Total Environment, 2014, 494/495(1): 113-118.
- [83] SHI T, TIAN K, BAO H, et al. Variation in foliar uptake of polycyclic aromatic hydrocarbons in six varieties of winter wheat[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017, 24(35): 27215-27224.
- [84] MEI J, CHEN P, PENG P A. PCDD/Fs accumulation in pine needles: Variation with species and pine needle age[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2016, 23(1): 563-570.
- [85] LI Q, LI Y, ZHU L, et al. Dependence of plant uptake and diffusion of polycyclic aromatic hydrocarbons on the leaf surface morphology and micro-structures of cuticular waxes[J]. Scientific Reports, 2017, 7: 46235.
- [86] HUANG S J, DAI C H, ZHOU Y Y, et al. Comparisons of three plant species in accumulating polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from the atmosphere: A review[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2018, 25: 16548-16566.
- [87] TIAN L, YIN S, MA Y G, et al. Impact factor assessment of the uptake and accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by plant leaves: morphological characteristics have the greatest impact[J]. Science of the Total Environment, 2019, 652: 1149-1155.
- [88] CAMEJO D, RODRIGUEZ P, ANGELES MORALES A, et al. High temperature effects on photosynthetic activity of two tomato cultivars with different heat susceptibility[J]. Journal of Plant Physiology, 2005, 162(3): 281-289.
- [89] MORETTI C L, MATTOS L M, CALBO A G, et al. Climate changes and potential impacts on postharvest quality of fruit and vegetable crops: A review[J]. Food Research International, 2010, 43(7): 1824-1832.
- [90] SCHREIBER L. Effect of temperature on cuticular transpiration of isolated cuticular membranes and leaf discs[J]. Journal of Experimental Botany, 2001, 52(362): 1893-1900.
- [91] ODABASI M, CETIN E, SOFUOGLU A. Determination of octanol-air partition coefficients and supercooled liquid vapor pressures of PAHs as a function of temperature: Application to gas-particle partitioning in an urban atmosphere[J]. Atmospheric Environment, 2006, 40: 6615-6625.
- [92] HARNER T, SHOEIB M. Measurements of octanol-air partition coefficients (K_{OA}) for polybrominated diphenyl ethers (PBDEs): Predicting partitioning in the environment[J]. Journal of Chemical & Engineering Data, 2002, 47(2): 228-232.
- [93] ZHAO X G, HE M, SHANG H B, et al. Biomonitoring polycyclic aromatic hydrocarbons by *Salix matsudana* leaves: A comparison with the relevant air content and evaluation of environmental parameter effects[J]. Atmospheric Environment, 2018, 181: 47-53.
- [94] AL-DABBAS M A, ALI L A, AFAJ A H. Determination of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in soil and in the leaves of plant (*Eucalyptus*) of selected locations at Kirkuk-Iraq[J]. Arabian Journal of Geosciences, 2015, 8(6): 3743-3753.
- [95] 李玉华. 衡山大气 PAHs 气/粒分配及降雨清除规律研究[D]. 济南: 山东大学, 2012.
- LI Y H. Study on the distribution of PAHs in Hengshan atmosphere and the removal of rainfall[D]. Jinan: Shandong University, 2012(in Chinese).
- [96] CHEN L, WANG P, LIU J, et al. In situ monitoring the photolysis of fluoranthene adsorbed on mangrove leaves using fiber-optic fluorimetry[J]. Journal of Fluorescence, 2011, 21(2): 765-773.
- [97] SUN H, SHI J, GUO S, et al. In situ determination of the depuration of three- and four-ringed polycyclic aromatic hydrocarbons co-adsorbed onto mangrove leaf surfaces[J]. Environmental Pollution, 2016, 208: 688-695.