文章编号:1674-2869(2024)02-0167-08

植物中金属纳米粒子的转运与转化机制研究进展

高 原,雷诗涵,陈珂怡,金智慧,袁 鸣*
绿色化工过程教育部重点实验室,武汉工程大学环境生态与生物工程学院,湖北 武汉 430205

摘 要:金属纳米粒子(MNPs)的广泛使用对生态环境造成了较大的风险并引起了广泛的关注;虽然已有关于对植物毒害以及植物对其吸收的相关研究,但是MNPs在植物体内转运和转化的机制仍未得到系统的阐明。系统地阐述了MNPs在高等植物木质部、韧皮部中的转运机制,以及其在植物体内的溶解转化和化学转化机制,同时探讨了影响MNPs在植物体内转运转化的影响因素。结果表明:(1)MNPs首先吸附在植物的根部或叶部,再通过质外体或共质体途经向植物内部转移;(2)植物对MNPs的转化机制主要包括溶解转化、化学转化和生物转化(酶降解、蛋白质功能化等);(3)复杂的理化和生物因素(如粒子的种类大小、表面电荷、植物种类等)能够影响植物对MNPs转运及其形态转化。以期为金属纳米粒子污染土壤的生态环境治理和人类健康风险评估提供参考依据。

关键词:金属纳米粒子;木质部;韧皮部;转运;转化
中图分类号:X53 **文献标识码**:A **DOI**:10.19843/j.cnki.CN42-1779/TQ.202401012

Advances in the study of transport and transformation mechanism of metal nanoparticles in plants

GAO Yuan, *LEI Shihan*, *CHEN Keyi*, *JIN Zhihui*, *YUAN Ming**
Key Laboratory of Green Chemical Engineering Process of Ministry of Education, School of Environmental Ecology and Biological Engineering, Wuhan 430205, China

Abstract: The extensive use of metal nanoparticles (MNPs) has posed significant risks to the ecological environment and has raised widespread concerns. Although there have been studies on the toxicity of metal nanoparticles to plants and their absorption by plants, the transport and transformation mechanisms of MNPs in plants have not been systematically clarified. The transport mechanisms of MNPs in the xylem and phloem of higher plants are systematically described, as well as their dissolution and chemical transformation mechanisms within plant tissues. Also, the factors influencing the transport and transformation of MNPs in plants are discussed. The findings indicate that: (1) MNPs initially adsorb onto the roots or leaves of plants and then transfer internally through apoplastic or symplastic pathways; (2) Plant transformation mechanisms for MNPs primarily include dissolution, chemical conversion, and biological conversion (enzyme degradation, protein functionalization, etc.); (3) Complex environmental factors such as particle type, size, surface charge, plant species, etc., can affect the transport and morphological transformation of MNPs in plants. This review aims to provide a reference for the ecological management of soil contaminated with MNPs and the assessment of their risks to human health.

Keywords: metal nanoparticles; xylem; phloem; transport; transformation

收稿日期:2024-01-12
基金项目:国家自然科学基金(41907136)
作者简介:高 原,硕士研究生。Email:yuangao202212@163.com
***通信作者**:袁 鸣,博士,讲师。Email:yuan_ming_6@foxmail.com
引文格式:高原,雷诗涵,陈珂怡,等. 植物中金属纳米粒子的转运与转化机制研究进展[J]. 武汉工程大学学报,2024,46(2):167-174,183.

金属纳米粒子(metal nanoparticles, MNPs)是指在至少一个纳米尺度维度中不超过100 nm的金属基材料。由于具有特定的物理和化学性质以及较高的表面积与体积比,在航空航天、建筑、农业、涂料、化妆品、化学品、电子、光学、环境修复、食品和包装、燃料添加剂、能源、纺织、油漆、下一代药物等行业中得到广泛应用,预计未来将有数百种新产品涌现。纳米时代始于20世纪90年代末,2014年MNPs对环境的应用达到234亿美元;近年来,MNPs需求变得更加普遍,2030年需求量将达到12万吨,全球纳米材料市场预计将在2030年达到约1 300亿美元[1]。基于数据和建模分析的文献表明,各种MNPs的生产、使用和处置每年导致数千吨最常见的MNPs(Ag、Al、Ce、Cu、Fe、Si、Ti、Zn)释放到环境中(空气、水、土壤和沉积物),而最终大多数MNPs会进入土壤[2]。最近有研究报告了在大气、水体、土壤、微生物、植物和动物中均检测到MNPs;且据欧盟(EU)及其成员国公布的污泥处理数据可估计土壤中银(AgNPs)纳米颗粒的质量浓度可达1 290~1 390 ng/kg,而污泥处理土壤中二氧化钛(TiO_2NPs)纳米颗粒浓度的年增量达到29 μg/kg。土壤是MNPs在环境中重要的源和汇;土壤中的MNPs可以被植物运输累积后经食物链传递富集。

MNPs进入土壤-植物系统后,不可避免地进入植物体内,从而影响植物生理,并对粮食安全和人类健康产生潜在危害(图1)。在植物与MNPs相互作用的研究中,MNPs对植物的毒理性是研究最广泛的方向,研究范围涵盖生理、生化和遗传水平[3]。植物对MNPs的吸收积累、转运和转化在确定MNPs的植物毒性中起着关键作用,系统地了解植物吸收、转运和转化MNPs的生理机制显得尤为重要[4]。然而,目前大部分的研究集中于关注植物生理、土壤环境对植物吸收MNPs影响,忽略了对MNPs在植物体内的转运、转化机制的系统阐述。另外,高度不稳定特性的MNPs的非生物或生物转化如氧化还原反应、聚集和溶解可能发生在根际或植物内部,这将极大地改变MNPs的生物利用度、毒性和行为。因此,有必要及时和全面地综述目前关于植物对MNPs的转运和转化的知识,这将有助于更好地评估MNPs对植物安全和人类健康的潜在威胁。

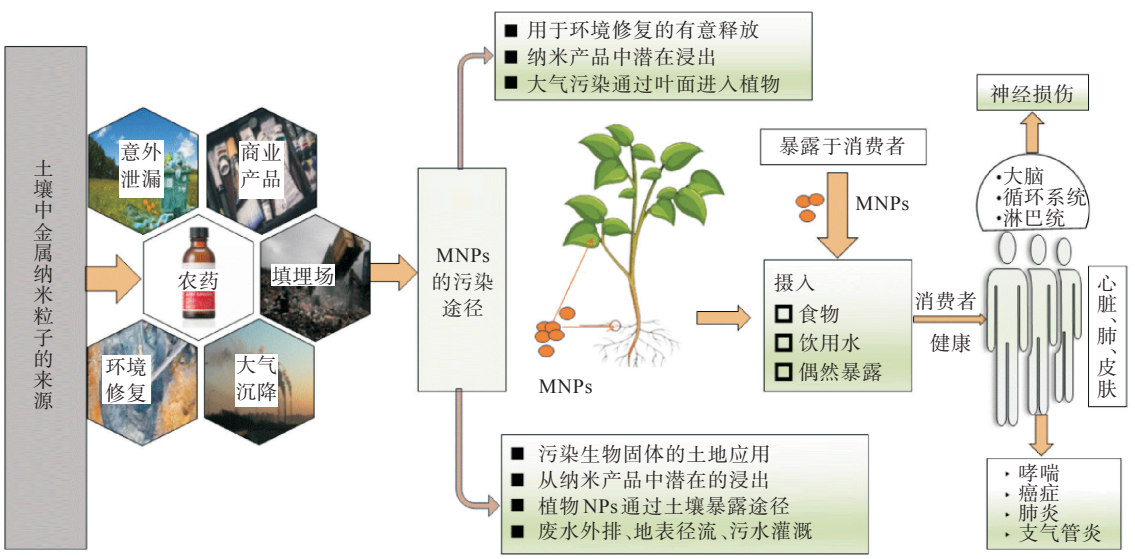


图1 环境中金属纳米粒子的主要来源及污染途径示意图

Fig. 1 Sources and contamination routes of MNPs in the environment

1 植物对MNPs的转运机制

MNPs进入植物体内后,主要依赖于其复杂的传导系统——木质部和韧皮部转运(如图2所示),并累积在植物根、茎、叶等器官中[5]。例如有研究表明拟南芥植株吸收的TiO_2NPs可以转运到液泡和细胞核中。木质部与韧皮部是维管植物的主要运输通道,木质部将水和无机物向上输送,如纳米稀土颗粒或离子进入木质部,进入蒸腾流然后向上运输,而韧皮部则将物质向下运输。

1.1 木质部转运

MNPs进入植物根内,通过质外体或共质体途径运输,到达中柱,并向地上部运输(图2)。

在质外体途径中,金属纳米粒子通过细胞内空间向内胚层扩散[6]。即MNPs可以穿过表皮、皮质并到达内皮层,但会被内皮层的凯氏带阻挡,更

多地分散在根细胞壁与质膜之间的间隙或穿过细胞间隙但不穿过细胞膜[7]。而凯氏带是一条特殊的细胞壁物质带,可以防止大分子和MNPs进入维管柱[8]。在某些特殊情况下,MNPs可以通过尚未形成凯氏带的根尖区域或凯氏带断开的侧根连接处,从根质外体进入维管系统并避开凯氏带[9]。已有研究通过使用透射电子显微镜、微米X射线荧光光谱分析和荧光跟踪技术发现,30 nm ZnONPs聚集在玉米的侧根连接处和木质部导管内[10]。因此,侧根连接处可能是MNPs进入维管系统的一条重要的质外体途径,但是仍然需要进一步的研究来证实这一途径是否存在于其他植物中,并明确这一途径对MNPs粒径大小的选择性。

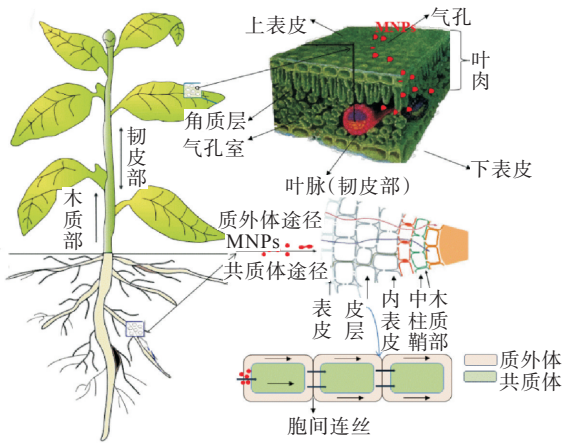


图2　植物对金属纳米粒子的转运途径示意图

Fig. 2　Schematic diagram of the transport pathways of MNPs in plants

共质体途径是一种细胞到细胞的运输途径,可以让MNPs通过2种方式进行跨膜运输:(1)是穿透细胞膜进入细胞质;(2)通过胞间连丝进入相邻的细胞(图2)[11]。对于植物细胞中MNPs的跨膜转运,有几种假说,如通过水通道蛋白、相互连接的离子通道、内吞作用和孔隙穿膜等方式运输[12]。然而,这些假说都面临着一些挑战:离子通道仅对特定离子起作用,具有特异性;水通道蛋白的通道直径一般在1 nm以下;另外一些MNPs通过诱导破坏质膜的孔隙进入细胞,可能导致膜溶解和细胞死亡,因此这些假说对于MNPs的细胞内化不太适用,而内吞作用已被认为是植物细胞摄取MNPs的主要机制[13]。例如,有研究利用共聚焦激光扫描显微镜观察到了AuNPs通过内吞途径进入烟草的原生质体,内化的MNPs存在于细胞质的内吞囊泡中[14]。然而目前除了在一些植物根细胞质中观察到含有MNPs的囊泡所支持的间接证据外,还需要更多的证据表明植物利用根的内吞作用吸收了MNPs。

细胞壁是植物细胞之间的隔离屏障,胞间连丝(plasmodesmata,PD)则是通过穿越细胞壁并连接相邻细胞之间的细胞质来实现细胞间通讯的通道(图2)[15]。已有大量的证据表明,PD能够促进蛋白质、RNA等生物大分子在细胞间的运输,并且其作为植物大分子运输的细胞间通道的作用也被广泛地认可[16]。具体研究表明,蛋白质的非靶向扩散运输方式为细胞间MNPs运输提供了一种新模型。已有研究人员使用透射电子显微镜直接观察到当拟南芥根暴露于15、25和50 nm AgNPs时,其根尖前1~2 mm的细胞PD和中层膜内含AgNPs和聚集的团块[17]。另外有研究在透射电子显微镜下发现在50 nm AgNPs处理的杨树根尖细胞内,AuNPs或其聚集体存在于根细胞质、细胞壁、质体和线粒体中[18]。未来的研究需要提供更多可靠的证据来支持这一假说。

1.2　韧皮部转运

当MNPs通过大气沉降到植物叶面,通过角质层和气孔,穿过细胞壁,可能通过韧皮部系统进行长距离运输,并在植物体内分布(图2)。韧皮部系统是高等植物中液体向下运输的路径,其流动方向是从上到下;与木质部系统不同,韧皮部系统是非循环系统,因此MNPs向下移动的物质不会通过木质部循环回到其原始位置,韧皮部系统是MNPs从叶片转移到根的唯一可能的叶片吸收途径[6]。许多研究已经确定MNPs在叶片中的吸收转运过程:如有研究通过对叶面喷施$Cu(OH)_2$NPs,1个月后发现97%~99%的Cu被截留在叶片中,但有1%~ 3%的Cu积累在根部组织中;研究人员认为在有水存在的情况下,叶片分泌物可以形成弱酸,从而加速$Cu(OH)_2$NPs的溶解,导致Cu离子穿透表皮细胞并转移到其他组织[19]。后有研究人员利用分根实验观察了CeO_2NPs在黄瓜中基于木质部和韧皮部的运输,他们通过进一步研究发现,CeO_2NPs通过木质部从根运输到茎,15%的MNPs被还原成Ce(III),而只有CeO_2NPs通过韧皮部从茎运输回到根[20]。

综上所述,MNPs既可以通过木质部向上运输,又可以通过韧皮部向下运输。当然,为了进一步了解植物根系及叶片吸收和转运MNPs的综合机制,需要解决一些生理和技术挑战。例如,需要确定质外体和共体途径,韧皮部运输的能量来源,MNPs在木质部和韧皮部之间的运输方式,以及根

际和植物组织中MNPs的精确粒径分析等。

2 MNPs在植物中的转化

当MNPs释放到环境中时，可能会发生许多生物和非生物过程，导致其团聚状态、表面化学或形态的变化。植物根际是一个狭窄的动态区，土壤微生物和根系分泌物之间复杂的相互作用，以及植物体内的还原性物质（还原性酸、铁氧还原蛋白等）等因素强烈影响植物对MNPs的吸收转化。植物对MNPs的转化机制主要包括溶解转化（离子释放、与有机物螯合）、化学转化（还原或氧化等）和生物转化（酶降解、蛋白质功能化、细胞质和细胞器水平的功能化等）[21]。

2.1 植物对MNPs的溶解转化

在土壤-植物系统中，土壤根际是一个环境因子复杂的区域，富含根的分泌物和微生物[22]。这些物质可以在MNPs接近根表面之前诱导它们的溶解转化（图3）。例如，有研究发现AgNPs在黑麦草的根组织中部分被氧化，认为根直接摄取AgNPs，然后在根组织中进行氧化转化；也有可能AgNPs在根表面组织外溶解后转化成离子成被根吸收，从而导致植物中积累了不同的元素形态。另有研究发现，CuNPs（约40 nm）和人工合成的根分泌物的强螯合能力影响了CuNPs向Cu(I)和Cu(II)的溶解转化，并显著降低了黄瓜对Cu的运输和生物积累。此外，其他基于同步加速器μ-XRF和μ-XANES研究了CeO_2NPs（67 nm×8 nm）的转化，分析了CeO_2NPs在大麦完整根的薄片中的空间定位和形态分布。结果表明，84%~90%的Ce以CeO_2的形式存在于土壤和根表面，而少数Ce在根表面积累的“热点”显示根对CeO_2NPs转化成Ce(III)的溶解作用非常显著[23]。植物根际分泌物的有机酸成分决定了CeO_2NPs的形态转化以及被植物吸收后的转运机制，但土壤-根表面MNPs的溶解转化机制是复杂的，受土壤pH值、有机质、矿物质成分和微生物群落的变化影响。这些土壤因素的变化可以进一步对MNPs溶解转化产生相反或负面的影响。化学反应速率是决定MNPs在根际溶解转化的重要因素之一。例如，小麦种植14 d后，添加预老化28 d的纳米铜颗粒的根际土壤中的有效铜含量高于未老化的土壤，同时老化过程还受表面涂层和MNPs的粒度大小的影响[24]。尽管相关研究仍处于起步阶段，但已有研究结果表明，土壤中老化的纳米粒子可能与其离子形式有很大的不同，这需要将土壤中MNPs的风险评估考虑在内。因此，迫切需要更多的野外实验、长期研究和系统工程来探索MNPs在土壤中的溶解和转化，特别是对植物具有高暴露风险的MNPs，如CuNPs、ZnONPs、TiO_2NPs、CeO_2NPs和AgNPs。

2.2 植物对MNPs的化学转化

MNPs不仅易在植物根际环境中发生溶解转化，还能够在植物组织内部或表面发生一系列的化学氧化还原反应，导致植物中不同形态元素的积累（图3）。研究发现，CuONPs经过木质部从玉

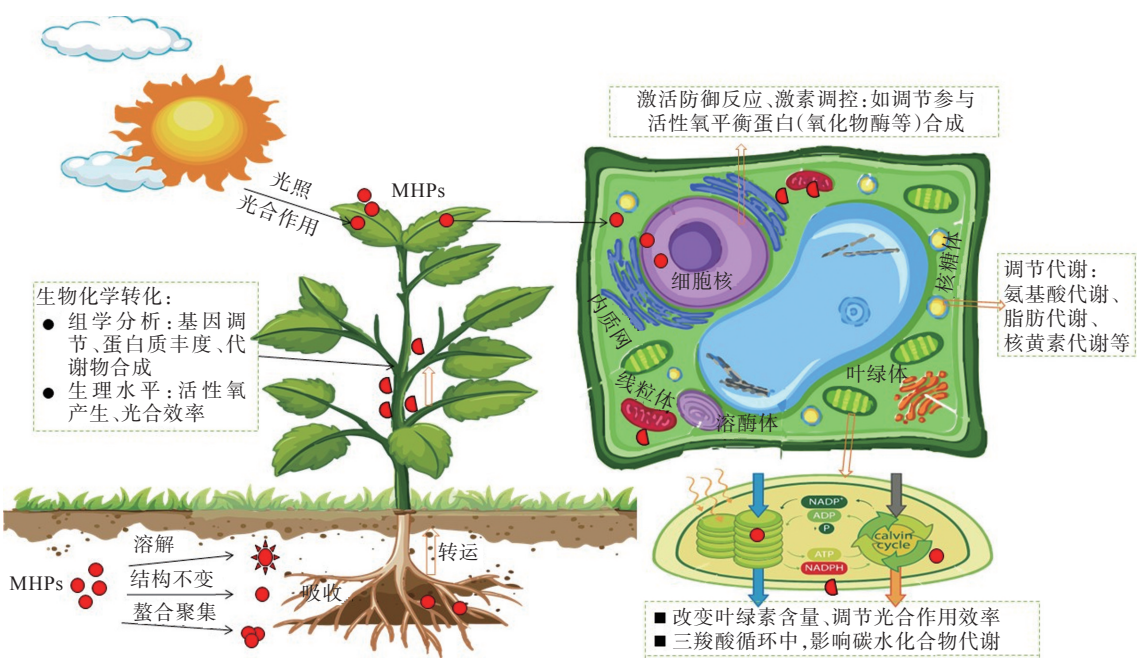


图3 植物对金属纳米粒子的转化途径示意图

Fig. 3 Schematic diagram of the transformation pathways of MNPs in plant

米根运输到茎,并通过韧皮部从茎返回到根。在运输过程中,通过高分辨率TEM观察到植物根表附着有黑色团聚物,经计算和分析表明,其主要成分为不同形态的Cu_2O、CuO和Cu_2S,即部分Cu(Ⅱ)被还原成Cu(Ⅰ)[25]。

在早期的研究中,纳米稀土氧化物颗粒(REONPs)如CeO_2NPs等被认为是高度稳定的,是一种主要由Ce(Ⅳ)组成的晶体,不会在周围环境和植物中发生转化。然而,随着研究的深入,越来越多的证据表明这些MNPs在植物中会发生化学转化。对植物运输和积累MNPs进行系统的研究发现,CeO_2、Yb_2O_3和La_2O_3等REONPs能够在植物中进行化学转化。例如用CeO_2NPs水培处理黄瓜植株21 d后,在黄瓜的根表皮细胞间区形成针状$CePO_4$簇,转运到地上茎部的过程中与羧酸盐形成Ce(III)络合物,即部分CeO_2被还原为Ce(III)[26]。研究者推测,可能是根分泌物促进了CeO_2NPs的溶解;但也有可能是植物体内的还原性物质(光合作用中一些还原性酸、铁氧还原蛋白、葡萄糖和果糖等)还原MNPs解离出的金属离子,还原性的物质诱导根际Ce(IV)还原为Ce(III)[26]。进一步研究CeO_2NPs在黄瓜植株中的转化部位,发现Ce通过木质部以Ce(IV)和Ce(III)的混合物的形态从根运输到植物其他组织中;而在叶柄暴露模式下,通过韧皮部运输回根的Ce几乎完全是CeO_2。CeO_2在还原转化过程中显著增加了Ce(III)的比例,这一变化提升了其催化效力,使其在植物体内抗氧化性能上与生物抗氧化剂相当[27]。部分MNPs在农业领域的应用前景受到关注,这主要归因于其作为活性氧自由基(reactive oxygen species, ROS)清除剂的独特属性[28]。

另一方面,研究者发现植物可以从外界吸收某些金属离子,这些离子可以在植物体内转化成相应的MNPs。例如有实验发现在氯金酸盐溶液中的Au(III)的减少,并在田菁幼苗植物组织中形成稳定的AuNPs。透射电子显微镜显示单分散纳米球在细胞内的分布,可能是由于细胞中存在的次生代谢物还原了金属离子。这表明田菁幼苗可从外界吸收金属离子,累积相应的MNPs[29]。

2.3　植物对MNPs的生物转化

土壤-植物系统的物理化学特性可能会显著影响MNPs的聚集和溶解,进而改变MNPs的生物有效性。进入植物组织后MNPs与生物分子(如酶、脂肪酸、次级代谢物,细胞膜的组成成分等)相互作用的行为可触发不同的植物防御机制。MNPs的性质(如大小、稳定性、电荷和溶解性)可能强烈影响其生物转化机制,潜在地促进细胞质和细胞器中存在的蛋白质(如冠蛋白)的酶促修饰和功能化[30]。MNPs在被细胞质或细胞器内化时可能保持原有结构,也可能被解构并转化为较简单的结构,从而降低其在植物中转运转化的毒性[31]。

MNPs的生物转化(图3)具有一系列高度复杂的动态变化特征[28]。植物对MNPs生物转化可通过"组学分析"间接地在分子水平上得到证实,组学分析通过测量转录调节、蛋白质丰度和代谢物合成来描述在表观遗传水平上对植物的影响,也可以通过观察植物氧化还原状态、ROS产生、光合效率和细胞呼吸速率来描述生理水平上对胁迫的反应[32]。

有研究人员通过对转录组学和蛋白质组学研究发现,MNPs调控了参与根部形成、植物应激反应、氧化应激和类固醇生物合成的基因,植物对MNPs的生物响应包括改变根系结构、涉及特定的植物激素信号通路和激活抗氧化机制[33]。例如,暴露于MNPs根结构型的变化可能与参与毛状细胞分化的基因下调有关,毛状细胞是根毛产生的特异性表皮细胞,而根毛发育的正调节因子与乙烯和生长素响应的基因相关;与防御机制相关的通路经常因MNPs处理而改变,参与ROS平衡的蛋白(如过氧化物酶、超氧化物歧化酶、NADPH氧化酶和谷胱甘肽巯基转移酶等)的编码基因上调是MNPs处理的常见反应[34]。代谢组学研究表明,CuNPs使黄瓜中参与防御反应和细胞信号传导的次级代谢产物(如4-氨基丁酸、乙酰氨基葡萄糖和苯基乳酸)产生累积,同时抑制了参与氨基酸代谢、脂肪酸生物合成、核黄素代谢和黄酮类生物合成的代谢产物。另一项关于CuNPs对黄瓜果实影响的代谢组学研究发现在半乳糖代谢和三羧酸循环中,碳和氮代谢受到干扰,抑制了碳水化合物代谢[35]。最近有研究报道叶面喷施ZnONPs处理番茄幼苗的转录和代谢组学分析显示,ZnONPs上调编码抗氧化酶、转运蛋白和参与碳和氮代谢和次生代谢的酶或调节器的基因,通过提高叶绿素含量和光合作用效率促进番茄幼苗的生长[36]。MNPs通过调控基因表达,改变蛋白质组成,进而影响植物的代谢途径和次生代谢产物的积累。

综上所述,MNPs与环境系统各组分间相互作用,进入植物并转移到不同组织和器官的过程都涉及生物转化,从而在生物体水平上对MNPs的效

应进行修改或放大[37]。在未来农业生产应用上，对于植物组织中的MNPs的物理化学形态和潜在生物转化的信息的深入研究，将有助于理解其生理和分子效应的转化机制，尽可能最小化MNPs对生物的不利影响，为农业发展提供基础[38]。

3 影响MNPs在植物体内转运和转化的因素

MNPs在植物中的转运转化受多种因素影响（如图4所示），主要包括纳米粒子的物理特征如粒径大小、表面电荷等，以及植物种类、病害和根际微生物等生理因素[39]。

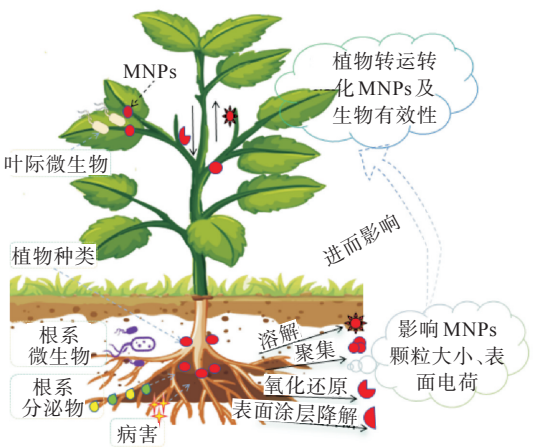


图4 植物对金属纳米粒子转运转化的影响因素示意图

Fig. 4 Factors affecting transport and transformation of MNPs in plants

3.1 MNPs理化性质对其在植物体内转运转化的影响

影响植物吸收转运MNPs的最重要的因素之一是其颗粒大小，植物对MNPs的吸收转运存在一定的大小选择。已有研究利用透射电子显微镜观察到烟草对3.5 nm AuNPs的吸收，但18 nm AuNPs仍聚集在根的外表面[40]。有研究人员揭示了在小麦中运输和积累依赖TiO_2NPs颗粒的大小：初生直径小于36 nm的MNPs积累在根中，分布在整个植物组织中；而初生直径在36~140 nm之间的MNPs积累在小麦根的薄壁组织中，没有转移到地上部；大于140 nm的MNPs在小麦根中没有积累；这可能是因为植物不同生长阶段的尺寸排阻极限是不同的，另一个重要原因是根际中MNPs的大小与其原始大小完全不同，土壤中的MNPs具有高度的动态性和广泛的分布，但大多研究中使用的颗粒大小都是基于原始MNPs的平均尺寸，事实上植物对MNPs的吸收转运取决于MNPs的最小尺寸[41]。

表面电荷是影响植物根系运输和积累MNPs的另一个因素。通常，植物根冠受到由带负电荷的根分泌物组成的边缘细胞黏液层的保护。研究发现，拟南芥根分泌黏液可吸附到带正电荷的AuNPs上，并阻止AuNPs转移到根组织中。然而带负电荷的AuNPs不吸附黏液，能够转运到根质外体中。进一步研究发现，表面电荷极大地影响了水稻根部对AuNPs的运输和累积。水稻根中Au的累积浓度顺序为：AuNPs（正电荷）>AuNPs（中性）>AuNPs（负电荷），而地上部分的Au浓度则相反，表明带负电荷MNPs优先通过维管系统转移到地上部分。在研究小麦吸收带正电、中性和负电CeO_2NPs也观察到类似的效应。更复杂的因素包括不同的植物种类和植物在不同的生长阶段可能分泌不同的根系分泌物，导致MNPs发生聚集、氧化、还原、溶解、表面涂层的降解等过程，影响MNPs的大小、表面电荷，进而影响其根系转运转化和生物有效性[39]。

3.2 生物因素对植物转运转化MNPs的影响

MNPs在植物中的转运转化不仅受其特征性状的影响，还受植物种类、病害和根际微生物等生物因素的影响。同一类型的MNPs在不同的植物物种表现出不同的吸收转运和转化积累机制。例如，有研究发现萝卜和黑麦草的根部对AuNPs的积累量高于水稻和南瓜。此外，具有不同表面电荷的AuNPs在水稻地上部积累量高，而在萝卜和南瓜的地上部则不积累[42]。另有研究发现，豌豆根部对磁性碳包被铁金属纳米粒子的积累量更高，且豌豆和小麦比向日葵和西红柿更快地将其向地上部分转移；同样CeO_2NPs被转移到南瓜茎中，但没有转移到小麦植株中。MNPs强烈附着在植物的根表面，而有机酸的存在会影响植物对CeO_2的积累量；同时根际真菌与高等植物形成共生伙伴关系，使植物有效根表面积增加10倍，这影响植物对MNPs的运输和生物转化利用率；相似的叶际微生物分泌胞外聚合物或特殊化学物质作为群体感应信号分子，诱导MNPs的溶解，进而促进植物叶片对金属离子的吸收转运[43]。另外根部疾病会破坏根际对MNPs进入的生理屏障，从而影响对MNPs的吸收转运；类似的在新生叶片未发育的角质层或老叶角质层的自然衰老为MNPs进入叶片提供更大可能性；此外一些常见的叶片疾病（如枯萎病、黄萎病和坏死病等），可能会破坏叶片的保护组织，增加了叶片吸收转运MNPs到其他组织

的风险。

总之,MNPs的吸收转运、转化累积是一个复杂的过程,其结果取决于多种因素的相互作用。虽然当前研究在与MNPs运输、植物内化以及与环境相互作用相关的方面取得了相当大的进展,但在土壤-植物系统中,根系生物和非生物过程对MNPs生物有效性和影响仍需进一步研究。

4　结论与展望

在纳米技术快速发展的时代,MNPs与植物之间的相互作用是我们必须面对的基本问题之一。释放到环境中的MNPs将不可避免地与植物相互作用,这个问题不仅关系到生态风险,也关系到人类的健康安全。因此,笔者进行了系统的回顾,并总结了近年来在土壤-植物系统中MNPs的转运和转化方面的研究进展:(1)MNPs首先吸附在植物的根部或叶片,再通过质外体或共质体途径向植物内部转移,由木质部和韧皮部组成的维管系统进行转运;(2)根际分泌物以及植物体内的蛋白质与还原性酸等对MNPs在植物中的生物转化起到重要作用;(3)复杂的环境(如粒子的种类大小、表面电荷、植物种类及根际/叶际微生物、病害等生理因素等)能够影响植物对MNPs转运及其形态转化。

虽然目前的研究已经取得了一些关于MNPs在植物体内转运和转化途径的进展,但在充分解决土壤-植物系统中MNPs的转运和转化机制方面仍然存在挑战。特别是以下问题需要进一步研究:

(1)植物对MNPs的吸收机制和转运途径的详细机理:例如除了利用病害和植物体损伤,MNPs如何穿透根或叶的角质层;在植物体内积累和转化的MNPs的具体位置;是否有器官功能或特殊的酶来帮助MNPs移位或转化;需要更直接的证据来支持植物中MNPs的质外体和共体运输途径。

(2)在土壤-植物系统中,除了原有的MNPs外,环境中MNPs的转化产物的吸收、积累和生物有效性还需研究。

(3)MNPs在植物中的生物转化途径和影响因素;如MNPs的化学组成、大小和表面涂层等特性决定了它们的植物生物利用度,因此强烈建议对这些特征进行综合分析。

金属纳米粒子和植物之间的相互作用是一个高度交叉的领域,这些问题的解决将为人们更好地理解植物对纳米金属粒子的转运和转化机制,从而为金属纳米粒子污染土壤的生态环境治理和人类健康提供参考依据。

参考文献

[1] SEKOU K D, PATEL H. A review on the interaction between nanoparticles and toxic metals in soil: meta-analysis of their effects on soil, plants and human health [J]. Soil & Sediment Contamination, 2023, 32(4): 417-447.

[2] BUNDSCHUH M, FILSER J, LUDERWALD S, et al. Nanoparticles in the environment: where do we come from, where do we go to? [J]. Environmental Sciences Europe, 2018, 30(6): 2-17.

[3] 齐明阳, 王秀峰, 冯文博, 等. 不同纳米材料在纳米肥料上的应用研究进展 [J]. 肥料与健康, 2023, 50(2): 1-5.

[4] 李晶,郭亮,崔海信,等. 纳米农药在植物中的吸收转运研究进展 [J]. 植物学报, 2020, 55(4): 513-528.

[5] 杨新萍, 赵方杰. 植物对纳米颗粒的吸收、转运及毒性效应 [J]. 环境科学, 2013, 34(11): 4495-4502.

[6] LOUGH T J, LUCAS W J. Integrative plant biology: role of phloem long-distance macromolecular trafficking [J]. Annual Review of Plant Biology, 2006, 57: 203-232.

[7] DIETZ K J, HERTH S. Plant nanotoxicology [J]. Trends in Plant Science, 2012, 17(3): 180-187.

[8] ROPPOLO D, DE RYBEL B, TENDON V D, et al. A novel protein family mediates Casparian strip formation in the endodermis [J]. Nature, 2011, 473(7347): 380-383.

[9] SCHYMURA S, FRICKE T, HILDEBRAND H, et al. Elucidating the role of dissolution in CeO_2 nanoparticle plant uptake by smart radiolabeling [J]. Angewandte Chemie International Edition, 2017, 56(26): 7411-7414.

[10] LÜ J, ZHANG S, LUO L, et al. Accumulation, speciation and uptake pathway of ZnO nanoparticles in maize [J]. Environmental Science: Nano, 2015, 2(1): 68-77.

[11] LUU D T, MAUREL C. Aquaporins in a challenging environment: molecular gears for adjusting plant water status [J]. Plant, Cell Environment, 2005, 28(1): 85-96.

[12] 周思雨, 唐文慧, 赵大球, 等. 芍药水通道蛋白基因PIP2-2片段的克隆与表达分析 [J]. 分子植物育种, 2017, 15(3): 800-804.

[13] WONG M H, MISRA R, GIRALDO J P, et al. Lipid exchange envelope penetration (LEEP) of nanoparticles for plant engineering: a universal localization mechanism [J]. Nano Letters, 2016, 16(2): 1161-1172.

[14] ONELLI E, PRESCIANOTTO-BASCHONG C,

CACCIANIGA M, et al. Clathrin-dependent and independent endocytic pathways in tobacco protoplasts revealed by labelling with charged nanogold [J]. Journal of Experimental Botany, 2008, 59(11): 3051-3068.

[15] ZAMBRYSKI P, CRAWFORD K. Plasmodesmata: gatekeepers for cell-to-cell transport of developmental signals in plants [J]. Annual Review of Cell Developmental Biology, 2000, 16(1): 393-421.

[16] LUCAS W J. Plasmodesmata: intercellular channels for macromolecular transport in plants [J]. Current Opinion in Cell Biology, 1995, 7(5): 673-680.

[17] GEISLER-LEE J, WANG Q, YAO Y, et al. Phytotoxicity, accumulation and transport of silver nanoparticles by Arabidopsis thaliana [J]. Nanotoxicology, 2013, 7(3): 323-337.

[18] ZHAI G, WALTERS K S, PEATE D W, et al. Transport of gold nanoparticles through plasmodesmata and precipitation of gold ions in woody poplar [J]. Environmental Science & Technology Letters, 2014, 1(2): 146-151.

[19] WANG W N, TARAFDAR J C, BISWAS P. Nanoparticle synthesis and delivery by an aerosol route for watermelon plant foliar uptake [J]. Journal of Nanoparticle Research, 2013, 15: 1-13.

[20] HONG J, PERALTA-VIDEA J R, RICO C, et al. Evidence of translocation and physiological impacts of foliar applied CeO_2 nanoparticles on cucumber (Cucumis sativus) plants [J]. Environmental Science & Technology, 2014, 48(8): 4376-4385.

[21] CHEN H. Metal based nanoparticles in agricultural system: behavior, transport, and interaction with plants [J]. Chemical Speciation & Bioavailability, 2018, 30(1): 123-134.

[22] SESHADRI B, BOLAN N S, NAIDU R. Rhizosphere-induced heavy metal (loid) transformation in relation to bioavailability and remediation [J]. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 2015, 15(2): 524-548.

[23] RICO C M, JOHNSON M G, MARCUS M A. Cerium oxide nanoparticles transformation at the root-soil interface of barley (*Hordeum vulgare* L.) [J]. Environmental Science-Nano, 2018, 5(8): 1807-1812.

[24] ZHALNINA K, LOUIE K B, HAO Z, et al. Dynamic root exudate chemistry and microbial substrate preferences drive patterns in rhizosphere microbial community assembly [J]. Nature Microbiology, 2018, 3(4): 470-480.

[25] LIN D H, XING B S. Root uptake and phytotoxicity of ZnO nanoparticles [J]. Environmental Science & Technology, 2008, 42(15): 5580-5585.

[26] ZHANG P, MA Y, ZHANG Z, et al. Biotransformation of ceria nanoparticles in cucumber plants [J]. ACS Nano, 2012, 6(11): 9943-9950.

[27] ERIKSSON P, TAL A A, SKALLBERG A, et al. Cerium oxide nanoparticles with antioxidant capabilities and gadolinium integration for MRI contrast enhancement [J]. Scientific Reports, 2018, 8(1): 6999.

[28] SERVIN A D, DE LA TORRE-ROCHE R, CASTILLO-MICHEL H, et al. Exposure of agricultural crops to nanoparticle CeO_2 in biochar-amended soil [J]. Plant Physiology Biochemistry, 2017, 110: 147-157.

[29] SHARMA N C, SAHI S V, NATH S, et al. Synthesis of plant-mediated gold nanoparticles and catalytic role of biomatrix-embedded nanomaterials [J]. Environmental Science & Technology, 2007, 41(14): 5137-5142.

[30] MILOSEVIC A, ROMEO D, WICK P. Understanding nanomaterial biotransformation: an unmet challenge to achieving predictive nanotoxicology [J]. Small, 2020, 16(36): 1907650.

[31] WANG Y, DENG C, ELMER W H, et al. Therapeutic delivery of nanoscale sulfur to suppress disease in tomatoes: in vitro imaging and orthogonal mechanistic investigation [J]. ACS Nano, 2022, 16(7): 11204-11217.

[32] GALLO V, ZAPPETTINI A, VILLANI M, et al. Comparative analysis of proteins regulated during cadmium sulfide quantum dots response in Arabidopsis thaliana wild type and tolerant mutants [J]. Nanomaterials, 2021, 11(3): 615.

[33] RUOTOLO R, MAESTRI E, PAGANO L, et al. Plant response to metal-containing engineered nanomaterials: an omics-based perspective [J]. Environmental Science & Technology, 2018, 52(5): 2451-2467.

[34] ALI S, RIZWAN M, HUSSAIN A, et al. Silicon nanoparticles enhanced the growth and reduced the cadmium accumulation in grains of wheat (*Triticum aestivum* L.) [J]. Plant Physiology and Biochemistry, 2019, 140: 1-8.

[35] ZHAO L J, HUANG Y X, ZHOU H J, et al. GC-TOF-MS based metabolomics and ICP-MS based metallomics of cucumber (cucumis sativus) fruits reveal alteration of metabolites profile and biological pathway disruption induced by nano copper [J]. Environmental Science: Nano, 2016, 3(5): 1114-1123.

(下转第183页)