

中文核公期刊/CSCD

请通过网上投稿系统投稿 网址:http://www.aes.org.cn

二氧化钛纳米颗粒对大豆根部吸收芘的影响

马晓玥, 袁彬彬, 方国东, 高娟, 周东美

引用本文:

马晓玥, 袁彬彬, 方国东, 等. 二氧化钛纳米颗粒对大豆根部吸收芘的影响[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(12): 2719-2725.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0484

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

黑麦草根系分泌物氨基酸组分对PAHs胁迫的响应

胡芳雨, 孟凡波, 张闻, 高永超, 郑立稳 农业环境科学学报. 2020, 39(9): 1937-1945 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0414

沉积物中人工纳米颗粒对BDE-47生态毒性的影响

龚双姣, 王萌, 龙奕, 刘珊珊, 田斌, 马陶武 农业环境科学学报. 2015, 34(11): 2089-2096 https://doi.org/10.11654/jaes.2015.11.008

不同来源腐植酸对二氧化钛纳米颗粒的聚凝行为的影响

张华,赵天慧,方梦园,赵晓丽,汤智 农业环境科学学报. 2019, 38(10): 2403-2411 https://doi.org/10.11654/jaes.2019-0436

AgNP叶面和根系暴露对大豆(Glycine max L. xudou16)吸收及转运的影响

陈院真,司友斌,党菲,李敏,周东美 农业环境科学学报.2016,35(12):2285-2291 https://doi.org/10.11654/jaes.2016-0912

玉米-大豆不同宽幅间作对大豆光合特性及群体产量的影响 王雅梅,许彦骁,王亚露,李静,张海芳,杨殿林,赵建宁,轩清霞 农业环境科学学报.2020,39(11):2587-2595 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0348



关注微信公众号,获得更多资讯信息

马晓玥, 袁彬彬, 方国东, 等. 二氧化钛纳米颗粒对大豆根部吸收芘的影响[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(12): 2719-2725. MA Xiao-yue, YUAN Bin-bin, FANG Guo-dong, et al. Effect of titanium dioxide nanoparticles on the uptake of pyrene by soybean (*Glycine max* L.) roots[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(12): 2719-2725.



二氧化钛纳米颗粒对大豆根部吸收芘的影响

马晓玥^{1,2},袁彬彬^{1,2},方国东¹,高娟¹,周东美^{1*}

(1.中国科学院南京土壤研究所,南京 210008;2.中国科学院大学,北京 100864)

摘 要:为研究纳米颗粒(NPs)对植物根部吸收与累积多环芳烃(PAHs)的影响,分别选择TiO₂NPs、花作为NPs和PAHs的代表, 对大豆植株根部进行不同的处理。结果表明:花的存在使大豆根部钛含量增加了82.3%,但TiO₂NPs的添加显著抑制了大豆根部 对花的吸收与累积,使大豆根部花的累积量降低了97.1%;在花的胁迫下,TiO₂NPs的存在未能减轻大豆根部的脂质过氧化作用, 对大豆根部的超氧化物歧化酶(SOD)活性没有显著影响,而显著减少了大豆根部谷胱甘肽(GSH)的含量。 关键词:二氧化钛纳米颗粒;花;大豆;吸收;抗氧化作用 **中图分类号:**X173 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2020)12-2719-07 doi:10.11654/jaes.2020-0484

Effect of titanium dioxide nanoparticles on the uptake of pyrene by soybean (Glycine max L.) roots

MA Xiao-yue^{1,2}, YUAN Bin-bin^{1,2}, FANG Guo-dong¹, GAO Juan¹, ZHOU Dong-mei^{1*}

(1. Institute of Soil Science, Chinese Academy of Science, Nanjing 210008, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100864, China)

Abstract: Nanoparticles (NPs) have excellent physicochemical properties, but research on the effect of NPs on the uptake and accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by plant roots is still limited. In this study, the roots of soybean were exposed to TiO_2 NPs and pyrene, which were selected as the representative NPs and PAHs, respectively, or both. The results showed that the content of Ti ions in soybean roots increased by 82.3% in the presence of pyrene, but the addition of TiO_2 NPs significantly inhibited the uptake and accumulation of pyrene by soybean roots, and hence, the accumulation of pyrene in soybean roots decreased by 97.1%. Under pyrene stress, the presence of TiO_2 NPs did not reduce the lipid peroxidation of soybean roots and had no significant effect on the activity of superoxide dismutase(SOD), but significantly reduced the content of glutathione(GSH) in soybean roots. This study provides a theoretical basis for understanding inhibition of the uptake of PAHs by plants and provides a new idea for safe production of agricultural products. **Keywords**: titanium dioxide nanoparticles; pyrene; soybean; uptake; antioxidation

多环芳烃(PAHs)由于其致癌、致畸、致突变、生物蓄积和远距离运输等特性,在1977年被美国环境保护署列为优先控制污染物^[1]。自然过程和人为活动产生的PAHs会通过大气沉降(湿法或干法)、污水灌溉和污泥施肥等多种途径进入土壤^[2]。PAHs作为一大类持久性有机污染物,具有的脂溶性、疏水性和

抗降解性,导致其在土壤环境中大量残留^[3]。2014年 调查显示,我国土壤中PAHs的点位超标率高达 1.4%^[4]。有文献报道,南京、上海、台州、珠江三角洲、 北京、长春和西安等地的土壤中PAHs含量超过1000 μg·kg⁻¹,呈超重度污染状况^[5]。植物会通过根部吸收 土壤中的PAHs,并将其转移到其他组织部位^[6],因此

收稿日期:2020-04-28 录用日期:2020-08-14

作者简介:马晓玥(1994—),女,河南三门峡人,硕士研究生,研究方向为土壤化学。E-mail:mxy@issas.ac.cn

^{*}通信作者:周东美 E-mail:dmzhou@issas.ac.cn

基金项目:国家重点研发计划项目(2017YFA0207000)

Project supported: National Key R&D Program of China(2017YFA0207000)

土壤生态系统的状况直接关系到全球的粮食安全。 经调查,我国南部地区废水灌溉的土壤上种植的可食 蔬菜含有的PAHs浓度范围在158~995 μg·kg⁻¹(16种 PAHs的总浓度)^[7]。含有PAHs的植物可能会被人类 直接摄食^[8],或被昆虫、家禽等动物食用进入到下一 营养级,进而在食物网中累积,随后逐渐进入到肉制 品或乳制品中,最终间接地通过摄食途径进入人体, 从而对人体健康造成巨大的潜在威胁^[9]。

截至2011年3月,销售市场上已有1300多种含 纳米技术的产品,如医疗设备、化妆品、食品包装、环 境修复剂等[10-12]。从原材料的生产到产品的制造,再 到产品的使用和废弃,工程纳米材料在其整个生命周 期中都不可避免地被大量释放到土壤环境中[13-15]。 同时由于纳米材料(NMs)具有尺寸依赖性、比表面积 大和光学性能独特的性质,而在植物保护和营养方面 具有广阔的应用前景,从而吸引了大量研究人员的关 注^[16]。例如,有研究显示,植物根部吸收培养介质中 的纳米颗粒(NPs)后表现出对自身生长有益的作用 (就改善根部生长而言)[17]。在土培实验中,纳米二氧化 钛(TiO₂ NPs)的施用促进了花生(Arachis hypogaea L.) 根部的伸长,增加了植株根部生物量[18]。但有研究人 员给小麦(Triticum aestivum L.)植株施加 500 mg·kg⁻¹ 的TiO₂ NPs 发现, TiO₂ NPs 对其生长状况没有影响, 却增加了其可食用部分的氨基酸含量^[19]。Zhang等^[20] 使用不同浓度的纳米铜(Cu NPs)处理小麦植株,发现 Cu NPs显著诱导了体内抗氧化剂(如脯氨酸)的合 成。然而多数研究都集中在NMs单独的利与弊或 有机污染物单独的毒理方面,关于它们联合的生物 学效应研究仍然十分有限[21-22]。有研究表明,添加 100 mg·L⁻¹ TiO₂ NPs 显著提高了被1 mg·L⁻¹ 四环素(TC) 污染的拟南芥(Arabidopsis thaliana L.)的鲜质量^[23]。 也有学者研究了镍/铁双金属纳米颗粒(Ni/Fe NPs)对 多溴联苯醚(PBDEs)在大白菜(Brassica pekinensis L.) 体内毒性的影响,发现Ni/Fe NPs的施用显著降低了 PBDEs 对植物的毒性^[24]。但 De La Torre-Roche 等^[25] 探究富勒烯纳米材料对1.1-双(对氯苯基)-2.2-二 氯乙烯(DDE)在西葫芦(Cucurbita pepo L.)、大豆(Gly*cine max* L.)和番茄(*Solanum lycopersicum* L.)体内累 积的影响时,却发现富勒烯纳米材料的存在显著增加 了植物对DDE的吸收与累积(30%~65%)。

虽然目前有关于纳米材料对作物吸收有机污染物(如DDE)影响的研究,但涉及PAHs的研究仍然有限。基于以上研究现状,本研究选用TiO₂ NPs(<100

农业环境科学学报 第39卷第12期

nm)作为纳米材料的代表,因为TiO₂NPs是目前使用 最广泛的纳米材料之一,特别是在农业、美容、医学和 抗菌剂方面,全球每年产量高达1×10⁷kg^[26-27];选择芘 作为代表性PAHs;选取大豆(*Glycine max*L.)作为粮 食作物的代表,从农产品的安全生产和保障人类健 康的角度出发,探究排放到土壤中或人为施用的 NMs是否可以抑制植物对PAHs的吸收与累积。

1 材料与方法

1.1 试验材料

纳米二氧化钛(TiO₂ NPs,纯度为99.0%,尺寸在 15~25 nm)购自南京先丰纳米材料科技有限公司;芘 (标准物质,难溶于水,易溶于有机试剂)购自上海阿 拉丁试剂有限公司;大豆种子购自南京明达种子有限 公司。

1.2 幼苗培养

选取一定量大小一致、外观无破损的大豆种子, 用去离子水浮选筛除瘪粒。使用0.2%次氯酸钠溶液 消毒 30 min,然后浸泡在去离子水中。24 h后,将大 豆种子均匀地置于底部铺有湿润滤纸的托盘中,放入 人工气候箱,在黑暗、25 ℃的条件下进行催芽。种子 发芽至2 cm左右,转移到去离子水中培养4 d。人工 气候箱的条件设置为:白天(光强为375 μmol·s⁻¹· m⁻²)25 ℃、16 h;夜晚(黑暗)20 ℃、8 h;相对空气湿度 为75%。

1.3 水培试验

选取生长状况较一致的大豆幼苗,先后转移到1/2 浓度及全浓度 Hoagland 营养液(H)中分别培养4 d。 接着用去离子水"饥饿处理"1 d,选取长势一致的大 豆植株,在茎基处剪去地上部,对完整的离体根进行 4 h 如下处理:(1)空白对照(HR),培养液中只有大豆 根部;(2)1 mg·L⁻¹芘溶液(HRP);(3)100 mg·L⁻¹ TiO₂ NPs 溶液(HRT);(4)1 mg·L⁻¹芘溶液+100 mg·L⁻¹ TiO₂ NPs溶液(HRPT)。所有处理各3个平行,均在包 裹有铝箔纸的玻璃烧杯中进行。处理所用的芘溶液 均用甲醇助溶(为避免甲醇对植物生长产生影响,培 养液中甲醇总浓度需低于0.1%),所有处理均含有等 量的甲醇溶液。暴露结束后,所有大豆根部用去离子 水冲洗干净,并在甲醇中浸泡30 s,再用去离子水洗 净,擦干水分,-20 ℃冷冻保存备用。

1.4 根部芘含量测定

取部分大豆根冷冻干燥,研磨至粉末,称取 0.1500g样品到40mL棕色玻璃瓶中,加10mL二氯

甲烷与正己烷的混合溶液(V:V=1:1),超声1h,收集 萃取液,共重复3次。准确量取20mL萃取液旋蒸浓 缩至少于1mL,用混合溶液定容至2mL。取0.5mL 浓缩液至已活化的SPE小柱进行纯化(SPE小柱从下 向上分别填充有:垫片、0.5g无水硫酸钠、1.0g硅胶、 1.0g无水硫酸钠、垫片。SPE小柱活化流程为:向柱 中依次加入10mL二氯甲烷、5mL正己烷),用10mL 混合溶液进行洗脱。将收集到的洗脱液再次进行旋 蒸浓缩,用二氯甲烷定容至2mL,再过0.22μm有机 滤头,采用气相质谱(GC-MS,GC-MS 2020,日本岛 津)进行测定。

GC-MS测样条件:气相色谱仪使用 Rt-max5(30 m×0.25 mm×0.25 μm)气相毛细管柱。进样口温度为 250 ℃,进样体积为1 μL,采用不分流进样方式。载 气为高纯氦气(99.999%)。程序升温:初始温度 60 ℃,保持1 min,再以 10 ℃·min⁻¹升温至 280 ℃,保 持 2 min。溶剂延迟 5 min,离子化方式为电子轰击 (EI),离子化能量为70 eV,扫描模式选择 SIM模式。

1.5 根部钛元素含量测定

取部分大豆根在70℃下烘干至恒质量,在常温 下加入6 mL 65% HNO₃和2 mL H₂O₂混合溶液消解 24 h,再在280℃电热板上消解约6 h 至1 mL左右,且 控制溶液澄清。用2% HNO₃将消解液转移并定容至 10 mL,过0.45 µm水系滤头,采用电感耦合等离子体 质谱(ICP-MS, Agilent 8800x,美国)测定溶液中钛离 子的浓度。使用植物标准样品(紫菜, GBW10020,中 国地质科学院地球物理化学勘查研究所,中国)作为 质控样同时进行消解测定。

ICP-MS测样条件:仪器功率为1550W,设置雾 化气流量为1.0L·min⁻¹,冷却气流量为14.0L·min⁻¹, 辅助气流量为0.8L·min⁻¹,样品提升量为4.0L·min⁻¹, 每次采样深度为7.8mm,重复采样3次。

1.6 根部生理指标测定

收集处理后的大豆根部,用去离子水冲洗干净, 擦干水分后,按照质量(g):体积(mL)=1:9的比例加 入匀浆介质,在冰水浴条件下制备组织匀浆液。采 用黄嘌呤氧化酶法(NBT法)测定超氧化物歧化酶 (Superoxide Dismutase,SOD)活力(U·g⁻¹),以每克组 织在1mL反应液中将NBT还原50%为一个活力单 位;采用硫代巴比妥酸比色法(TBA法)测定丙二醛 (Malondialdehyde,MDA)含量(nmol·g⁻¹);采用二硫代 二硝基苯甲酸显色法(DTAB法)测定还原型谷胱甘 肽(Reduced glutathione,GSH)含量(µmol·g⁻¹prot)^[20]。

1.7 统计分析

使用 Excel 2016、SPSS 17.0 和 Origin 8.0 软件对试 验数据进行处理、绘图;使用单因素方差分析(One-way ANOVA)确定各处理之间的差异显著性,然后用 Duncan 法进行多重比较检验(α=0.05)。

2 结果与讨论

2.1 大豆根部对钛的吸收

在没有添加TiO₂NPs的处理中,大豆根部的钛含 量都非常低,说明测试仪器运行稳定。单独添加 TiO₂ NPs时,大豆根部钛含量为320 mg·kg⁻¹。由于培 养液中钛离子含量很低,在μg·kg⁻¹数量级,并且在处 理过程中浓度稳定(图1),可见植物中的钛元素主要 来源于根部对TiO₂ NPs的直接吸收。有文献利用双 稳定同位素示踪法研究水稻对 Ag NPs 的吸收与转化 时,在植物体内检测到了Ag NPs,暗示了水稻根部直 接摄取 Ag NPs 的可能性^[28]。也有利用同步辐射显微 X射线荧光技术来研究小麦植物组织中NPs的分布, 并通过透射电镜对其进行观察,发现TiO₂NPs在根中 积累并通过整个植物组织分布,没有溶解或晶体相修 饰[29]。通过电子显微镜、单粒子电感耦合等离子体质 谱仪(sp-ICP-MS)来研究水稻对TiO₂ NPs的吸收时 发现,5 mg·L⁻¹和50 mg·L⁻¹浓度下TiO₂ NPs的总元素 分析结果与电镜结果一致,表明TiO₂NPs会被吸收到 植物根中^[30]。相比于TiO₂NPs处理,花+TiO₂NPs处理 下大豆根部的钛含量增加了82.3%(图2),说明PAHs 会影响植物对TiO2 NPs的吸收与累积。这有可能是 因为芘的加入改变了TiO₂NPs的表面电荷,使其更易 被细胞表面固定,从而更多地进入到植物体内[31]。但 尚未有明确的手段验证该现象,其产生的具体原因有 待进一步探究。

2.2 大豆根部芘的含量

图 3 为不同处理大豆根部的花含量。没有添加 花的处理在大豆根部检测到了花的存在,有可能是因 为植物本身会生成一些内源性 PAHs^[32],也有可能是 仪器自带的系统误差,没有办法做到绝对零含量检 测。但是相比其他处理而言,其含量非常低,可以忽 略不计。与空白对照相比,单独花处理的大豆根部含 有 27.8 mg·kg⁻¹的花,可见大豆植株的根部确实会吸 收 PAHs,并将其累积在根部组织中。Dupuy等^[33]对玉 米根部进行菲暴露,利用荧光显微镜观察玉米根部的 微观结构,发现了菲的存在。本实验结果验证了 PAHs确实会进入植物体内,进而累积在食物网中,对





Figure 1 The change of titanium ion concentration in culture medium with time





人体健康造成潜在的风险^[34]。有文献报道 PAHs 通过 植株的蒸腾拉力经由木质部向地上部迁移^[35]。但结 合该试验中去除了大豆植株的地上部分,一定程度上 说明蒸腾拉力并不是植物根部吸收 PAHs 的唯一动 力。Zhan等^[36]也研究发现,植物可以通过形成 PAHs/ 氢质子同向转运体的形式实现对 PAHs 的主动吸收。

在花和TiO₂ NPs共存的处理下,大豆根部芘含量为0.8 mg·kg⁻¹。可见当大豆根部受芘污染时,TiO₂ NPs的添加使得芘含量降低了97.1%,并且与只有芘的处理相比呈现出显著差异。说明TiO₂ NPs的存在可以减少大豆根部对PAHs的吸收与累积。有文献报道,TiO₂ NPs会吸附固定环境中的PAHs,比如菲^[37]。也有文献报道,AgNPs(柠檬酸盐包覆)会吸附重金属污染物形成大的配合物,从而降低污染物的生物利用度,并抑制其在水蚤中的生物蓄积性。本研究结果的原因可能是出现了"特洛伊木马效应",即培养液中的



Figure 3 Pyrene content in soybean root under different treatments

部分芘会被TiO₂ NPs 所吸附, 而吸附过程通过形成 NPs-污染物复合物在短时间内(4h)缓解了污染物在 生物体内的进入和运输^[38]; 也有可能是TiO₂ NPs 的存 在破坏了芘进入植物体内的通道, 从而抑制了植物根 部对芘的吸收。

2.3 大豆根部的脂质过氧化

生物体暴露于外部刺激(如污染胁迫)时,会产生 过量的活性氧物质(ROS),这可能会扰乱生物体的内 在平衡并引起氧化应激反应,导致毒性效应[39-40]。 MDA 作为脂质过氧化的细胞毒性产物通常被看作是 ROS产生与细胞损伤严重程度的衡量指标[41]。暴露 于芘、TiO2 NPs、芘+TiO2 NPs的大豆,其根部 MDA含 量分别高出空白对照317.6%、64.7%、288.2%(图4)。 TiO₂ NPs处理与空白对照之间没有显著差异,可以认 为TiO2 NPs在该试验条件下对大豆根部没有毒性。 但是有芘存在的处理与其他处理之间呈现显著差异, 可见芘的存在促进了ROS的产生,说明芘对大豆根 部细胞的脂质化破坏程度显著。花+TiO2 NPs处理增 加的 MDA 含量少于两个单独处理下的增加量之和, 可见芘和TiO₂ NPs 对大豆根部细胞的脂质过氧化有 拮抗作用。与芘处理相比,芘+TiO2 NPs处理 MDA含 量降低,说明TiO₂ NPs的存在可能会缓解芘对大豆根 部的损伤。试验结果没有显著性差异,可能是试验浓 度限制了TiO₂ NPs的能力。De La Torre-Roche 等^[42] 发现,大豆根部受DDE暴露时,Ag NPs的添加没有引 起 MDA 含量的增加。而且 Ma 等³¹¹通过研究发现 TiO₂ NPs可以显著减缓水稻根部的氧化应激反应。

2.4 大豆根部的抗氧化系统

植物体内的ROS可以被SOD通过歧化作用转化 为过氧化氢(H₂O₂)和分子氧(O₂),这是对过量ROS的



图4 不同处理大豆根部的 MDA 含量



第一道防御,也是最重要的抗氧化途径^[43]。如图5,与 空白对照(HR)相比,HRP、HRT、HRPT处理大豆根部 的SOD酶活性分别降低了87.2、223.7、64.4 U·g⁻¹,可 见无论是单独的花、TiO₂ NPs还是芘和TiO₂ NPs共存 都抑制了SOD的活性。其中TiO₂ NPs处理与其他处 理间呈现出显著差异,但TiO₂ NPs处理与其他处 理间呈现出显著差异,但TiO₂ NPs处理的MDA含量 与空白对照相比没有显著差异,说明TiO₂ NPs有可能 是通过提高抗氧化酶活性来保护植物根部的。有研 究表明,TiO₂ NPs可以增加黄瓜植株内的过氧化氢酶 活性^[27]。当大豆根部受芘污染时,TiO₂ NPs的添加对 SOD活力的提高没有显著作用,可能是TiO₂ NPs的试 验浓度不够高,效果不明显。TiO₂ NPs是否可以用来 保护植物免受芘的胁迫需要进一步设置系列浓度来 探究。

当植物受到外界胁迫时,体内产生的ROS除了 被酶促反应清除以外,也有以GSH为代表的非酶促 反应起作用^[44]。当ROS诱导产生氧化损伤时,为了保 持细胞的正常状态,GSH充当质子供体,清除ROS并被 氧化成二硫化物形式^[45]。与空白对照相比,TiO₂NPs 处理对大豆根部GSH含量没有显著影响,但单独芘处





理显著增加了GSH含量(图6),说明刺激大豆根部产 生GSH的程度为花>TiO₂NPs。有文献报道,烟草受 Cd胁迫时,GSH的含量呈增加趋势^[44]。Ma等^[46]发现 Ag NPs会通过增加海甘蓝中GSH的含量来降低植物 毒性。虽然花刺激了大豆根部中GSH的生成,但是单 独花处理下,大豆根部的MDA含量显著增加,说明该 试验条件在清除ROS的过程中其他抗氧化物质的能 力十分有限。花+TiO₂NPs同时处理下,其GSH含量 与花处理相比显著降低,可见TiO₂NPs的存在可以明 显抑制花引发大豆根部的非酶促反应,说明对于GSH 的生成,两者之间存在拮抗作用。



图6 不同处理大豆根部的GSH含量



3 结论

大豆根部的钛主要来源于对TiO₂ NPs的直接吸收,蒸腾作用并不是大豆吸收 PAHs的唯一动力。 PAHs会促进植物根部对TiO₂ NPs的吸收与累积。但 TiO₂ NPs的添加使大豆根部芯含量降低了 97.1%,说 明TiO₂ NPs的存在可以显著减少大豆根部对 PAHs的 吸收与累积。TiO₂ NPs在本试验条件下对大豆根部 没有毒性,但芘的存在促使了 ROS的产生,对大豆根 部细胞的脂质化破坏程度显著。TiO₂ NPs的存在会 缓解芘对大豆根部损伤,抑制大豆根部的 SOD 活性。 芘处理显著刺激了大豆根部 GSH 的生成,而 MDA 含 量显著增加,可见本试验条件下其他抗氧化物质的能 力十分有限。TiO₂ NPs的存在可以明显抑制芘引发 大豆根部的非酶促反应,两者对 GSH 的生成存在拮 抗作用。

参考文献:

Gan S, Lau E V, Ng H K, Remediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)[J]. Journal of Hazardous Materi-

农业环境科学学报 第39卷第12期

als, 2009, 172(2/3):532-549.

- [2] Duan L, Naidu R, Thavamani P, et al. Managing long-term polycyclic aromatic hydrocarbon contaminated soils: A risk-based approach[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2015, 22 (12):8927-8941.
- [3] Wild S R, Jones K C. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the united kingdom environment: A preliminary source inventory and budget[J]. *Environmental Pollution*, 1995, 88(1):91–108.
- [4] 环境保护,国土资源部.全国土壤污染状况调查公报(2014年4月17日)[R].环境教育,2014(6):8-10.
 Ministry of Environmental Protection, Ministry of Land and Resources.
 Bulletin of national survey of soil pollution (April 17, 2014)[J]. Environmental Education, 2014(6):8-10.
- [5] Sun J, Pan L, Tsang D C W, et al. Organic contamination and remediation in the agricultural soils of China: A critical review[J]. Science of the Total Environment, 2018, 615:724-740.
- [6] Zhan X, Zhu M, Shen Y, et al. Apoplastic and symplastic uptake of phenanthrene in wheat roots[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 233: 331-339.
- [7] Wang Y C, Qiao M, Liu Y X, et al. Comparison of polycyclic aromatic hydrocarbon uptake pathways and risk assessment of vegetables from waste water irrigated areas in northern China[J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 2011, 13(2):433-439.
- [8] Paris A, Ledauphin J, Poinot P, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in fruits and vegetables: Origin, analysis, and occurrence[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 234:96–106.
- [9] Mollea C, Bosco F, Ruggeri B. Fungal biodegradation of naphthalene: Microcosms studies[J]. Chemosphere, 2005, 60(5):636-643.
- [10] Lead J R, Batley G E, Alvarez P J J, et al. Nanomaterials in the environment: behavior, fate, bioavailability, and effects an updated review
 [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2018, 37 (8): 2029–2063.
- [11] Peralta-Videa J R, Zhao L, Lopez-Moreno M L, et al. Nanomaterials and the environment: A review for the biennium 2008—2010[J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 186(1):1-15.
- [12] Roco M C. Environmentally responsible development of nanotechnology[J]. Environmental Science & Technology, 2005, 39 (5) : 106A– 112A.
- [13] Sun T Y, Gottschalk F, Hungerbuhler K, et al. Comprehensive probabilistic modelling of environmental emissions of engineered nanomaterials[J]. *Environmental Pollution*, 2014, 185:69–76.
- [14] Kahru A, Dubourguier H C. From ecotoxicology to nanoecotoxicology
 [J]. *Toxicology*, 2010, 269(2/3):105-119.
- [15] Wu B, Zhu L, Le X C. Metabolomics analysis of TiO₂ nanoparticles induced toxicological effects on rice (*Oryza sativa* L.)[J]. *Environmental Pollution*, 2017, 230:302–310.
- [16] Du W, Gardea-Torresdey J L, Ji R, et al. Physiological and biochemical changes imposed by CeO₂ nanoparticles on wheat: A life cycle field study[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(19): 11884-11893.
- [17] Timmusk S, Seisenbaeva G, Behers L. Titania (TiO2) nanoparticles

enhance the performance of growth-promoting rhizobacteria[J]. Scientific Reports, 2018, 8:617.

- [18] Rui M, Ma C, White J C, et al. Metal oxide nanoparticles alter peanut (Arachis hypogaea L.) physiological response and reduce nutritional quality: A life cycle study[J]. Environmental Science: Nano, 2018, 5 (9):2088-2102.
- [19] Wang Y, Jiang F, Ma C, et al. Effect of metal oxide nanoparticles on amino acids in wheat grains (*Triticum aestivum* L.) in a life cycle study[J]. Journal of Environmental Management, 2019, 241:319–327.
- [20] Zhang Z, Ke M, Qu Q, et al. Impact of copper nanoparticles and ionic copper exposure on wheat (*Triticum aestivum* L.) root morphology and antioxidant response[J]. *Environmental Pollution*, 2018, 239: 689– 697.
- [21] Miralles P, Johnson E, Church T L, et al. Multiwalled carbon nanotubes in alfalfa and wheat: Toxicology and uptake[J]. Journal of the Royal Society, Interface, 2012, 9(77):3514-3527.
- [22] Pradhan S, Mailapalli D R. Interaction of engineered nanoparticles with the agri-environment[J]. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 2017, 65(38):8279-8294.
- [23] Liu H, Ma C, Chen G, et al. Titanium dioxide nanoparticles alleviate tetracycline toxicity to Arabidopsis thaliana (L.) [J]. ACS Sustainable Chemistry & Engineering, 2017, 5(4):3204–3213.
- [24] Wu J, Xie Y, Fang Z, et al. Effects of Ni/Fe bimetallic nanoparticles on phytotoxicity and translocation of polybrominated diphenyl ethers in contaminated soil[J]. *Chemosphere*, 2016, 162:235–242.
- [25] De La Torre-Roche R, Hawthorne J, Deng Y, et al. Fullerene enhanced accumulation of p, p'-DDE in agricultural crop species[J]. Environmental Science & Technology, 2012, 46(17):9315-9323.
- [26] Du W, Sun Y, Ji R, et al. TiO₂ and ZnO nanoparticles negatively affect wheat growth and soil enzyme activities in agricultural soil[J]. *Journal of Environmental Monitoring*, 2011, 13(4):822-828.
- [27] Servin A D, Morales M I, Castillo-Michel H, et al. Synchrotron verification of TiO₂ accumulation in cucumber fruit: A possible pathway of TiO₂ nanoparticle transfer from soil into the food chain[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(20):11592-11598.
- [28] Yang Q, Shan W, Hu L, et al. Uptake and transformation of silver nanoparticles and ions by rice plants revealed by dual stable isotope tracing[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53 (2): 625– 633.
- [29] Larue C, Laurette J, Herlin-Boime N, et al. Accumulation, translocation and impact of TiO₂ nanoparticles in wheat(*Triticum aestivum* L.): Influence of diameter and crystal phase[J]. Science of the Total Environment, 2012, 431:197-208.
- [30] Deng Y, Petersen E J, Challis K E, et al. Multiple method analysis of TiO₂ nanoparticle uptake in rice (*Oryza sativa* L.) plants[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(18):10615-10623.
- [31] Ma C, Liu H, Chen G, et al. Effects of titanium oxide nanoparticles on tetracycline accumulation and toxicity in *Oryza sativa*(L.)[J]. *Environmental Science*: Nano, 2017, 4(9):1827–1839.
- [32] 包贞, 潘志彦, 杨晔, 等. 环境中多环芳烃的分布及降解[J]. 浙江工业大学学报, 2003(5):58-63, 74.

2020年12月 马晓玥,等:二氧化钛纳米颗粒对大豆根部吸收芘的影响

BAO Zhen, PAN Zhi-yan, YANG Ye, et al. The distribution and decomposition of PAHs in the environment[J]. *Journal of Zhejiang University of Technology*, 2003(5):58–63, 74.

- [33] Dupuy J, Leglize P, Vincent Q, et al. Effect and localization of phenanthrene in maize roots[J]. Chemosphere, 2016, 149:130–136.
- [34] Chen T B, Zheng Y M, Lei M, et al. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China[J]. *Chemosphere*, 2005, 60(4):542–551.
- [35] Ling W, Zhu L, Gao Y, et al. Root uptake and its prediction model of pahs from soils[J]. Acta Ecologica Sinica, 2005, 25(9):2320-2325.
- [36] Zhan X, Yi X, Yue L, et al. Cytoplasmic pH-stat during phenanthrene uptake by wheat roots: A mechanistic consideration[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(10):6037–6044.
- [37] Tian S, Zhang Y, Song C, et al. Titanium dioxide nanoparticles as carrier facilitate bioaccumulation of phenanthrene in marine bivalve, ark shell(*Scapharca subcrenata*)[J]. *Environmental Pollution*, 2014, 192: 59–64.
- [38] Limbach L K, Wick P, Manser P, et al. Exposure of engineered nanoparticles to human lung epithelial cells: Influence of chemical composition and catalytic activity on oxidative stress[J]. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(11):4158-4163.
- [39] Finkel T, Holbrook N J. Oxidants, oxidative stress and the biology of ageing[J]. *Nature*, 2000, 408(6809):239-247.
- [40] Shin S Y, Kim I S, Kim Y H, et al. Scavenging reactive oxygen spe-

cies by rice dehydroascorbate reductase alleviates oxidative stresses in escherichia coli[J]. *Molecules and Cells*, 2008, 26(6):616-620.

- [41] Tripathi B N, Mehta S K, Amar A, et al. Oxidative stress in Scenedesmus sp. during short - and long-term exposure to Cu²⁺ and Zn²⁺[J]. Chemosphere, 2006, 62(4):538-544.
- [42] De La Torre-Roche R, Hawthorne J, Musante C, et al. Impact of Ag nanoparticle exposure on p, p'-DDE bioaccumulation by *Cucurbita* pepo (zucchini) and *Glycine max*(soybean)[J]. *Environmental Science* & Technology, 2013, 47(2):718-725.
- [43] Sairam R K, Srivastava G C. Changes in antioxidant activity in subcellular fractions of tolerant and susceptible wheat genotypes in response to long term salt stress[J]. *Plant Science*, 2002, 162(6): 897– 904.
- [44] Mishra S, Srivastava S, Tripathi R D, et al. Phytochelatin synthesis and response of antioxidants during cadmium stress in *Bacopa monnieri* L.[J]. *Plant Physiology and Biochemistry*, 2006, 44(1):25–37.
- [45] Yang J, Cao W, Rui Y. Interactions between nanoparticles and plants: Phytotoxicity and defense mechanisms[J]. *Journal of Plant Interactions*, 2017, 12(1):158–169.
- [46] Ma C, Chhikara S, Minocha R, et al. Reduced silver nanoparticle phytotoxicity in Crambe abyssinica with enhanced glutathione production by overexpressing bacterial gamma-glutamylcysteine synthase[J]. *Environmental Science & Technology*, 2015, 49(16):10117-10126.