

狼尾草等 6 种植物对十溴联苯醚污染土壤的生理响应及其修复效果

刘 京, 尹 华*, 彭 辉, 叶锦韶, 叶 芊, 李丽华, 何宝燕

(暨南大学环境工程系 广东省高校水土环境毒性污染防治与生物修复重点实验室, 广州 510632)

摘 要:考察了狼尾草、龙葵、空心菜、苣荬菜、芥菜和鱼腥草 6 种植物对土壤中十溴联苯醚(BDE-209)的生理响应及其修复效果。结果表明,在 BDE-209 污染条件下,供试植物体内丙二醛(MDA)含量升高,表明植物受到一定的毒害作用,而在植物抗逆境机制作用下,植物体内可溶性蛋白质含量升高,超氧化物歧化酶(SOD)活性下降;在供试植物生物量方面,BDE-209 对龙葵、空心菜和狼尾草地上部有促进作用,而对苣荬菜、芥菜具有一定的抑制作用;6 种修复植物体内均检测出 BDE-209,且地上部与根部 BDE-209 含量具有显著差异,其中狼尾草根干重含量高达 $16.93 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;修复 60 d 后,土壤中 BDE-209 含量均有一定程度的下降,最高去除率可达 40.44%,且根际土与非根际土 BDE-209 去除率有显著差异。修复效果依优劣次序为狼尾草>龙葵、空心菜>鱼腥草>芥菜>苣荬菜。

关键词:十溴联苯醚;植物修复;生理响应;植物吸收

中图分类号:X173 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2012)09-1745-07

Research on the Physiological Responses of Six Plants *Pennisetum Alopecuroides* Etc to BDE-209 in Soil and Their Phytoremediation Effect

LIU Jing, YIN Hua*, PENG Hui, YE Jin-shao, YE Qian, LI Li-hua, HE Bao-yan

(Department of Environmental Engineering, Key Laboratory of Water/Soil Toxic Pollutants Control and Bioremediation of Guangdong Higher Education Institutes, Jinan University, Guangzhou 510632, China)

Abstract: The physiological responses of plants *Pennisetum alopecuroides*, *Solanum nigrum*, *Ipomoea aquatica* Forsk, *Sonchus brachyotus* D C, *Brassica juncea* and *Houttuynia cordata* Thunb to contaminant BDE-209 in soil were investigated, and the phytoremediation effects of these plants on BDE-209 contamination were explored. The results indicated that, the contents of MDA in tested plants increased under the condition of BDE-209 pollution, revealing that the plants suffered from toxic effect to a certain extent. Meanwhile the increased soluble protein content and decreased SOD activity were also detected, due to the mechanism of adversity resistance in plants. In respect of biomass of tested plants, BDE-209 promoted the growth of shoots of *Pennisetum alopecuroides*, *Solanum nigrum* and *Ipomoea aquatica* Forsk, but inhibited that of *Sonchus brachyotus* D C and *Brassica juncea* to a certain degree. The contents of BDE-209 in all six plants were detected with significant difference existed in shoots and roots. Among these a content of as high as $16.93 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ BDE-209 has been found in the root dry weight of *Pennisetum alopecuroides*. The concentration of BDE-209 in soil has decreased to some extent after 60 days remediation and the maximum removal efficiency of BDE-209 reached 40.44%. BDE-209 removal rate of rhizosphere soil differed significantly from that of non-rhizosphere. The sequence of the plants with remediation effect from high to low in turn was *Pennisetum alopecuroides*, *Solanum nigrum* and *Ipomoea aquatica* Forsk, *Houttuynia cordata* Thunb, *Brassica juncea*, *Sonchus brachyotus* D C.

Keywords: BDE-209; phytoremediation; physiological response; plant absorption

收稿日期:2012-03-10

基金项目:国家自然科学基金委-广东联合基金重点项目(U0933002);国家自然科学基金项目(50978122)

作者简介:刘 京(1987—),男,湖南邵阳人,硕士研究生,主要从事环境修复技术研究。E-mail:124969483@qq.com

* 通信作者:尹 华 E-mail:thyin@jun.edu.cn

多溴联苯醚(Polybrominated Diphenyl Ethers, PBDEs)是一类溴代阻燃剂,广泛应用在电子、电器、化工、纺织等领域。商业生产的 PBDEs 主要包括五溴联苯醚、八溴联苯醚和十溴联苯醚^[1]。由于五溴联苯醚和八溴联苯醚的毒性较强,可持续性久,相对低毒性的十溴联苯醚(BDE-209)被越来越广泛地使用,占 PBDEs 总生产量的 80%以上^[2]。随着研究的深入, PBDEs 的生物累积性、生物毒性和难降解性^[3],以及可在全球范围内远距离传输等特性已逐渐被人们所认识^[4]。目前, PBDEs 污染已经对生态环境和人体健康构成了严重威胁^[5]。

土壤是 PBDEs 的一个主要容纳场所,在欧洲的土壤调查中, PBDEs 总浓度为 65~12 000 ng·kg⁻¹ 干重土壤^[6]。我国污灌地区、粗劣的电子垃圾拆解地区土壤中 PBDEs 的浓度也都很高,有报道显示某电子垃圾拆解地 PBDEs 总浓度高达 2720~4250 ng·g⁻¹ 干重土壤,其中 BDE-209 占 35%~82%^[7]。由于 PBDEs 的难降解性,其在土壤中不断蓄积,严重影响土壤系统的正常功能,并可通过生物作用向其他环境扩散^[8]。近年来,有机物污染土壤的治理越来越受到重视,其修复方法也从传统的物理修复、化学降解、光降解等方式转向生物修复^[9],其中利用植物修复受损环境的研究已有不少报道^[10]。但总体来看,植物修复技术还不是很成熟,选取修复效果好、耐污能力强,生物量大的高效修复植物是一个重要突破口,也是十分必要的^[11]。有文献报道^[12],垃圾拆解地区 PBDEs 污染土壤经南瓜、黑麦草等修复后,土壤中 PBDEs 含量下降 13.3%~21.7%。Mueller 等报道^[13],植物能从土壤中提取五溴联苯醚,测试中发现五溴联苯醚的几种同系物(BDE-47、99、100)均存在于植物根部和地上部组织。但对 BDE-209 的植物修复鲜见报道, BDE-209 是否会被植物吸收,是否会对植物产生生理毒害作用等尚不明确。

本文采用盆栽实验探寻土壤中的 BDE-209 与植物的相互作用,通过考察植物在不同 BDE-209 浓度下的生理反应、生物量变化以及对污染物的吸收和去除效果,选取对 BDE-209 修复效果较好的植物,以期土壤中 BDE-209 的植物修复提供实验基础。

1 材料与方法

1.1 化学药品

实验所用的 BDE-209(Aldrich, 99%) 购自 Sigma-Aldrich 公司。有机溶剂,包括正己烷、二氯甲烷、

丙酮等均为色谱纯,其他试剂,包括硫酸钾、硝酸铵和磷酸氢二钾等均为分析纯。实验用水采用双蒸水,层析柱使用的无水硫酸钠、硅胶、氧化铝经二氯甲烷索氏抽提,马弗炉 150 ℃ 烘烤 12 h 后保存于正己烷溶剂中。

1.2 土壤性质和土样准备

1.2.1 土壤性质

实验土壤来源于华南农业大学试验田水稻土,特征性质如下:pH(H₂O)=5.91,有机质含量 11.64 g·kg⁻¹,阳离子交换量 20.95 cmol·kg⁻¹,全 N 含量 0.73 g·kg⁻¹,有效 P 含量 10.45 mg·kg⁻¹,速效 K 含量 94.11 mg·kg⁻¹, BDE-209 未检出。

1.2.2 土样准备

土壤风干后,磨碎,过 2 mm 标准筛,按每千克土壤加入 100 mg P(KH₂PO₄)、300 mg N(NH₄NO₃)和 200 mg K(K₂SO₄)作为底肥。将 BDE-209 溶于甲苯中,再将甲苯溶液与丙酮(V/V 1:9)混匀后定量加入土壤中,放入通风橱内挥发 12 h 作为母土。将母土与其他土壤充分混合,每 2 h 翻搅 1 次,使土壤中 BDE-209 浓度尽量均匀。混匀后的土壤放置在黑暗的通风橱中,老化 14 d 后装入陶盆中。经与实验组等量甲苯-丙酮混合液(未加 BDE-209)处理的土壤挥发 12 h 后,与其他土壤混合老化后作为空白组。土壤 BDE-209 浓度设 3 个处理水平,空白组(CK)、10 mg·kg⁻¹(T1)和 50 mg·kg⁻¹(T2),老化后土壤经测定 BDE-209 含量 T1 为(8.91±0.32)mg·kg⁻¹, T2 为(46.50±0.84)mg·K⁻¹, CK 组未检测出 BDE-209。

1.3 盆栽实验

实验在温室中进行,实验植物有狼尾草(*Pennisetum alopecuroides*(L.)Spreng)、龙葵(*Solanum nigrum*)、空心菜(*Ipomoea aquatica* Forsk)、芥菜(*Brassica juncea*)、苣荬菜(*Sonchus brachyotus* D C.)、鱼腥草(*Houttuynia cordata* Thunb),种子购买于广东省种子市场,其中鱼腥草利用种根扩大培养。种子处理方法为:先将种子浸泡在质量分数为 10%的 H₂O₂ 中消毒 15 min,再用蒸馏水冲洗,浸泡在 3 mmol·L⁻¹ Ca(NO₃)₂ 中 6 h,发芽后移至黑暗条件下潮湿的纱布上生长。

每盆样品中装 600 g 老化后的土壤,每种植物每个处理水平 3 盆,以不种植植物作为空白对照,以考察无植物生长条件下污染土壤的自然修复。为使种植的植物初始生物量相当,每盆种植鱼腥草和空心菜 3 株,其他植物每盆均为 5 株。植物每日光照 14 h,昼夜温度设为 25 ℃/20 ℃,空气湿度在 70%左右,每 2 d

随机转变一下盆的方向,定期浇水使土壤含水量保持在60%~70%。

1.4 样品准备

植物种植60 d后,测定不同处理条件下植物生理活性指标,包括可溶性蛋白质含量(考马斯亮蓝染色法)、丙二醛含量(硫代巴比妥酸法)、 H_2O_2 酶活性(高锰酸钾滴定法)和超氧化物歧化酶(SOD)活性(氮蓝四唑法)等^[14]。

采用抖落法将土壤样品分为根际土和非根际土,先将植物从盆中取出,轻轻抖动后落下的即是非根际土,粘在根上的为根际土,用毛刷轻轻地刷下,冷冻干燥48 h后研磨过0.25 mm标准筛,保存在-20℃干燥环境下。

植物按地上部分和地下部分分别收割,取土后的根系用蒸馏水冲洗,再用滤纸吸干附着的水。根系和地上部分在-50℃冷冻干燥48 h,称量其干重,研磨过0.25 mm标准筛,保存于-20℃干燥仪器中。

1.5 样品分析

土壤样品和植物样品均经过正己烷:丙酮(V/V 1:1)索氏抽提36 h,之后过层析柱,从下往上填充,依次是6 cm中性氧化铝、2 cm中性硅胶、5 cm酸性硅胶、2 cm中性硅胶、8 cm碱性硅胶和1 cm无水硫酸钠。经层析柱净化后,旋转蒸发仪旋干后定容,GC-MS(Shimadzu, GC-MSQP2010)检测^[5]。

检测条件:色谱柱为DB-5MS石英毛细管柱(15 m×0.25 mm×0.25 μ m),载气为氦气。质谱条件:NCI源,离子源温度250℃,检测器电压1.1 kV,全扫描m/z范围为50~1000,接口温度280℃。仪器采用选择离子模式,通过外标法对BDE-209进行定量分析。分析条件:进样口温度290℃,初始温度110℃保持2 min,以40℃·min⁻¹升至250℃,以10℃·min⁻¹升至300℃,保持2 min,以40℃·min⁻¹升至325℃,保持8 min^[15]。

实验所获数据用Microsoft Excel和SPSS 17.0进行统计分析,利用Duncan新复极差测验进行差异显著性分析($P<0.05$)。

2 结果与讨论

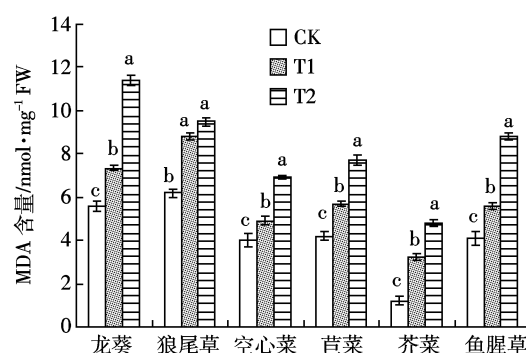
2.1 BDE-209对植物生理活性的影响

丙二醛(MDA)是植物在逆境下细胞氧化的产物,会引起蛋白质、核酸等生命大分子的交联聚合,且具有细胞毒性,其含量升高表明植物受害程度增加。如图1所示,与空白组CK相比,随着污染物浓度上

升,6种植物体内MDA含量均呈现升高趋势,这表明土壤中BDE-209对植物组织和细胞具有一定的毒害作用。

在不同污染物浓度盆栽实验中6种植物可溶性蛋白质含量的变化情况如图2所示。与未加BDE-209的对照组CK相比,空心菜、苜蓿和芥菜体内可溶性蛋白质含量出现显著性差异,随着污染物浓度增加植物体内可溶性蛋白质含量增加,其中空心菜在T2处理下比CK组升高60.21%。这种随着污染物浓度的升高可溶性蛋白质含量也升高的现象与植物抗逆机理有关^[16]。植物在受到污染物毒害的逆境条件下,体内活性氧与细胞内过氧化物均大量增加,从而对细胞结构造成破坏;植物体内可溶性蛋白质含量的增加在一定程度上可以帮助植物缓解或忍耐毒害作用,从而在逆境中继续生长。鱼腥草由于其根系发达,植物叶片中可溶性蛋白质含量变化不大。

植物在不断进化过程中形成了抗氧化酶保护系统,以防止植物在逆境下因活性氧、过氧化物和超氧化物等物质的积累而损害细胞结构。抗氧化酶系统可清除活性氧,并把体内的活性氧转化为无害物质,



图中不同字母表示差异显著($P<0.05$)。下同

图1 不同植物体内MDA含量

Figure 1 MDA content in different plants

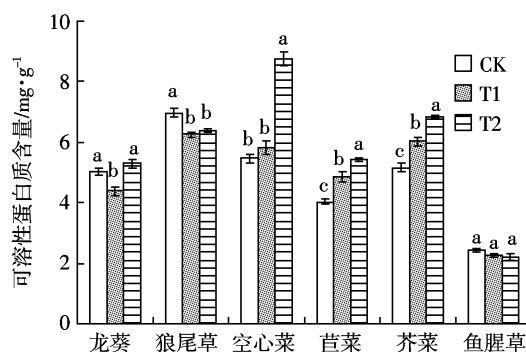


图2 不同植物体内可溶性蛋白质含量

Figure 2 Soluble protein content in different plants

从而起到一定的解毒作用,使细胞免受不利环境的毒害^[6]。与空白组 CK 对比,随着污染物浓度的升高,植物体内 H_2O_2 酶含量均有一定程度的上升(图 3)。 H_2O_2 酶含量上升,反映出植物受毒害作用加强,这与图 1 中植物体内 MDA 含量增加相验证,符合植物逆境生理的变化规律。而图 4 显示,不同植物的 SOD 酶活性变化不同,随着污染物浓度增加,龙葵、狼尾草、苜蓿和芥菜体内 SOD 酶活性与空白组 CK 相比呈下降趋势,而空心菜和鱼腥草在 T1 处理时 SOD 酶活性最高,这可能是由于植物对污染物的耐受浓度有一个阈值,超过阈值 SOD 酶活性则呈下降趋势^[17]。

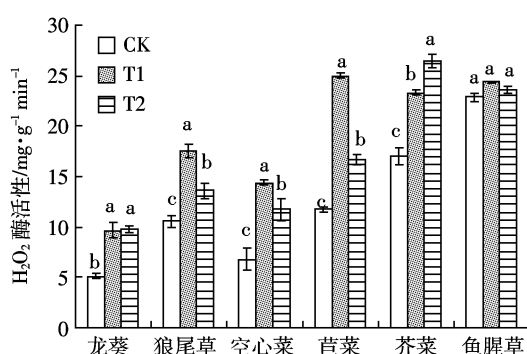
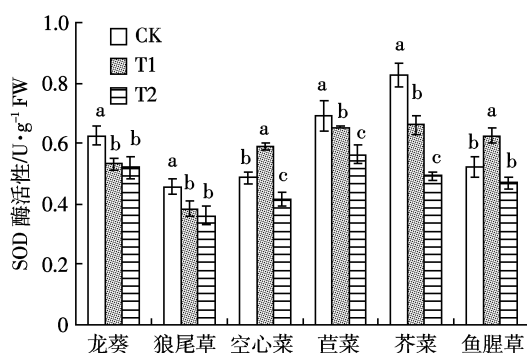
图 3 不同植物体内 H_2O_2 酶活性Figure 3 H_2O_2 enzyme activity in different plants

图 4 不同植物体内 SOD 酶活性

Figure 4 SOD enzyme activity in different plants

2.2 BDE-209 对植物生物量的影响

图 5 显示了 6 种植物在不同 BDE-209 浓度影响下地上部生物量干重的变化情况。T1 和 T2 与 CK 对比,不同植物呈现出不同的变化规律,这说明不同植物对 BDE-209 污染的耐受性不一样。龙葵在 T1 污染条件下,地上部生物量干重明显上升,对比 CK 组增加 83.17%,而 T2 处理时则出现显著下降,说明低浓度 BDE-209 对龙葵生长具有促进作用,而高浓度对其生长会产生抑制作用;对狼尾草和空心菜而言,随

着 BDE-209 浓度的增加,其地上部生物量干重显著上升,T2 处理水平下,地上部干重分别为 CK 组的 215.95%和 142.13%,这表明 BDE-209 对狼尾草和空心菜的生长具有促进作用;苜蓿和芥菜在 BDE-209 污染条件下,其地上部生物量显著下降,T2 处理水平下地上部干重仅为 CK 组的 44.66%和 12.79%,BDE-209 污染条件下受抑制明显,其中芥菜在 T1 和 T2 处理条件下,地上部生物量每盆干重仅分别为 0.15 g 和 0.11 g;而鱼腥草在 BDE-209 污染条件下,地上部生物量干重变化不显著,说明鱼腥草对 BDE-209 污染耐受性较强。

在不同 BDE-209 浓度影响下 6 种植物根部生物量干重的变化情况如图 6 所示。在 T1 和 T2 污染条件下,苜蓿和芥菜的根部生物量与 CK 组对比,出现明显的下降,分别下降 47.62%、52.38%和 66.67%、72.22%,与地上部生物量表现出相同的规律,进一步说明苜蓿和芥菜对 BDE-209 污染耐受性较差,受到明显的毒害作用;而龙葵、狼尾草、空心菜和鱼腥草随着污染物浓度增加,根部生物量出现显著上升,T2 处理水平对比 CK 组根部生物量干重分别增加 124.13%、116.28%、71.43%和 72.22%,其中狼尾草和

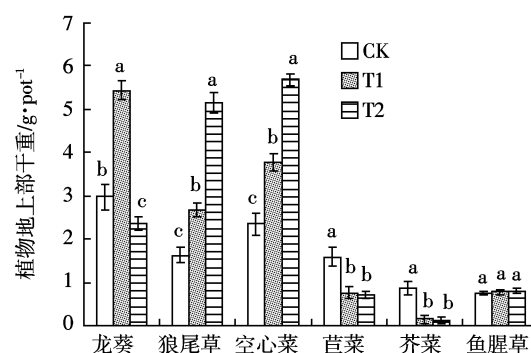


图 5 不同植物地上部生物量

Figure 5 Shoots biomass in different plants

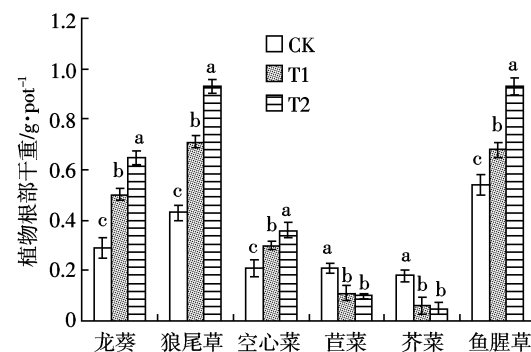


图 6 不同植物根部生物量

Figure 6 Roots biomass in different plants

鱼腥草的根部生物量干重都达到 0.93 g,说明 BDE-209 对这 4 种植物的根部未出现抑制作用;由于鱼腥草根系发达且通过茎根繁殖,其根部干重的显著上升,与图 5 所示其地上部干重变化不显著并不矛盾。

综合植物地上部和根部生物量变化特征判断,狼尾草和空心菜对 BDE-209 污染表现出较强的耐受性,并随着浓度的增高出现显著的促进作用;在低浓度时 BDE-209 对龙葵表现出促进作用,而高浓度时则表现出一定的抑制作用;苣菜和芥菜对 BDE-209 污染耐受性较差,出现明显毒害作用。

2.3 植物体内 BDE-209 含量

BDE-209 在植物体内的积累,主要通过植物根系从土壤中摄取和植物叶片从空气中吸收。经 60 d 修复实验后,植物体内 BDE-209 含量如表 1 所示,在污染条件下 6 种植物体内均检测出 BDE-209。这表明植物体有能力吸收 BDE-209,不同植物的根部和地上部之间存在显著差异。而在 CK 对照组中,地下部均未检测出 BDE-209 含量;地上部除鱼腥草外,其他植物均未检测出 BDE-209,鱼腥草地上部 BDE-209 含量也仅为 0.016 mg·kg⁻¹ 干重。这暗示植物没有能力从大气中大量吸收 BDE-209,因此我们可以只考虑 BDE-209 从土壤中经根系进入植物体内。在 DDT、PCBs 等污染土壤的植物修复中也出现过类似的报道^[18-19]。

根系吸收的 BDE-209 在植物体内进行再次分配过程,向更高层次的茎和叶片转运。BDE-209 含量在根部和地上部存在显著差异,以龙葵为例,在 T1 和 T2 处理水平时,根部和地上部 BDE-209 含量的比值分别为 2.77:1 和 2.02:1。其他植物也有类似的分布规律,根部 BDE-209 含量明显大于地上部。不同植物体内 BDE-209 含量不同,主要取决于植物从根系中吸取 BDE-209 的能力,以及 BDE-209 从植物根部转运的能力。而在高浓度 T2 处理时,6 种植物根系中 BDE-209 含量在 6.47~16.93 mg·kg⁻¹ 之间,而地上部 BDE-209 含量仅为 1.48~7.64 mg·kg⁻¹,其中苣菜和芥菜地下部 BDE-209 含量分别高达地上部的 4.93 倍

和 3.76 倍,这与 BDE-209 在植物根系无法正常转运有关,且对植物造成一定的毒害作用。与 2.1、2.2 中苣菜和芥菜在高浓度处理时生理活性和生物量指标反应的状况相符。

2.4 土壤中 BDE-209 残留量

植物修复 60 d 后,不同处理浓度土壤中根际和非根际 BDE-209 的残留浓度和去除率如表 2 所示。未种植植物的空白组,60 d 后土壤中 BDE-209 含量均有下降,T1 处理去除率为 5.63%,T2 为 1.64%。这表明未种植植物时,BDE-209 在土壤中亦有一定的自然降解,这种降解作用与土壤中土著微生物活动有关。植物修复 60 d 后,土壤中 BDE-209 含量显著下降,对比空白组,除苣菜外,其他几种植物均使土壤中 BDE-209 去除率显著提高,最高可达 34.81%。这表明植物对 BDE-209 的去除具有明显的促进作用,但不同植物之间去除效果存在显著差异。对比 6 种植物的修复效果,狼尾草、龙葵和空心菜对土壤 BDE-209 去除效果较好,根际去除率分别可达 40.44%、37.73%和 38.07%。T1 处理条件下,6 种植物根际去除率都在 20%以上,与空白组差异显著;而非根际土去除率,空心菜效果最好,去除率可达 22.40%,其次为鱼腥草和龙葵,苣菜非根际去除率仅为 8.15%,与空白组差异不显著。T2 处理条件下,狼尾草和龙葵修复效果较好,根际去除率分别达 30.20%和 24.96%,非根际去除率也有 20%以上,而苣菜的去除率是最低的,非根际仅为 2.00%,与空白组没有显著差异,这与上文 2.1 所述苣菜受到 BDE-209 毒害相符。

根际土壤是受植物根系影响的根-土界面微环境,也是植物根系-土壤-微生物相互作用的场所,与非根际土壤区别在于根系对整个微环境的影响。除了非生物性损失(光解、挥发等)外,根际土壤中 BDE-209 的去除主要依靠植物吸收积累和微生物降解等途径,而非根际土中 BDE-209 的去除则主要靠微生物的降解作用。表 2 中数据显示,植物根际土与非根际土 BDE-209 去除率之间存在显著差异,根际土与非根际土 BDE-209 去除率相差最高可达 27.20%,根

表 1 植物体内不同部位 BDE-209 含量(mg·kg⁻¹ DW)
Table 1 Content of BDE-209 in plant roots and shoots(mg·kg⁻¹ Dry Weight)

处理	部位	龙葵	狼尾草	空心菜	鱼腥草	苣菜	芥菜
T1	根部	7.69±0.52	5.58±0.24	4.75±0.31	7.42±0.42	1.46±0.13	2.19±0.20
	地上部	2.78±0.35	3.30±0.19	1.83±0.12	1.26±0.23	0.56±0.08	0.79±0.11
T2	根部	15.46±1.14	16.93±0.83	13.26±0.81	13.44±1.03	7.30±0.29	6.47±0.51
	地上部	7.64±0.41	7.04±0.62	6.28±0.48	4.94±0.34	1.48±0.06	1.72±0.10

表 2 土壤中 BDE-209 残留量和去除率

Table 2 Residual content and removal efficiency of BDE-209 in soils after plant cultivation

处理	植物	初始浓度/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	根际土残留量/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	非根际土残留量/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	根际去除率/%	非根际去除率/%
T1	龙葵	9.20±0.21	5.73±0.13	7.55±0.25	37.73a*	17.87b*
	狼尾草	8.96±0.16	5.34±0.46	7.78±0.11	40.44a*	13.24c*
	空心菜	8.96±0.16	5.55±0.10	6.95±0.44	38.07a*	22.40a*
	鱼腥草	8.59±0.12	6.83±0.17	7.22±0.31	20.49c*	15.95bc*
	苜菜	8.59±0.12	6.38±0.16	7.89±0.13	25.73b*	8.15d
	芥菜	9.20±0.21	6.84±0.11	8.01±0.39	25.63b*	12.96c*
	空白	9.20±0.21		8.68±0.14		5.63
T2	龙葵	45.67±2.14	34.27±3.62	36.21±2.36	24.96ab*	20.71a*
	狼尾草	46.58±3.71	32.52±3.52	36.24±3.56	30.20a*	22.20a*
	空心菜	46.58±3.71	36.74±1.97	43.20±4.17	21.12b*	7.26c*
	鱼腥草	47.27±4.82	41.44±3.46	42.41±3.15	12.33c*	10.29b*
	苜菜	47.27±4.82	44.79±5.34	46.63±3.10	5.25d*	2.00d
	芥菜	45.67±2.14	39.63±4.65	41.09±4.66	13.23c*	10.01b*
	空白	45.67±2.14		44.92±1.03		1.64

注:1.空白组为未种植植物对比处理;2.同一列同一处理去除率后的不同字母表示彼此之间的差异显著($P<0.05$);3.*表示与空白对照去除率差异显著($P<0.05$)。

际土 BDE-209 去除率最高可达 40.44%,非根际土去除率最高也达 22.40%。根际土壤具有较高水平的微生物活性、多样性与生物量,这对于提高土壤中污染物的降解具有重要作用,因为根际微生物具有降解多种有机污染物的能力^[20]。对比空白组,植物修复后非根际土 BDE-209 残留量也有显著降低,这主要是植物根系活动及根际分泌物促进了微生物降解作用从而提高了非根际土 BDE-209 的去除率。在 T1 处理水平下,根际土去除率均在 20%以上,非根际土去除率在 8.15%~22.40%之间。说明在低浓度 BDE-209 时根际微环境代谢活跃,植物根系对 BDE-209 降解起重要作用。在 T2 处理水平时,由于 BDE-209 浓度增大,不同植物因其耐受性不同而差异显著。狼尾草和龙葵修复效果较好,根际土和非根际土去除率均在 20%以上,而苜菜和芥菜由于生长受到抑制,去除率也明显降低。由于不同植物之间的种属差异,鱼腥草在 T1 和 T2 处理时根际土与非根际土去除率差异并不显著,这可能与鱼腥草的生长特性有关;在高浓度 T2 处理时,龙葵和芥菜的去除率之间差异也不显著,这表明不同污染物浓度对植物根际土和非根际土去除率之间的差异也有一定程度的影响。

对比 6 种植物的修复效果,狼尾草、龙葵和空心菜对土壤 BDE-209 去除效果较好,根际去除率分别可达 40.44%、37.73%和 38.07%。且在 T1 和 T2 处理条件 BDE-209 去除率均高于其他 3 种植物。

为了进一步比较狼尾草、龙葵和空心菜的修复效果,有必要对其植物根际微环境的作用效果进行深入研究。

3 结论

(1)植物对 BDE-209 污染表现出不同的反应,狼尾草、空心菜、龙葵和鱼腥草耐污性较强,生物量未受到抑制作用;相反,BDE-209 在一定程度上促进了它们的生长。而苜菜和芥菜在高浓度条件下受到明显抑制,地上部和根部生物量干重均显著下降。

(2)BDE-209 污染条件下,植物均受到一定程度的毒害,植物体内可溶性蛋白质和丙二醛含量增加, H_2O_2 酶活性增强,而 SOD 酶活性则出现下降趋势,这说明植物体内抗逆境系统产生效果,且不同植物的效果不同。

(3)供试植物体内均检测到 BDE-209,其中,T2 处理条件下狼尾草根 BDE-209 含量高达 $16.93 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,T1 处理条件下苜菜地上部 BDE-209 含量最低也有 $0.56 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。植物根部与地上部 BDE-209 含量存在显著差异,根部 BDE-209 含量显著大于地上部。

(4)修复 60 d 后,土壤中 BDE-209 含量显著下降,最高达 40.44%,修复效果依次是狼尾草>龙葵、空心菜>鱼腥草>芥菜>苜菜;根际土壤与非根际土壤 BDE-209 去除率存在显著差异,根际土壤去除率明显高于非根际土壤。

参考文献:

- [1] Alae M, Arias P, Sjödin A, et al. An overview of commercially used brominated flame retardants, their applications, their use patterns in different countries/regions and possible modes of release[J]. *Int Environ* 2003, 29(6):683–689.
- [2] De Wit C A. An overview of brominated flame retardants in the environment[J]. *Chemosphere*, 2002, 46(5):583–624.
- [3] Birnbaum L S, Staskal D F. Brominated flame retardants: Cause for concern?[J]. *Environ Health Perspect*, 2004, 112(4):9–17.
- [4] Jaward F M, Farrar N J, Harner T, et al. Passive air sampling of PCBs, PBDEs, and organochlorine pesticides across Europe[J]. *Environ Sci Technol*, 2004, 38(1):34–41.
- [5] Huang H L, Zhang S Z, Christie P Wang, et al. Behavior of decabromodiphenyl ether (BDE-209) in the soil plant system: Uptake, translocation, and metabolism in plants and dissipation in soil[J]. *Environmental Science and Technology*, 2010, 44(2):663–670.
- [6] Hassanin A, Breivik K, Meijer S N, et al. PBDEs in European background soils: Levels and factors controlling their distribution[J]. *Environ Sci Technol*, 2004, 38(3):738–745.
- [7] Leung A O W, Luksemburg W J, Wong A S, et al. Spatial distribution of polybrominated diphenyl ethers and polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in soil and combusted residue at Guiyu, an electronic waste recycling site in southeast China[J]. *Environ Sci Technol*, 2007, 41(8):2730–2737.
- [8] Jaward F M, Farrar N J, Harner T, et al. Passive air sampling of PCBs, PBDEs, and organochlorine pesticides across Europe[J]. *Environ Sci Technol*, 2004, 38(1):34–41.
- [9] Lewis Michael, Pryor Rachel, Wilking Lynn. Fate of pesticides in the environment[J]. *Environmental Pollution*, 2011, 159(10):2328–2346.
- [10] Singh O V, Jain R K. Phytoremediation of toxic aromatic pollutions from soil [J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2003, 63(2):128–135.
- [11] Stefan T, Ulrich K. Aspects of phytoremediation of organic pollutants [J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2001, 12(5):37–43.
- [12] Huang Honglin, Zhang Shuzhen, Christie Peter. Plant uptake and dissipation of PBDEs in the soils of electronic waste recycling sites[J]. *Environmental Pollution*, 2011, 159(1):238–243.
- [13] Mueller K E, Mueller-Spitz S R, Henry H F, et al. Fate of pentabrominated diphenyl ethers in soil: Abiotic sorption, plant uptake, and the impact of interspecific plant interactions[J]. *Environ Sci Technol*, 2006, 40(21):6662–6667.
- [14] 孔祥生, 易现峰. 植物生理学实验技术[M]. 北京: 中国农业出版社, 2008:168–170.
- Kong X S, Yi X F. Technology of phyto-physiology experiments[M]. Beijing: China Agricultural Press, 2008:168–170.
- [15] 王芳芳, 尹 华, 龙 焰, 等. 表面活性剂对苏云金芽孢杆菌 J-1 降解 BDE-209 的影响[J]. 环境科学学报, 2011, 31(4):738–744.
- Wang F F, Yin H, Long Y, et al. Effect of surfactants on degradation of BDE-209 by *Bacillus thuringiensis* J-1[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2011, 31(4):738–744.
- [16] Shützendübel A, Schwanz P, Teichmann T, et al. Cadmium induced changes in antioxidative systems, hydrogen peroxide content, and differentiation in Scots pine roots[J]. *Plant Physiol*, 2001, 127(3):887–898.
- [17] 毛 亮, 靳治国, 高 扬, 等. 微生物对龙葵的生理活性和吸收重金属的影响[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(1):29–36.
- Mao L, Jin Z G, Gao Y, et al. Effects of microorganism on physiological activity of *Solanum nigrum* and absorption of heavy metals[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2011, 30(1):29–36.
- [18] Lunney A I, Zeeb B A, Reimer K J. Uptake of weathered DDT in vascular plants: Potential for phytoremediation[J]. *Environmental Science & Technology*, 2004, 38(22):6147–6154.
- [19] Slund M L W, Zeeb B A, Rutter A, et al. In situ phytoextraction of polychlorinated biphenyl (PCB) contaminated soil[J]. *Science of the Total Environment*, 2007, 374(1):1–12.
- [20] Siciliano S D, Germida J J. Enhanced phytoremediation of chlorobenzoates in rhizosphere soil[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1999, 31:299–305.