

杂交狼尾草对土壤锌/十溴联苯醚复合污染的生理响应及修复

吕俊¹, 尹华^{2*}, 叶锦韶¹, 彭辉³, 刘京¹

(1.暨南大学环境工程系, 广东省高校水土环境毒害性污染防治与生物修复重点实验室, 广州 510632; 2.华南理工大学环境与能源学院, 工业聚集区污染控制与生态修复教育部重点实验室, 广州 510006; 3.暨南大学化学系, 广州 510632)

摘要:采用室内盆栽试验,研究了杂交狼尾草对土壤中 Zn/十溴联苯醚(BDE-209)污染的生理响应及修复效果。结果表明,杂交狼尾草的生物量随着 BDE-209 浓度增大而升高,低中浓度 Zn/BDE-209 复合污染明显促进了植株生长;在单一 BDE-209 和复合两种污染条件下,随着污染物浓度上升,丙二醛(MDA)含量上升,可溶性蛋白质含量、超氧化物歧化酶(SOD)活性均呈下降趋势;植物地下部分对 Zn 和 BDE-209 的积累均大于地上部分,随着 BDE-209 浓度增大,植物对 Zn 和 BDE-209 积累量上升,低中浓度 Zn/BDE-209 复合污染对积累、转运 Zn 和 BDE-209 均有促进作用,植物地下部分对 Zn 的富集系数高达 7.78;杂交狼尾草对复合污染土壤中 BDE-209 去除率高达 60.73%,不同去除效果为根际去除率>非根际去除率>无植物去除率。

关键词:十溴联苯醚;锌;复合污染;植物修复;杂交狼尾草

中图分类号:X171.5 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2013)12-2369-08 doi:10.11654/jaes.2013.12.009

Physiological Responses and Phytoremediation Effects of *Pennisetum americanum* on Zn/BDE-209 Co-contaminated Soils

LÜ Jun¹, YIN Hua^{2*}, YE Jin-shao¹, PENG Hui³, LIU Jing¹

(1.Key Laboratory of Water/Soil Toxic Pollutants Control and Bioremediation of Guangdong Higher Education Institutes, Department of Environmental Engineering, Jinan University, Guangzhou 510632, China; 2.Key Laboratory of Ministry of Education on Pollution Control and Ecosystem Restoration in Industry Clusters, College of Environment and Energy, South China University of Technology, Guangzhou 510006, China; 3.Department of Chemistry, Jinan University, Guangzhou 510632, China)

Abstract: Phytoremediation is an environment-friendly and cost-effective technology to reduce contaminants in the environment. A pot experiment was conducted in a greenhouse to investigate the physiological responses and the phytoremediation effects of *Pennisetum americanum* on Zn and BDE-209 combined pollutants in soils. Biomass of *P. americanum* escalated with single BDE-209, and also Zn/BDE-209 co-presence at low and moderate concentrations. Under BDE-209 alone and Zn/BDE-209 in combination, increasing their concentrations increased MDA contents, but decreased soluble protein contents and SOD activities. Concentrations of BDE-209 and Zn were significantly higher in roots than in shoots. Accumulation of Zn and BDE-209 by plant was enhanced by increased BDE-209 levels. Low and moderate Zn/BDE-209 co-contamination promoted accumulation and translocation of Zn and BDE-209 in plant, especially for Zn, the bioaccumulation factor of which increased to 7.78 in the underground parts of plant. The maximum removal efficiency of BDE-209 by *P. americanum* was 60.73% in co-contaminated soils, with higher in the rhizosphere than nonrhizosphere.

Keywords: BDE-209; Zn; co-contamination; phytoremediation; *Pennisetum americanum*

多溴联苯醚(Polybrominated diphenyl ethers, PBDEs)作为阻燃添加剂常被加入到塑料制品、电子产品

品、聚氨酯泡沫和纺织品中^[1-2]。由于缺乏化学键的束缚作用,添加于产品中的 PBDEs 很容易通过挥发、渗出等方式进入环境,并随着大气、水体的迁移造成大气、水体、沉积物、土壤及生物圈的广泛污染^[3]。电子垃圾的不当拆解是环境中 PBDEs 和重金属的重要来源之一^[4-6], Yang 等^[7]研究显示,我国浙江温岭电子垃圾拆卸地土壤中 PBDEs 含量高达 25 479 ng·g⁻¹,其中十

收稿日期:2013-05-29

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:吕俊(1988—),女,湖北仙桃人,硕士研究生,主要从事环境修复技术研究。E-mail:504478682@qq.com

*通信作者:尹华 E-mail:huayin@scut.edu.cn

溴联苯醚(BDE-209)含量为 $3\,288.06\text{ ng}\cdot\text{g}^{-1}$, 是最主要的 PBDEs 之一。Luo 等^[8]调查发现广东省部分电子垃圾拆解地土壤中重金属含量严重超标, 其中 Zn 含量高达 $3\,690\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。PBDEs 亲脂性强、化学性质稳定、不易降解, 可以随着食物链生物富集和放大, 还能通过母乳、胎盘、脐带血转移到下一代的体内, 严重影响人类的健康^[9-10]。重金属的危害在于其在环境中不能被降解, 只能进行价态转化, 并参与食物链的循环, 可以说重金属也是一类持久性污染物。

利用植物进行污染土壤的修复研究已有不少报道, 相关研究涵盖了植物对土壤重金属^[11-12]、多氯联苯(PCBs)、多环芳烃(PAHs)、PBDEs^[13-14]、有机溶剂、总石油烃类、杀虫剂和爆炸物等^[15-16]污染物的处理。关于有机物和重金属复合污染土壤的植物修复研究目前主要集中于 PAHs 与重金属的复合污染控制方面, 对 PBDEs 与重金属复合污染土壤的植物修复方面的研究报道则较少。因此, 开展在重金属与 PBDEs 复合污染胁迫下, 植物生理响应方面的研究, 对阐明植物修复复合污染土壤的机理具有较重要的意义。

本文通过盆栽试验, 以 BDE-209 为 PBDEs 代表物, 探讨杂交狼尾草在 Zn 和 BDE-209 复合污染下的生理生化变化以及对污染物的吸收和去除效果, 以期更好地探明植物抵抗 Zn/BDE-209 复合污染毒性的机制, 进而为电子垃圾拆解地重金属/PBDEs 复合污染土壤的修复提供一定的科学依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试植物: 禾本科杂交狼尾草(*Pennisetum americanum*), 是美洲狼尾草和象草的杂交种, 其种子购自广东省种子市场。

供试土壤: 采自广东省广州市华南农业大学试验基地 0~20 cm 的农田水稻土。土壤性质如下: pH 值 5.88, 阳离子交换量(CEC) $21.34\text{ cmol}\cdot\text{kg}^{-1}$, 有机质含量 $11.66\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 全 N $0.74\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 有效 P $10.42\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 速效 K $92.06\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, Zn 浓度 $149.94\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, BDE-209 未检出。

化学药品: BDE-209(Aldrich, 99%) 购自 Sigma-Aldrich 公司, 其他试剂均购自广州试剂厂。

1.2 实验设计

1.2.1 植物培养

杂交狼尾草种子在 10% H_2O_2 溶液中消毒 10 min, 再用双蒸水清洗, 重复 3 次后浸种 4 h, 再转移至

潮湿的纱布上避光催芽, 发芽后在控温、控光的生长室内以半强度 Hoagland 营养液育苗。

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(KH_2PO_4)、300 mg N(NH_4NO_3)和 200 mg K(K_2SO_4)作为基底肥。以甲苯为溶剂, 配制 $1000\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的 BDE-209 储备液, 将 BDE-209 储备液与丙酮(V/V=1:9)混匀后定量加入土壤中。土壤中 BDE-209 的污染浓度设定为 0、5、10、25 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 分别用 B0、B1、B2、B3 表示, 代表无、低、中、高 4 种处理浓度(表 1)。土壤在暗处老化 14 d 后, 经测定, B1、B2、B3 的 BDE-209 含量分别为 (5.28 ± 0.41) 、 (8.42 ± 0.34) 、 $(21.3\pm 0.11)\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, B0 组未检测出 BDE-209。

1.2.3 盆栽实验

实验在温室中进行。昼夜温度设为 $25\text{ }^\circ\text{C}/20\text{ }^\circ\text{C}$, 光照时间为 $14\text{ h}\cdot\text{d}^{-1}$, 空气湿度在 70% 左右。实验采用塑料盆钵(上缘直径 10 cm, 底面直径 9 cm, 高 12 cm), 为保持土壤湿度及植物根系空气充足, 在底部钻有 3 个直径约 0.5 cm 小孔。外源 Zn 以 ZnSO_4 溶液形式添加入土壤中, 根据《土壤环境质量标准(修订)》(GB 15618—2008)二级标准限值, 浓度设定为 0、100、300 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 分别用 Zn0、Zn1、Zn2 表示。搅拌均匀, 平衡 1 周后装盆, 每盆装入 600 g 老化后的土壤, 每盆种植 5 株苗, 定期浇水使土壤含水量保持在 60%~70%。具体分组见表 1, 每个处理设 3 个平行, 以不种植物作为对照, 60 d 盆栽结束。

1.3 样品采集

植物收割前, 先取适量叶片进行各项生理指标的测定。

实验结束后, 植物按地上部分和地下部分分别收割, 将样品洗净擦干后, 在冷冻干燥仪(COOLSAFE 55-9, SCANLAF 公司)中 $-50\text{ }^\circ\text{C}$ 冷冻干燥 48 h 后称量其干重, 研磨过 0.25 mm 标准筛, 密封后保存于 $-20\text{ }^\circ\text{C}$ 干燥环境下。

表 1 不同处理中 BDE-209 和 Zn 的浓度($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Table 1 Concentrations of BDE-209 and Zn used in different treatments($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

处理	BDE-209	Zn 添加量	处理	BDE-209	Zn 添加量
B0Zn0	0	0	B2Zn0	10	0
B0Zn1	0	100	B2Zn1	10	100
B0Zn2	0	300	B2Zn2	10	300
B1Zn0	5	0	B3Zn0	25	0
B1Zn1	5	100	B3Zn1	25	100
B1Zn2	5	300	B3Zn2	25	300

根际土和非根际土采用抖落法取样,先将植物从盆中取出,将轻轻抖动后落下的土与盆中剩余土混匀后再取的土即是非根际土,粘在根上的为根际土,用毛刷轻轻地刷下,在冷冻干燥仪中 -50°C 冷冻干燥 48 h 后研磨过 0.25 mm 标准筛,密封后保存在 -20°C 干燥环境下。

1.4 样品测定

1.4.1 植物生理指标

丙二醛(MDA)含量、可溶性蛋白质含量、过氧化氢酶(CAT)活性和超氧化物歧化酶(SOD)活性分别采用双组分分光光度法、考马斯亮蓝法 G-250 染色法、紫外分光光度计法和氮蓝四唑光化还原法^[17]。

1.4.2 植物和土壤样品中重金属的测定

植物样品中 Zn 含量的测定用 HNO_3 微波消解,土壤中 Zn 采用王水+HF 微波消解,火焰原子吸收分光光度计(Shimadzu, AA-7000)测定。

1.4.3 植物和土壤样品中 BDE-209 的提取及检测

植物和土壤样品均采用正己烷与丙酮($V/V=1:1$)混合溶剂索氏抽提法^[18],简要方法如下:取 1 g 冷冻干燥后的样品用 150 mL 1:1 的正己烷与丙酮混合溶剂提取 36 h,所得的浓缩物经过旋转蒸发,过硅胶/氧化铝层析柱净化浓缩液^[13],取过柱后的滤液旋转蒸发浓缩,用 HPLC 级正己烷定容后 GC-MS(Shimadzu, GC-MSQP2010)检测,检测方法参考文献^[19]。

1.5 质量控制与保证

采用基质加标进行质量控制与质量保证措施。对于土壤和植物中 BDE-209 的萃取,基质加标试验设置 5 个平行,同时设置 5 个空白平行样,处理后上机检测。计算回收率时扣除空白平行样的含量,基质加标回收率平均值为 82.62%~105.19%,RSD 为 6.42%~

10.25%。分析样品设置 3 个平行,在每批样品进行仪器分析前,用空白溶剂和已知浓度标样检查仪器的灵敏度和稳定性,同一标样测定的误差小于 20%方可进行样品测定,否则对仪器进行调试。

1.6 数据分析

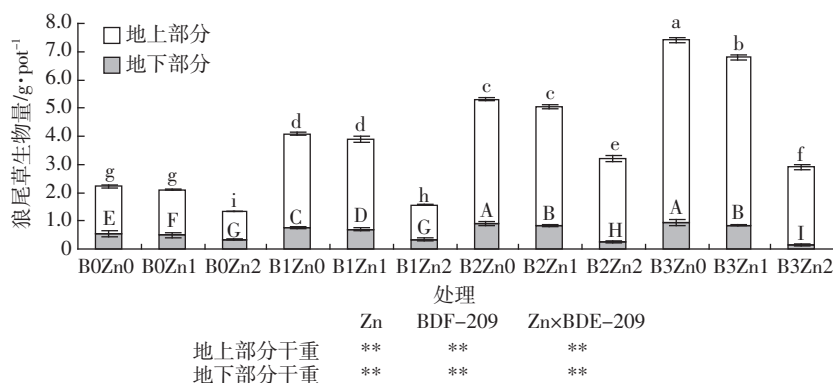
实验数据采用 Microsoft Excel 2007 和 SPSS 18.0 进行统计分析。

2 结果与讨论

2.1 污染物对 *P. americanum* 生物量的影响

种植 60 d 后,不同处理条件下 *P. americanum* 地上、地下部分干重的变化情况如图 1 所示。Zn 浓度、BDE-209 浓度以及两者的联合作用均对植物地上、地下部分干重有极显著影响($P<0.001$)。

单一 BDE-209 污染情况下(Zn0),随着 BDE-209 浓度的增加,*P. americanum* 地上、地下部分生物量与 B0Zn0 相比均显著增加,地上部分分别增加 99.00%、163.90%、287.94%,地下部分分别增加 37.11%、62.96%、68.22%。单一 Zn 和复合污染情况下,在 Zn1 处理中,随着 BDE-209 浓度升高,地上、地下部分生物量均随之增加;而在 Zn2 处理时,B0Zn2、B1Zn2、B2Zn2、B3Zn2 分别与 B0Zn0、B1Zn0、B2Zn0、B3Zn0 相比,地上、地下部分生物量均极显著减少($P<0.001$)。这些说明 *P. americanum* 对 BDE-209 污染具有较强的耐受性,并随着浓度的增高出现显著的促进作用。Zn 对 *P. americanum* 生长的抑制随其含量的增大而逐渐增强,Zn 作为植物生长所必需的元素,在植物体内的生化过程相当活跃,但作为重金属元素加之在植物代谢过程中易于转移,当其浓度超过一定范围时,则对植物细胞产生毒害作用。而低中浓度 Zn/



数据之间的显著性差异用 Duncan 检验($P<0.05$),字母不同表示处理间有显著差异,字母相同表示处理间无显著差异;两因素采用单变量双因素方差分析方法,**、* 分别表示在 $P<0.001$ 、 $P<0.05$ 水平上有显著差异,ns 表示没有显著性影响。下同

图 1 杂交狼尾草生物量(干重)的变化

Figure 1 Biomass(DW) of *P. americanum* in different treatments

BDE-209 复合污染在一定程度上促进了 *P. americanum* 的生长,可能是 BDE-209 缓解了 Zn 对 *P. americanum* 的毒害作用。有机物和重金属复合污染土壤中,两者对植物可表现协同、拮抗等作用,Rengel 等^[20]研究也表明添加菲、芘可缓解 Cd 对灯心草的毒害作用。

2.2 污染物胁迫下 *P. americanum* 的生理响应

2.2.1 植物体内 MDA 和可溶性蛋白质含量

MDA 是植物抵抗逆境条件下的产物,其含量往往能反映植物细胞膜过氧化程度以及植物对逆境条件反应的强弱。如图 2 所示,各处理与 B0Zn0 处理相比,MDA 含量均显著增加,分别在单一和复合污染条件下,MDA 含量随着污染物浓度的增大均呈现上升趋势。表明 *P. americanum* 受污染物胁迫后,膜脂过氧化水平提高,膜系统的稳定性下降,植物组织和细胞均受到了一定的伤害。在 B0Zn1、B0Zn2 处理中 *P. americanum* 叶片中可溶性蛋白质含量均显著高于 B0Zn0 处理,这种随着污染物浓度升高 MDA、可溶性蛋白质含量增加的现象与植物抗逆机理有关^[21]。在单一 BDE-209 污染和复合污染条件下,随着土壤中 BDE-209 含量的增加,可溶性蛋白质含量呈现下降趋势,且各处理中可溶性蛋白质含量与 B0Zn0 处理相比均显著减少。植物在受到污染物毒害的逆境条件下,为了抵御这种胁迫作用,提高蛋白质的合成以增强自身抵御不良环境的能力;但当对植物造成的危害超过其调节能力时,植物中可溶性蛋白质的含量则会降低。

2.2.2 植物体内抗氧化酶活性

在污染物胁迫下植物体可产生大量活性氧自由基^[22]。SOD、CAT 是植物体内重要的酶促防御系统组成部分,能在逆境胁迫过程中,清除生物体内过量的活性氧和 H_2O_2 ,从而使生物在一定程度上忍耐、减缓或抵抗逆境胁迫。在污染物胁迫下,这两种酶活性变

化情况如图 3 所示。

CAT 活性在单一 BDE-209 污染条件下先上升后有稍微下降的趋势,在 B2Zn0 处理时达到最大值,比对照组 B0Zn0 显著增加 40.97%。在单一 Zn 污染和复合污染条件下,CAT 活性随着 Zn 含量增加而逐渐降低,其中 B3Zn2 处理的 CAT 活性达到最小值,比对照组 B0Zn0 显著减少 63.89%。在单一和复合污染条件下,*P. americanum* 叶片中 SOD 活性随污染物浓度升高均呈现下降趋势。污染物胁迫条件下植物体内活性氧清除系统对植物细胞的保护作用是有其一定限度的,超过限度则会呈现下降趋势,故在高浓度污染条件下,SOD、CAT 活性受到了明显的抑制作用。Zn 的加入对 SOD、CAT 活性造成了显著影响,使植物体内活性氧的产生和清除失衡,并有利于活性氧的产生,导致植物的生理代谢紊乱,从而加速植物衰老和死亡。

2.3 植物体内污染物含量

2.3.1 *P. americanum* 体内 Zn 含量

如图 4 所示,盆栽 60 d 后,由方差分析结果可知,土壤中 Zn 浓度、土壤中 Zn 和 BDE-209 交互作用均对 *P. americanum* 地上、地下部分 Zn 含量有极显著影响($P<0.001$),土壤中 BDE-209 浓度对地下部分有极显著影响($P<0.001$),但对地上部分只有显著影响($P<0.05$)。各处理与空白组(B0Zn0)相比,地上、地下部分 Zn 含量均有提高,这说明 *P. americanum* 对各处理条件下土壤中 Zn 均有一定的吸收作用。

单一 BDE-209 污染情况下(Zn0),随着土壤中 BDE-209 浓度的增大,B1Zn0、B2Zn0、B3Zn0 处理中地上、地下部分 Zn 含量与 B0Zn0 处理相比均没有显著性差异。采用转移系数(植物地上部分污染物含量/植物地下部分污染物含量)表示植物对重金属的转运能力,转移系数随着土壤中 BDE-209 浓度的增大而

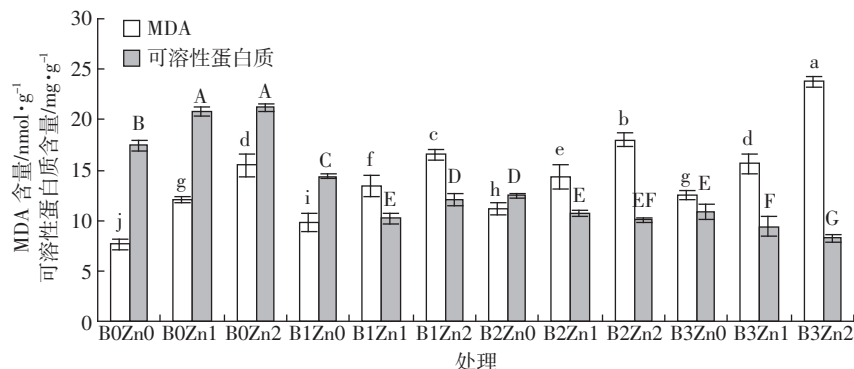


图 2 不同处理对杂交狼尾草 MDA、可溶性蛋白质含量的影响

Figure 2 Effects of different treatments on contents of MDA and soluble proteins in *P. americanum*

呈现上升趋势。复合污染情况下,随着土壤中 BDE-209 浓度增大,在 Zn1 处理时,地上、地下部分 Zn 含量均随之增多,但地上部分 Zn 含量在 B3Zn1 处理中下降,转移系数随之先上升后下降;而在 Zn3 处理时,地上、地下部分 Zn 含量呈现先增多后降低的趋势,转移系数却随之下降。上述结果说明低中浓度 Zn/BDE-209 复合污染在一定程度上可促进 *P. americanum* 对 Zn 的蓄积和转运,高浓度污染则会有抑制作用。一些研究也表明重金属和有机污染物的交互作用能影响植物对重金属的吸收和积累,如苾和 Zn 复合污染就能促进印度芥菜对 Zn 的吸收^[23]。

各处理中 *P. americanum* 对土壤中 Zn 的转移系数在 0.17~0.78 之间(图 5),地上部分富集系数(植物体内污染物含量/土壤中污染物含量)在 0.61~2.70 之间,地下部分富集系数在 1.04~7.78 之间,显然 *P. americanum* 对土壤中 Zn 的吸收转移系数未达到超积累植物的标准。但是,高生物量和高富集系数是植物有效提取重金属的两个关键因素^[24],在前文 2.1 中也表明 *P. americanum* 具有高生物量,两者共同说明 *P. americanum* 对 Zn 污染土壤的植物修复是有一定效果的。Zhang 等^[12]研究也认为 *P. americanum* 可用于

Zn 污染土壤的修复,其高生物量和高富集系数可弥补转移系数未达超富集植物标准这一缺点。

2.3.2 *P. americanum* 体内 BDE-209 含量

B0 处理的 *P. americanum* 地上、地下部均未检测出 BDE-209,这说明植物叶片没有从空气中吸收 BDE-209,植物体内 BDE-209 的积累主要通过植物根系从土壤中摄取。因此,地上部分 BDE-209 的积累量可以反映 BDE-209 从地下部向地上部的转运情况,采用转移系数表示 BDE-209 由地下部向地上部的转运能力。*P. americanum* 不同部位吸收 BDE-209 的变化情况如图 6 所示。土壤 Zn 浓度对 *P. americanum* 地上部分 BDE-209 积累有显著影响 ($P < 0.05$),对地下部分 BDE-209 积累有极显著影响 ($P < 0.001$); 土壤中 BDE-209 浓度对地上、地下部分 BDE-209 积累均有极显著影响 ($P < 0.001$); 土壤中 Zn 和 BDE-209 的交互作用对地下部分 BDE-209 积累有显著影响 ($P < 0.05$),但对地上部分 BDE-209 积累没有显著影响 ($P > 0.05$)。

Zn0 处理中随着土壤中 BDE-209 浓度的增大,地上、地下部分 BDE-209 的积累量均显著增大, B1Zn0、B2Zn0、B3Zn0 处理的转移系数分别为 0.53、

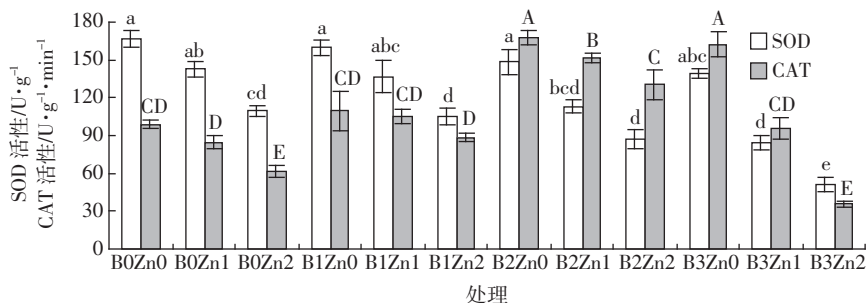


图 3 不同处理对杂交狼尾草 SOD、CAT 活性的影响

Figure 3 Effects of different treatments on SOD and CAT activities of *P. americanum*

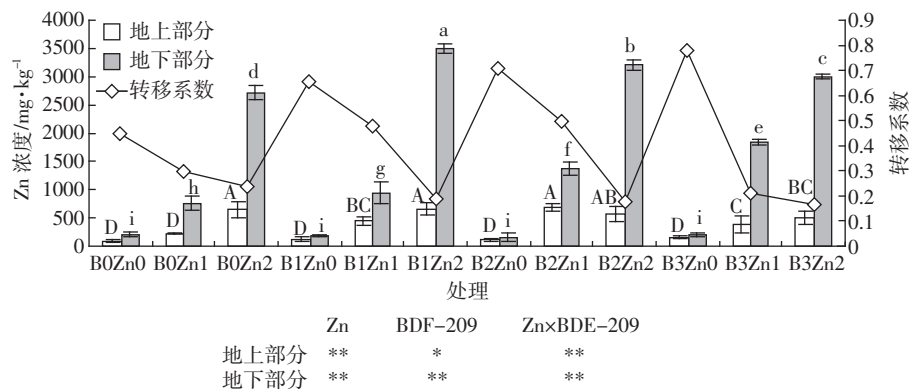


图 4 杂交狼尾草植株不同部位 Zn 含量

Figure 4 Concentrations of Zn in roots and shoots of *P. americanum*

0.44、0.35。复合污染条件下,当土壤中 Zn 含量一定时(Zn1 或 Zn2),地上、地下部分 BDE-209 的积累量随着土壤中 BDE-209 浓度的增大均显著增加,其中 B1Zn1、B2Zn1、B3Zn1 处理的转移系数分别为 0.77、0.61、0.40, B1Zn2、B2Zn2、B3Zn2 处理的转移系数分别为 0.81、0.53、0.39。结果表明,土壤中 BDE-209 浓度促进 *P. americanum* 对 BDE-209 吸收,这与上文 2.1 中所述杂交狼尾草对 BDE-209 污染表现出较强的耐受性相符。BDE-209 在 *P. americanum* 体内的转移系数均随着土壤中 BDE-209 浓度的增大而减小,地下部分积累量显著大于地上部分,表明 *P. americanum* 对 BDE-209 的吸收积累主要集中在根部,且随着土壤中 BDE-209 浓度增大,BDE-209 向地上部分运输能力逐渐减弱。当土壤中 BDE-209 处于同一污染水平时,地上、地下部分 BDE-209 的积累量随土壤 Zn 含量增大而增加(B3 除外),且在 Zn1 处理时,地上、地下部分 BDE-209 转移系数均显著高于 Zn0 处理。这说明 Zn 对 *P. americanum* 吸收土壤中 BDE-209 有一定促进作用,低中浓度 Zn/BDE-209 复合污染可促进 *P. americanum* 对 BDE-209 的蓄积和转运,这可能是因为植物体内的一些氧化酶中含有 Zn,通

过酶促生理活动参与植物新陈代谢过程,一定量 Zn 的加入可促进植物生长代谢,因而促进植物对 BDE-209 吸收和转运。但当 Zn 过量时可抑制含 Zn 酶的活性,影响植株代谢活动,进而影响 BDE-209 的吸收和转运。

2.4 土壤中 BDE-209 的残留量

由表 2 可知,植物修复 60 d 后,土壤中 BDE-209 含量显著下降。各处理根际和非根际 BDE-209 去除率与无植物处理相比均显著提高,表明 *P. americanum* 对 BDE-209 的去除具有明显的促进作用。在单一 BDE-209 污染条件下(Zn0),随着 BDE-209 浓度的增大,根际去除率随之下降,而非根际去除率呈现上升趋势,并且 B1Zn0 处理的根际去除率显著高于 B2Zn0、B3Zn0 处理。在复合污染条件下,当土壤中 Zn 含量处于同一污染水平时(Zn1 或 Zn2),根际去除率随着土壤中 BDE-209 增加而下降,其中 B1Zn1 处理中根际去除率为 60.73%,显著高于 B2Zn1 (43.66%)、B3Zn1 (33.03%)处理, B1Zn2 (56.66%)处理中根际去除率也显著高于 B2Zn2 (40.31%)、B3Zn2 (17.39%)处理;非根际去除率在 Zn1 处理时,会随着土壤中 BDE-209 增加而上升,这些变化趋势与单一

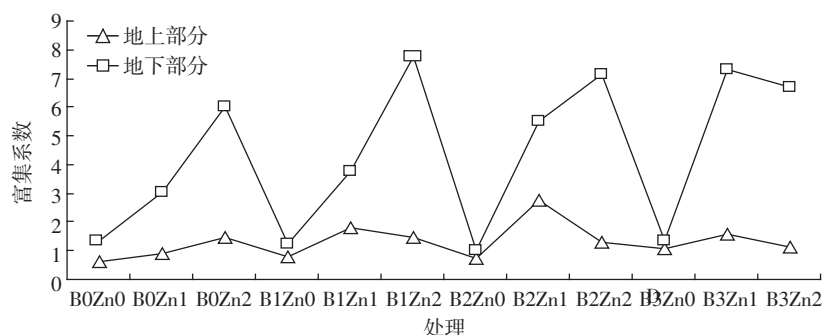


图 5 杂交狼尾草对 Zn 的富集系数

Figure 5 Bioaccumulation factor of *P. americanum* for Zn

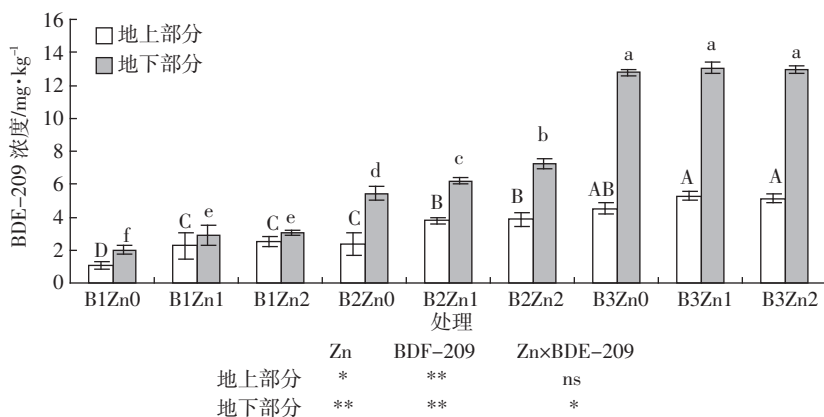


图 6 杂交狼尾草植株不同部位 BDE-209 含量

Figure 6 Concentrations of BDE-209 in roots and shoots of *P. americanum*

BDE-209 污染类似。当土壤中 BDE-209 浓度一定时(如 B1),随着土壤中 Zn 浓度增大,不同处理非根际去除率均随之降低,而根际去除率在 B1、B2 处理中呈现先增大后下降趋势,在 B3 处理中逐渐下降,其中 B1Zn1 处理去除率达最大值 60.73%,B3Zn2 处理具有最小值 17.39%。这些说明土壤中 BDE-209、Zn 浓度在一定程度上抑制了 *P. americanum* 对 BDE-209 的去除。

由方差分析结果可知,土壤中 BDE-209 浓度对根际、非根际和无植物去除率均有极显著影响($P<0.001$),土壤 Zn 浓度对无植物去除率具有极显著影响($P<0.001$),但对根际、非根际去除率只有显著影响($P<0.05$),BDE209 浓度 $\times$ Zn 浓度的交互作用对根际和无植物去除率均有显著影响($P<0.05$),对非根际去除率无显著影响($P>0.05$)。

综上所述,*P. americanum* 对土壤 BDE-209 的去除效果较好,根际去除率可达 60.73%。低中浓度 Zn/BDE-209 复合污染可以增强去除效果,高浓度则减弱去除效果,低浓度 Zn 在一定程度上可促进 *P. americanum* 对土壤中 BDE-209 的去除。土壤中重金属和有机污染物的交互作用取决于两者的浓度、性质和土壤条件(如 pH、土壤性质等)^[25],Zn 和 BDE-209 的添加可影响植物根际微环境,而高浓度的 Zn 和 BDE-209 可能对某些特殊的微生物群落有毒害作用,并且 BDE-209 还可能会加剧 Zn 对微生物的毒害,从而影响微生物对污染物的降解作用。植物根系

可向土壤环境中释放大量的分泌物,以利于降解有毒化合物,并刺激根区微生物的活性,而根际土壤中 BDE-209 的去除主要依靠植物吸收积累和微生物降解等途径,非根际以及无植物土壤中 BDE-209 的去除则主要靠微生物的降解作用,表 2 数据也证明了各处理条件下去除效果为根际去除率 $>$ 非根际去除率 $>$ 无植物去除率。

3 结论

(1)单一 BDE-209 污染条件下,*P. americanum* 的生物量随着 BDE-209 浓度增大而升高;复合污染下高浓度 Zn 抑制植物生长,低中浓度 Zn/BDE-209 复合污染对植株生长有明显促进作用。

(2)单一 BDE-209 污染条件下,随着 BDE-209 浓度增大,植物受到毒害程度逐渐增强,*P. americanum* 体内 MDA 含量上升,可溶性蛋白质含量、SOD 活性均下降,而 CAT 活性则呈现先上升后下降趋势;复合污染条件下,除 MDA 含量上升外,其他均出现下降趋势,显然 Zn/BDE-209 复合污染较单一 BDE-209 污染对植物伤害更大。

(3)两种污染条件下,*P. americanum* 地下部对 Zn 和 BDE-209 的积累能力均大于地上部;单一 BDE-209 污染条件下,随着 BDE-209 浓度增大,*P. americanum* 对土壤中 Zn 和 BDE-209 积累量均上升,植物对 BDE-209 的转运能力则呈现下降趋势;复合污染条件下,低中浓度 Zn/BDE-209 复合污染可促进植物

表 2 不同处理下土壤中 BDE-209 残留量和去除率

Table 2 Residual contents and removal rates of BDE-209 in soils under different treatments

处理	土壤中残留量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$			去除率/%		
	根际	非根际	无植物	根际	非根际	无植物
B1Zn0	2.31 $\pm$ 0.21	4.76 $\pm$ 0.03	5.01 $\pm$ 0.06	56.22 $\pm$ 3.86a	9.82 $\pm$ 0.56de	5.11 $\pm$ 0.06a
B1Zn1	2.07 $\pm$ 0.09	4.83 $\pm$ 0.07	5.07 $\pm$ 0.05	60.73 $\pm$ 1.76a	8.45 $\pm$ 1.25e	3.98 $\pm$ 0.30bc
B1Zn2	2.29 $\pm$ 0.17	4.86 $\pm$ 0.24	5.17 $\pm$ 0.10	56.66 $\pm$ 3.37a	7.99 $\pm$ 0.38e	2.15 $\pm$ 0.16de
B2Zn0	4.78 $\pm$ 0.09	7.22 $\pm$ 0.15	7.80 $\pm$ 0.10	43.20 $\pm$ 1.03b	14.30 $\pm$ 1.73ab	5.03 $\pm$ 0.21a
B2Zn1	4.74 $\pm$ 0.24	7.27 $\pm$ 0.23	8.04 $\pm$ 0.17	43.66 $\pm$ 2.90b	13.61 $\pm$ 0.97bc	4.50 $\pm$ 0.31ab
B2Zn2	5.03 $\pm$ 0.21	7.40 $\pm$ 0.07	8.19 $\pm$ 0.11	40.31 $\pm$ 0.48b	12.21 $\pm$ 0.89bcd	2.71 $\pm$ 0.15d
B3Zn0	13.42 $\pm$ 0.24	17.69 $\pm$ 0.11	20.56 $\pm$ 0.46	37.02 $\pm$ 1.11bc	16.93 $\pm$ 0.04a	3.47 $\pm$ 0.23c
B3Zn1	14.26 $\pm$ 0.25	18.25 $\pm$ 0.12	20.95 $\pm$ 0.25	33.03 $\pm$ 1.19c	14.31 $\pm$ 0.56ab	1.64 $\pm$ 0.24ef
B3Zn2	17.60 $\pm$ 0.13	19.01 $\pm$ 0.20	21.01 $\pm$ 0.20	17.39 $\pm$ 0.62d	10.73 $\pm$ 0.96cde	1.34 $\pm$ 0.18f
显著性:						
BDE-209 浓度				**	**	**
Zn 浓度				*	*	**
BDE-209 浓度 $\times$ Zn 浓度				*	ns	*

注:1.数据之间的显著性差异用 Duncan 检验($P<0.05$),同列字母不同表示处理间有显著差异,字母相同表示处理间无显著差异;2.利用单变量双因素方差分析方法比较单一或复合污染对去除率差异显著性影响,**、* 分别表示在 $P<0.001$ 、 $P<0.05$ 水平上有显著差异,ns 表示无显著性影响。

对 Zn 和 BDE-209 的积累和转运能力, *P. americanum* 对 Zn 的地下部富集系数最大可达 7.78。

(4) 在复合污染土壤中, *P. americanum* 对 BDE-209 去除效果更好, 最高可达 60.73%, 各处理条件下去除效果为根际去除率>非根际去除率>无植物去除率。

参考文献:

- [1] Thuresson K, Hoglund P, Hagmar L, et al. Apparent half-lives of hepta- to decabrominated diphenyl ethers in human serum as determined in occupationally exposed workers[J]. *Environmental Health Perspectives*, 2006, 114(2): 176-181.
- [2] Trudel D, Scheringer M, von Goetz N, et al. Total consumer exposure to polybrominated diphenyl ethers in North America and Europe[J]. *Environmental Science and Technology*, 2011, 45(6): 2391-2397.
- [3] Samara F, Tsai C W, Aga D S. Determination of potential sources of PCBs and PBDEs in sediments of the Niagara river[J]. *Environmental Pollution*, 2006, 139(3): 489-497.
- [4] 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]. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(8): 2730-2737.
- [5] Liu H X, Zhou Q F, Wang Y W, et al. E-waste recycling induced polybrominated diphenyl ethers, polychlorinated biphenyls, polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzo-furans pollution in the ambient environment[J]. *Environment International*, 2008, 34(1): 67-72.
- [6] Guo Y, Huang C J, Zhang H, et al. Heavy metal contamination from electronic waste recycling at Guiyu, Southeastern China[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2009, 38(4): 1617-1626.
- [7] Yang Z Z, Zhao X R, Zhao Q, et al. Polybrominated diphenyl ethers in leaves and soil from typical electronic waste polluted area in South China[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2008, 80(4): 340-344.
- [8] Luo C L, Liu C P, Wang Y, et al. Heavy metal contamination in soils and vegetables near an e-waste processing site, south China[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 186(1): 481-490.
- [9] Doucet J, Tague B, Arnold D L, et al. Persistent organic pollutant residues in human fetal liver and placenta from Greater Montreal, Quebec: A longitudinal study from 1998 through 2006[J]. *Environmental Health Perspectives*, 2009, 117(4): 605-610.
- [10] Mireia G, Marta F, David M, et al. Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in breast milk and neuropsychological development in infants[J]. *Environmental Health Perspectives*, 2012, 120(12): 1760-1765.
- [11] Tang Y T, Cloquet C, Sterckeman T, et al. Fractionation of stable zinc isotopes in the field-grown zinc hyperaccumulator *Nocca caerulea* and the zinc-tolerant plant *Silene vulgaris*[J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(18): 9972-9979.
- [12] Zhang X F, Xia H P, Li Z A, et al. Potential of four forage grasses in remediation of Cd and Zn contaminated soils[J]. *Bioresource Technology*, 2010, 101(6): 2063-2066.
- [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]. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(21): 6662-6667.
- [14] Huang H L, Zhang S Z, Christie P. Plant uptake and dissipation of PBDEs in the soils of electronic waste recycling sites[J]. *Environmental Pollution*, 2011, 159(1): 238-243.
- [15] Gifford S, Dunstan R H, O'Connor W, et al. Aquatic zooremediation: Deploying animals to remediate contaminated aquatic environments[J]. *Trends in Biotechnology*, 2007, 25(2): 60-65.
- [16] Mills T, Arnold B, Sivakumaran S, et al. Phytoremediation and long-term site management of soil contaminated with pentachlorophenol (PCP) and heavy metals[J]. *Journal of Environmental Management*, 2006, 79(3): 232-241.
- [17] 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.
- [18] Kong X S, Yi X F. Technology of phyto-physiology experiments[M]. Beijing: China Agricultural Press, 2008.
- [19] Voorspoels S, Covaci A, Schepens P. Polybrominated diphenyl ethers in marine species from the Belgian North Sea and the Western Scheldt Estuary: Levels, profiles and distribution[J]. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37(19): 4348-4357.
- [20] 王芳芳, 尹华, 龙焰, 等. 鼠李糖脂对苏云金芽孢杆菌 J-1 降解/吸附水体中 BDE-209/Pb 的影响[J]. 中南大学学报(自然科学版), 2013, 44(1): 417-423.
- [21] Wang F F, Yin H, Long Y, et al. Effect and mechanism of rhamnolipid on *Bacillus thuringiensis* J-1 degrading/adsorbing BDE-209/Pb in water body[J]. *Journal of Central South University (Science and Technology)*, 2013, 44(1): 417-423.
- [22] Rengel Z, Zhang Z H, Meney K, et al. Polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) mediate cadmium toxicity to an emergent wetland species[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 189(1-2): 119-126.
- [23] 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 Physiology*, 2001, 127(3): 887-898.
- [24] Smeets K, Cuypers A, Lambrechts A, et al. Induction of oxidative stress and antioxidative mechanisms in *Phaseolus vulgaris* after Cd application[J]. *Plant Physiology and Biochemistry*, 2005, 43(5): 437-444.
- [25] Batty L C, Anslow M. Effect of a polycyclic aromatic hydrocarbon on the phytoremediation of zinc by two plant species (*Brassica juncea* and *Festuca arundinacea*) [J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2008, 10(3): 236-251.
- [26] Zhao F J, Lombi E, McGrath S P. Assessing the potential for zinc and cadmium phytoremediation with the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens*[J]. *Plant and Soil*, 2003, 249(1): 37-43.
- [27] Zhang Zhenhua, Rengel Zed, Chang He, et al. Phytoremediation potential of *Juncus subsecundus* in soils contaminated with cadmium and polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs)[J]. *Geoderma*, 2012, 175: 1-8.