

红树植物秋茄对 PCBs 污染沉积物的修复

刘亚云^{1,2}, 孙红斌³, 陈桂珠^{2,*}, 赵 波²

(1. 广东海洋大学农学院, 湛江 524088; 2. 中山大学环境科学与工程学院, 广州 510275;

3. 深圳市绿化委员会办公室, 深圳 518008)

摘要:通过盆栽试验,研究了红树植物秋茄(*Kandelia candel*)对污染沉积物中系列浓度的 PCB47(2,2',4,4'-tetrachlorobiphenyl)和 PCB155(2,2',4,4',6,6',-hexachlorophenyl)的修复作用与累积机理。结果表明:(1)经过 180d 处理,栽种了秋茄的沉积物中 PCB47 的残留浓度为 53.99 ~ 528.37 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, PCB155 的残留浓度为 68.25 ~ 682.90 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, 分别比对照 1(加二氯化汞)低 10.40% ~ 15.46% 和 6.10% ~ 11.94%; 比对照 2(无二氯化汞)低 7.70% ~ 12.85% 和 5.28% ~ 8.27%; (2)秋茄对沉积物中 PCB47 和 PCB155 均具有较强的吸收积累作用,并随沉积物中 PCB47 和 PCB155 含量的增加而增大,不同种类 PCBs 在秋茄体内不同部位的积累趋势相同,不论是 PCB47 还是 PCB155 的累积量均是根 > 叶 > 茎。秋茄叶片中多氯联苯来自根部传输和空气吸收两部分,较低浓度的处理中,主要来自空气吸收,较高浓度的处理中,主要来自根部传输;(3)秋茄根对 PCBs 的生物富集系数(BCFs)随着沉积物中 PCB47 和 PCB155 含量的增加而减小。不同种类 PCBs 以及植物不同部位间 BCFs 差异较大, PCB47 的生物富集系数大于 PCB155, 秋茄不同部位对 PCBs 生物富集系数大小不同,无论是 PCB47 还是 PCB155,生物富集系数均是根 > 叶 > 茎。总体看来,秋茄能积累与去除污染沉积物中的 PCB47 和 PCB155,表明用红树植物秋茄修复 PCBs 污染沉积物是一种有效、可行的方法。

关键词:植物修复;多氯联苯;沉积物;生物富集;红树植物;秋茄

文章编号:1000-0933(2009)11-6002-08 中图分类号:X171.5 文献标识码:A

The phytoremediation of the sediments contaminated with PCBs by mangrove species *Kandelia candel*

LIU Ya-Yun^{1,2}, SUN Hong-Bin^{1,3}, CHEN Gui-Zhu^{2,*}, ZHAO Bo²

1 College of Agronomy, Guangdong Ocean University, Zhanjiang, 524088, China

2 School of Environmental Science and Engineering, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China

3 Shenzhen Virescence Committee Office, Shenzhen 518008, China

Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(11): 6002 ~ 6009.

Abstract: In this study, mangrove (*Kandelia candel*) seedlings were planted in sediments contaminated with a series of concentrations of PCB47(2,2',4,4'-tetrachlorobiphenyl) and PCB155(2,2',4,4',6,6',-hexachlorophenyl). The ability and mechanisms of *Kandelia candel* to remediate PCB47 and PCB155 were studied. At the end of a 180-day experiment, the residual concentrations of PCB47 and PCB155 were lower in the sediments planted with *Kandelia candel* than in non-planted sediments. The residual concentrations of PCB47 and PCB155 in planted sediments were 53.99 — 528.37 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ and 68.25 — 682.90 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$, respectively, which were 10.40% — 15.46% and 6.10% — 11.94% lower than control 1 (with addition of HgCl_2), and 7.70% — 12.85% and 5.28% — 8.27% lower than control 2 (without HgCl_2). *Kandelia candel* could take up PCBs from the sediments, and generally took up more PCBs when PCB concentrations were higher. The concentrations of PCB47 and PCB155 in *Kandelia candel* were highest in the root, followed by the leaves, and lowest in

基金项目:国家自然科学基金资助项目(40576057);国家高等学校博士学科点专项科研基金资助项目(20050558010);广东海洋大学博士启动资助项目(0712019)

收稿日期:2008-07-30; 修订日期:2009-04-08

致谢:美国 University of Minnesota 的 Bailey McKay 博士为润色英文摘要,特此致谢。

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: Chenguizhu@yeah.net

the shoot. The accumulation of PCBs in *Kandelia candel* leaves was from two pathways. Root uptake and transport to the leaves was the main uptake pathway in the sediments with higher level concentrations of PCB47 and PCB155. Volatilization from soil and uptake by aerial plant part was the main uptake pathway in the sediments with lower level concentration of PCB47 and PCB155; Root bioconcentration factors (BCFs) of *Kandelia candel* for PCB47 and PCB155 tended to decrease with increasing concentrations of the contaminants in sediment, and the BCFs for PCB47 were larger than those for PCB155. The BCFs for PCB47 and PCB155 in *Kandelia candel* was highest in the root, followed by the leaves, and lowest in the shoot. Results from this experiment indicated that removal of PCBs from contaminated sediments by mangrove species *Kandelia candel* may be a feasible approach to sediment remediation.

Key Words: phytoremediation; PCBs; sediments; bioaccumulation; mangrove; *Kandelia candel*

多氯联苯(PCBs)属于典型的持久性有机污染物(POPs)和持久性生物可积累性毒性化合物(PBTs)^[1],可以通过生物富集和放大作用进入食物链,对环境和人类的健康具有极大的危害和风险。因此,PCBs污染及其修复受到了环境科学工作者的共同关注^[2,3]。PCBs也是我国环境中多见的一类重要有机污染物,在我国的湖泊、水库、河流、河口、海湾等湿地生态系统中广泛存在^[4~9],而且某些区域污染较为严重,直接威胁着我国生态系统功能、食品安全和人民群众的健康,对其进行修复已是当务之急。

植物修复已经被认为是去除或降解土壤中不同污染物较为有效的技术^[10],植物修复 PCBs 污染也受到了广大学者的关注。Campanella 等人认为植物修复为减少 PCBs 的风险提供了新的可能性^[11],Chekol 等研究认为,用植物修复 PCBs 污染的土壤是一种环境友好的行为^[12]。然而尚未见到利用红树植物修复 PCBs 的报道,刘亚云等研究表明红树植物能在 PCBs 浓度为 180~2700 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的沉积物中正常生长,对 PCBs 具有较强的耐受性和适应性^[13,14],本研究选择 PCB47 和 PCB155 为目标污染物,红树植物秋茄为材料,研究了红树植物秋茄对 PCB47 和 PCB155 的修复作用以及 PCB47 和 PCB155 在沉积物与植物间的分配富集规律,旨在为利用植物修复沉积物中 PCBs 污染提供理论与实践依据。

1 材料与方法

1.1 实验材料

供试沉积物:采自深圳福田红树林自然保护区育苗基地,粉壤土,pH 为 3.65,有机质含量 27.3 $\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,采集后,自然风干,过 5mm 筛备用。

供试植物:秋茄(*Kandelia candel*)幼苗采自深圳福田红树林自然保护区育苗基地。

试剂:PCB47(2,2',4,4'-tetrachlorobiphenyl)、PCB155(2,2',4,4',6,6'-hexachlorophenyl)、2,4,5,6-四氯间二甲苯和五氯硝基苯均购自美国 J&K Chemical Ltd.,纯度 >99.9%。

1.2 实验设计

试验设 5 个水平处理(编号为 T0、T1、T2、T3、T4),T0 为种植植物无 PCBs 处理对照(CK0),T1、T2、T3、T4 为 4 个不同浓度处理组,其浓度分别为海洋沉积物 PCBs 污染风险评价中值^[15]、中值的 5、10 倍和 15 倍,即 180、900、1800 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 2700 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$;沉积物中 PCB47 和 PCB155 的浓度均为 90、450、900 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 1350 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。通过如下步骤将 PCBs 与风干过筛的沉积物混合:(1)将供实验用的 PCB47 和 PCB155 各 150mg 溶于 1000ml 丙酮中,然后分别取 432、288、144 ml 和 29 ml,分别加入到 1kg 沉积物中,充分搅拌均匀,于震荡器上震荡 24h,再放置 1d,为第一母体污染沉积物;(2)将第一母体污染沉积物分别加入到 5kg 沉积物中,充分搅拌,于震荡器上震荡 24h,放置 1d,为第二母体污染沉积物;(3)然后将第二母体污染沉积物再分别加入到另外 4 份预先称好的沉积物中,使 PCBs 浓度达到上述 4 种试验处理要求,放置 15d,期间每天混合 1 次。然后制备污染水体:将不同污染浓度的沉积物分装到陶瓷钵中,加入自来水,使水面高过土样 5cm,平衡 15d,备用。

在玻璃铁丝网模拟试验室内进行盆栽试验,于含不同浓度 PCBs 的盆钵中分别栽植 10 株秋茄幼苗,同时

设两组无植物对照(不种秋茄):对照 1(CK1)加 0.5% 的 HgCl_2 溶液(HgCl_2 溶液可以抑制微生物的活性),对照 2(CK2)不加 HgCl_2 溶液。每一处理重复 3 次。在盆栽期间,每星期加两次自来水,使水面保持相同的高度,以补充蒸发散失的水分。

本试验中,对照 1 可以认为是无植物、无沉积物微生物处理,PCBs 的消失可看成是非生物降解,包括光解、挥发以及物理化学分解;对照 2 PCBs 的消失可以看作是非生物与微生物共同作用的结果;栽植秋茄而没有加 HgCl_2 的处理,PCBs 的消失可看作是非生物与生物(植物与微生物)降解共同作用的结果。

1.3 样品的采集与制备

处理 180d 后采集沉积物和植物样品。沉积物样品采集后,自然风干,于分析用研磨机研磨,过 60 目筛后,用锡箔包好,装入封口袋内,放置于低温冰柜中保存,待分析。植物样采集后,先用自来水充分冲洗,再用蒸馏水淋洗,用滤纸蘸干表面水分后,将根、茎、叶 3 部分分开,在 60℃ 烘箱中烘干,用高速组织粉碎机粉碎后,用锡箔包好,装入封口袋内,于低温冰柜中保存,待分析。

1.4 样品的提取与净化

取上述制备好的沉积物和植物样品各 2g,分别放于 30ml 玻璃离心管中,各加入一定量的回收率指示物(2,4,5,6-四氯间二甲苯)后,先用 20ml 体积分数为 1:1 的丙酮和正己烷溶液,在超声水浴中超声萃取 30min;以 2000r/min 离心 10min,转移萃取液于 150ml 旋转蒸发瓶中;然后再分别于离心管中加入 20ml 体积分数为 1:1 丙酮和正己烷溶液(沉积物样品)和 20ml 正己烷溶液(植物样品),重复超声,离心,合并萃取液于旋转蒸发瓶中;40℃ 恒温下将萃取液浓缩至干,用正己烷定容到 2ml;于 60ml 分液漏斗中用 20ml 浓硫酸(分析纯)酸洗,振摇 2min,静置分层,弃去下层浓硫酸溶液,重复酸洗至硫酸层呈无色,然后用 2% 氯化钠水溶液清洗两次,过 2g 硅胶柱(上加 1cm 硫酸钠)净化,用 40ml 正己烷溶液洗脱;洗脱液收集至旋转蒸发瓶,40℃ 恒温下浓缩至干,用正己烷定容到 2ml,取 1ml 加入约 1g 铜片,超声萃取 5min,除硫;加入一定量的内标化合物(五氯硝基苯)后,GC-ECD 分析。

1.5 样品的测定与质量控制

PCBs 含量采用 HP6890 气相色谱仪带⁶³Ni 电子捕获检测器(ECD)测定。

气相色谱条件:色谱柱为 HP-5 型毛细管柱。升温程序为初始温度 120℃(保持 1min),10℃/min 升温至 150℃(保持 1min),再以 6℃/min 升温至 280℃(保持 10min);进样口温度 260℃,检测室温度 330℃,无分流进样,进样量 1μl。载气为高纯氮气。采用标准色谱图中各组分保留时间对被测试样中的各组分进行定性,内标法结合响应因子法对各组分进行定量。沉积物样品中 PCB47 和 PCB155 的回收率分别为 93.27% ($n=6$, RSD < 4.46%) 和 86.68% ($n=6$, RSD < 3.90%);植物样品中 PCB47 和 PCB155 的回收率分别为 90.47% ($n=6$, RSD < 3.60%) 和 84.25% ($n=6$, RSD < 3.94%)。

1.6 数据处理

本研究采用统计软件 SPSS 11.0 进行相关的数据分析及统计。

2 结果与分析

2.1 秋茄对沉积物中 PCBs 的去除作用

图 1 是 180d 后栽植了秋茄的处理和对照沉积物中 PCBs 的残留浓度。由图 1 可以看出,随着处理浓度的增加,沉积物中的 PCBs 的残留量逐渐增加。各处理均是对照 1(CK1)的残留浓度最高,对照 2(CK2)的残留浓度其次,栽植了秋茄的沉积物中 PCBs 残留浓度最低,PCB47 的残留浓度比对照 2(CK2)低 7.70% ~ 12.85%;比对照 1(CK1)低 10.40% ~ 15.46%;PCB155 的残留浓度比对照 2 低 5.28% ~ 8.27%,比对照 1 低 6.10% ~ 11.94%,说明在 PCBs 的去除过程中,植物起了相当大的作用。

由图 1 还可以看出,经 180d 处理,栽种了秋茄的沉积物在不同浓度处理组中 PCB47 的残留浓度为 53.99 ~ 528.37 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,与初始浓度相比,PCB155 的残留浓度为 68.24 ~ 682.90 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$,相同处理浓度下,PCB47 的残留浓度小于 PCB155,说明秋茄对 PCB47 的去除作用要大于 PCB155。

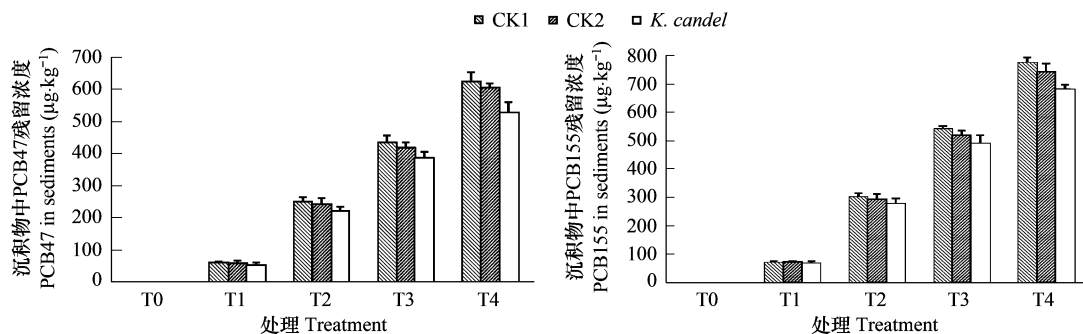


图1 不同处理沉积物中 PCBs 的残留浓度

Fig.1 Residual concentrations of PCBs in PCBs-amended sediments(180d)

2.2 秋茄对沉积物中 PCBs 的吸收与积累

图2是180d后,不同处理沉积物秋茄体内 PCBs 的含量。结合图1数据可以看出,随着沉积物中 PCB47 与 PCB155 处理浓度的增加,沉积物中的残留量逐渐增大(图1),秋茄体内 PCB47 与 PCB155 的含量也明显升高(图2),通过相关分析发现,秋茄体内 PCB47 与 PCB155 的含量与处理浓度正相关($r_{\text{PCB47}} = 0.9987$, $r_{\text{PCB155}} = 0.9988$),说明添加到沉积物中的 PCB47 与 PCB155 能被植物吸收与积累。

由图2还可以看出,处理180d后,不同种类 PCBs 在植物体内不同部位的积累趋势相同,不论是 PCB47 还是 PCB155 的累积量均是根 > 叶 > 茎,叶片是地上部分积累的主体,且浓度越高累积量越大。

T0 处理(对照 CK0,未栽种植物)沉积物中均没有检测到 PCB47 和 PCB155(图1),但秋茄的根、茎和叶片中均检测到 PCB47 和 PCB155(图2),说明在红树植物生长过程中,有 PCBs 从沉积物中挥发出来,通过叶片进入红树植物,并有部分传输至根部。由图2还可以看出,T1~T4 的叶片中 PCB47 和 PCB155 的含量要明显高于对照组 T0 的含量,表明 T1~T4 处理除了叶片从空气吸收 PCBs 外,还来自根部传输。

当沉积物中污染物浓度较低时(如 T1 和 T2),秋茄体内 PCB47 和 PCB155 通过根系从沉积物中吸收并向茎叶传输所占的比例较小,而主要是通过叶片从空气中吸收而来,秋茄叶片中的 PCB47 和 PCB155 平均分别有 67.24% 和 64.64% 来自植物叶片的吸收;秋茄茎中的 PCB47 和 PCB155 平均分别有 85.33% 和 88.31% 来自植物叶片的吸收。

当沉积物中污染物浓度较高时(如 T3 和 T4),秋茄体内 PCB47 和 PCB155 主要来自根系从沉积物中吸收并向茎叶传输,秋茄叶片中的 PCB47 和 PCB155 平均分别有 74.18% 和 79.86% 来自植物根系的吸收;秋茄茎中的 PCB47 和 PCB155 平均分别有 85.64% 和 84.68% 来自植物根系的吸收。

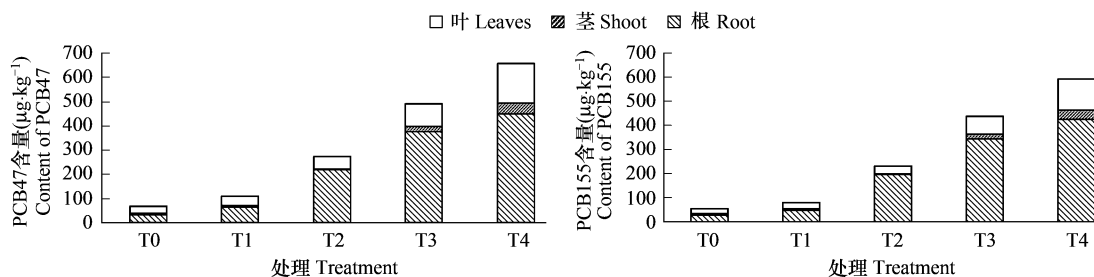


图2 秋茄幼苗根、茎、叶中 PCBs 含量

Fig.2 Content of PCBs in root, shoot and leaves of *Kandelia candel* seedlings(180d)

2.3 PCBs 的植物累积与沉积物残留量的关系

生物富集系数(Bioconcentration factors, 简称 BCFs)是植物体内污染物的累积量与其生长沉积物中污染物残留量的比值(以干重计)^[16,17],常用于植物修复能力评价研究,BCFs 越大,表明植物的修复能力越强^[18]。

由图 3 可以看出,秋茄对 PCBs 的生物富集系数与沉积物中 PCBs 的残留量有关,随着沉积物中 PCBs 残留量的增大,根的富集系数降低,通过相关分析发现,根系对 PCBs 的富集与沉积物中 PCBs 的浓度负相关($r_{\text{PCB47}} = -0.9446$, $r_{\text{PCB155}} = -0.8264$),而茎和叶的富集系数则呈现先降低后升高的趋势。由图 3 还可以看出,秋茄不同部位对 PCBs 生物富集系数大小不同,PCBs 的生物富集系数根最大,叶次之,茎最小,说明根是秋茄富集 PCBs 的最大部位。

由图 3 还可以看出,秋茄对 PCB47 和 PCB155 的富集特征既有相同点又有不同之处:相同点表现在无论 PCB47 还是 PCB155,在植物的不同部位的富集趋势是相同的,即根 > 叶 > 茎;不同之处在于相同浓度处理条件下,PCB47 的生物富集系数,无论是根、茎还是叶均大于 PCB155,说明秋茄对沉积物中 PCB47 的吸收积累作用要强于 PCB155。

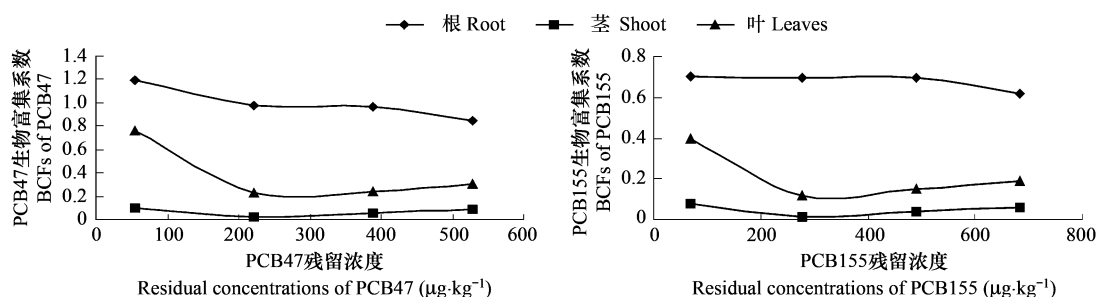


图 3 秋茄根茎叶对 PCBs 的生物富集系数

Fig. 3 BCFs of PCBs in root, shoot and leaves of *Kandelia candel* seedlings

3 讨论

许多研究已经证明植物的存在能够促进土壤中 PCBs 的降解。Ryslava 等在 PCBs 长期污染的土壤中栽植了烟草、龙葵和紫花苜蓿,6 个月后发现栽植了烟草的土壤中 PCB 的浓度明显降低,与未与植物根相接触的土壤相比降低了 34%^[19];Dzantor 等研究了 7 种植物对 PCBs 的去除能力,结果表明,许多草类和豆类都能降低土壤中 PCBs 的浓度^[20];Chekol 等通过室内模拟试验研究了 3 种豆类和 4 种草类等 7 种植物对 PCBs (Aroclor 1248) 污染的土壤的修复作用,经过 4 个月的处理之后,发现与未种植物的对照相比,所有栽种植物的处理中 PCBs 的生物降解都显著提高^[12];Epuri 和 Sorensen 的研究表明,种植了植物的土壤中 PCBs (Aroclor 1260) 的矿化高于未种植植物的对照^[21]。本研究结果表明,秋茄能促进污染沉积物中 PCBs 的去除,经过 180d 的处理,栽植了秋茄的沉积物中多氯联苯残留浓度明显低于对照。

植物对 PCBs 的吸收与积累可能是土壤中 PCBs 去除的主要原因之一,PCBs 可以通过植物根系进入植物体,并随蒸腾流沿木质部向茎叶传输^[22],例如 Sawhney 和 Hawkin 研究表明在甜菜、芜菁和菜豆的茎中发现了大量的低氯代同系物^[23];Zeeb 等研究了 9 种植物对 Aroclor 1260 提取的可行性,结果表明 3 种葫芦科的植物从土壤中提取 PCBs 的效率较高,主要是因为它们的根系吸收 PCBs 并向茎部传输^[24];Chu 等研究表明 PCBs 可以通过长距离运输进入芦苇和水稻体内^[25]。PCBs 也可以通过挥发进入空气,然后通过气态和颗粒态沉降到达叶片的蜡质表皮或者通过气孔吸收进入植物体^[26~28],例如 Chu 等研究表明水稻叶片中 PCBs 来源于空气中 PCBs 和干沉降^[27],程金平等研究认为,大气沉降是香樟叶片中 PCBs 的主要来源^[28];此外,PCBs 还可以通过根系吸收与地上部分沉降两种途径来实现^[29~30]。本研究结果表明,当沉积物中污染物浓度较高时(如 T3 和 T4),秋茄体内 PCB47 和 PCB155 主要来自根系从沉积物中吸收并向茎叶传输,当沉积物中污染物浓度较低时(如 T1 和 T2),秋茄体内 PCB47 和 PCB155 通过根系从沉积物中吸收并向茎叶传输所占的比例较小,而主要是通过叶片从空气中吸收而来;本研究还发现,通过不同途径进入秋茄体内的 PCBs,在植物体内不同部位的积累趋势相同,不论是 PCB47 还是 PCB155 的累积量均是根 > 叶 > 茎(图 2)。此外,无 PCBs 污染沉积物(T0)秋茄根中检测到 PCBs 的存在,而且由于采集的秋茄幼苗中未测出 PCB47 和 PCB155,表明 T0 处理秋

茄根中的 PCBs 来源于地上部分的转移与运输,这与 Lin 的研究结果相同,Lin 研究表明,白茅根部的 PCBs 是由叶片与茎秆运输而来的^[30]。

目前,植物吸收和传输有机污染物的机制还没有完全明了。有些研究者认为植物根系吸收和传输有机物与辛醇-水分配系数(K_{ow})有关,认为如果一种化合物的 $\log K_{ow} > 5$,则很难被植物所吸收^[31,32],因为如果一种化合物是高亲脂性的则将紧紧吸附于土壤颗粒物上,被植物吸收利用的有效性降低。Bell and Failey 研究指出,具有较高的 $\log K_{ow}$ 的化合物,很可能积聚在根中,难以向茎部运输^[32]。不过有研究者得到相反的结论,Puri 等研究指出, $\log K_{ow} > 5$ 的污染物也能被植物吸收和运输^[33],本研究结果与 Puri 结论相同,虽然 PCB47 和 PCB155 的 $\log K_{ow}$ 值均大于 5,分别为 5.9 和 6.7,但仍能够被红树植物秋茄所吸收并传输。

微生物降解是土壤中 PCBs 去除的另一途径,植物可通过增加微生物的数量、提高微生物和酶的活性或改变微生物种群结构来促进 PCBs 的降解^[11,12,34],例如 Chekol 等研究发现,植物的存在可以显著提高微生物的数量和活性以及酶的活性,来促进 PCBs 的去除^[12]。本研究表明,各处理均是对照 1(加二氯化汞以抑制微生物活性)PCBs 的残留浓度最高,可能是 PCBs 的非生物消减较低的缘故,对照 2(不加二氯化汞)的残留浓度其次,去除量较高,可能是沉积物中微生物作用的结果,栽植了秋茄的沉积物中 PCBs 残留浓度最低,去除量最高,表明植物微生物联合作用更有利于 PCBs 污染沉积物的修复。

生物富集系数(BCFs)常用于植物修复能力评价研究,BCFs 越大表明植物对污染物的富集能力越强^[18]。徐圣友研究发现玉米根茎叶的生物富集因子随着土壤多环芳烃含量的增加而降低,但植物体内多环芳烃的累积量却与其生长的土壤含量成正相关^[18];Wang 等认为在通常情况下,BCFs 会随着土壤中污染物含量的增加而下降,尤其是移动性强的物质更加明显^[35];高彦征等研究发现,植物的根系富集因子(RCFs)随着土壤中多环芳烃的含量增加而下降,并且在同一植物土壤系统中,菲的 RCFs 要小于芘^[36]。本研究得到与他们相似的结论,研究结果表明秋茄根对 PCBs 的富集与沉积物 PCBs 含量呈负相关,秋茄体内 PCBs 的含量与其生长的沉积物含量呈正相关,可能是因为秋茄对 PCBs 的累积量受最大值(阈值)的限制,较低浓度处理中,秋茄体内累积的 PCBs 量远离阈值,BCFs 较高,而较高浓度处理中,秋茄体内累积的 PCBs 量接近阈值,不能够再继续吸收更多的 PCBs,故 BCFs 较低;本研究还表明,在同一植物沉积物系统中,PCB47 的生物富集系数要大于 PCB155,且无论是 PCB47 还是 PCB155,在植物的不同部位的富集趋势是相同的,即根 > 叶 > 茎。本研究结果表明用红树植物秋茄修复 PCBs 污染的沉积物是可行的,但采取何种方法来优化该技术尚需进一步的研究。

References:

- [1] Jiang G B. Qualitative and quantitative determination of persistent organic pollutants. Chinese Journal of Analysis Laboratory, 2003, 22(zl):104.
- [2] Cousins I T, McLachlan M S, Jones K C. Lack of an aging effect on the soil-air partitioning of polychlorinated biphenyls. Environmental Science Technology, 1998, 32: 2734—2740.
- [3] Hickey W J. Transformation and fate of polychlorinated biphenyls in soil and sediment. In: Adriano DC, et al. editors. Bioremediation of contaminated soils. Agron Monogr, vol. 37. Madison, WI:ASA,CSSA and SSSA,1999, 213—237.
- [4] Fang Z Q, Cheung R Y H, Wong M H. Concentrations and distribution of organochlorinated pesticides and PCBs in green-lipped mussels, *Perna viridis* collected from the Pearl River estuarine zone. Acta Scientiae Circumstantiae, 2001, 21(1):113—116.
- [5] Zhang Z L, Hong H S, Yu G. Preliminary study on persistent organic pollutants (POPs) — PCBs in multiphase matrices in Minjiang River estuary. Acta Scientiae Circumstantiae, 2002, 22(6): 788—791.
- [6] Yang Y, Liu M, Xu S Y, Hou L J, Liu H L. Distribution of polychlorinated biphenyls (PCBs) and organochlorine pesticides (OCPs) in the tidal beach surface sediments of Yangtze estuary. China Environmental Science, 2003, 23(2):215—219.
- [7] Yuan X Y, Wang Y, Sun C, Xu N Z, Chen J. Characteristics and environmental effects of polychlorinated biphenyls in sediments from Taihu Lake. Resources and Environment in the Yangtze Basin, 2004, 13(3): 272—276.
- [8] Qiu Y W, Zhou J L, Maskaoui K, Yan W, Hong H S, Wang Z D. Study on polychlorinated biphenyl congeners and organochlorine insecticides in Daya Bay. Marine Environmental Science, 2002,21(1):46—51.
- [9] Sun Z Z, Qi J Y, Zeng Z C, Zhang Y P, Sun J, Hao Y M. Polychlorinated biphenyls in the water, soil and aquatic animals from the Jiuduansha

- wetland of Yangtze River estuary. Research of Environmental Sciences, 2008, 21(3): 92—97.
- [10] Zheng H L, Chen J, Deng W J. Polychlorinated biphenyls in soil environment and remediation of PCBs-contaminated soil. Soils, 2004, 36(1): 16—20.
- [11] Campanella B F, Bock C, Schroder P. Phytoremediation to increase the degradation of PCBs and PCDD/Fs. Potencial and Limitations. Environmental Science and Pollution Research International, 2002, 9(1): 73—85.
- [12] Chekol T, Voûgh L R, Chaney R L. Phytoremediation of polychlorinated biphenyl contaminated soils: the rhizosphere effect. Environment International, 2004, 30: 799—804.
- [13] Liu Y Y, Sun H B, Chen G Z, Zhao B, Li W Y. Eco-physiological responses of *Kandelia candel* seedlings to polychlorinated biphenyls (PCBs) treatment. Acta Ecologica Sinica, 2007, 27(2): 746—754.
- [14] Liu Y Y, Sun H B, Chen G Z. Effects of PCBs on *Aegiceras corniculatum* seedlings growth and membrane protective enzyme system. Chinese Journal of Applied Ecology, 2007, 18(1): 123—128.
- [15] Long E R, Macdonald D D, Smith S L & Calder F D. Incidence of adverse biological effects with ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. Environmental Management, 1995, 81—97.
- [16] Mattina M J I, Lannucci B W, Musante C, White J C. Concurrent plant uptake of heavy metals and persistent organic pollutants from soil. Environmental Pollution, 2003, 124: 375—378.
- [17] Polder M, Hulzebos E, Jager D. Validation of models on uptake of organic chemicals by plant roots. Environmental Toxicology Chemistry, 1995, 14: 1615—1623.
- [18] Xu S Y, Chen Y X, Lin Q, Wu W X, Wang D, Xue S G, Shen C F. Remediation of phenanthrene and pyrene-contaminated soil by growing maize (*Zea Mays* L.). Acta Pedologica Sinica, 2006, 143(12): 226—232.
- [19] Ryslava E, Krejčík Z, Macek T, Novakova H, Dennerova K, Mackova M. Study of PCB degradation in real contaminated soil. Fresenius Environmental Bulletin, 2003, 12(3): 296—301.
- [20] Dzantor E K, Chekol T, Voûgh L R. Feasibility of using forage grasses and legumes for phytoremediation of organic pollutants. Journal of Environmental Science and Health, 2000, 35: 1645—1661.
- [21] Epuri V, Sorensen D L. Benzo(a)pyrene and hexachlorobiphenyl contaminated soil: phytoremediation potential. In: Kruger E L, Anderson T A, Coats J R, editors. Phytoremediation of soil and water contaminants. Washington, D C: American Chemical Society, 1997, 200—220.
- [22] Smith K E C, Jones K C. Particles and vegetation: implications for the transfer of particle-bound organic contaminants to vegetation. The Science of the Total Environment, 2000, 246: 207—236.
- [23] Sawhney B L, Hawkin L. Plant contamination by PCBs from amended soils. Journal of Food Protection, 1984, 47: 232—236.
- [24] Zeeb B A, Amphlett J S, Rutter A, Reimer K J. Potential for phytoremediation of polychlorinated biphenyl (PCB) contaminated soil. International Journal of Phytoremediation, 2006, 8(3): 199—221.
- [25] Chu W K, Wong M H, Zhang J. Accumulation, distribution and transformation of DDT and PCBs by *Phragmites australis* and *Oryza sativa* L.: I. Whole plant study. Environmental Geochemistry and Health, 2006, 28: 159—168.
- [26] Simonich S L, Hites R A. Organic pollutant accumulation in vegetation. Environmental Science and Technology, 1995, 29: 2905—2914.
- [27] Chu S, Cai M, Xu X. Soil-plant transfer of polychlorinated biphenyls in paddy fields. The Science of the Total Environment, 1999, 234, 119—126.
- [28] Cheng J P, Wu Q, Xie H Y, Zhao W C, Zheng M, Wang W H. The accumulation of polychlorinated biphenyls in camphor tree leaves in industrial area of Shanghai. Journal of Shanghai Jiaotong University, 2007, 14(7): 1185—1188.
- [29] Meng Y L, Zhao M X, Zhao X S, Jiang Q T, Yuan E L. Uptake of 15 polychlorinated biphenyl congeners from potted soil by catenue pepper and tomato. Journal of Jinlin Agricultural University, 1993, 15(1): 38—41.
- [30] Lin Y J, Liu H C, Hseu Z Y. Study of transportation and distribution of PCBs using an ecologically simulated growth chamber. Chemosphere, 2006, 64: 565—573.
- [31] Briggs G G, Bromilow R H, Ewans A A. Relationship between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionized chemicals by barley. Pesticidal Science, 1982, 13: 495—502.
- [32] Bell R M, Failey R A. Plant uptake of organic pollutants. In: Jones K D eds. Organic contaminant in the environment. Elsevier Applied Science, New York, 1991: 189—206.
- [33] Puri R K, Qiuping, Y, Shubender K, Lower W R, Puri V. Plant uptake and metabolism of Polychlorinated biphenyls (PCBs). In: Wang W, Gorsuch J W, Hughes J S. eds. Plants for Environmental Studies, Boca Raton, FL, CRC Press, 1997. 481—513.
- [34] Liu Y Y, Chen G Z. Research advances in phytoremediation of polychlorinated biphenyls (PCBs). Chinese Journal of Applied Ecology, 2006, 17(2): 325—330.

- [35] Wang M, Jones K C. Uptake of chlorobenzenes by carrots from spiked and sewage sludge2amended soil. *Environmental Science Technology*, 1994, 28: 1260—1267.
- [36] Gao Y Z, Zhu L Z. Plant uptake, accumulation and translocation of phenanthrene and pyrene in soils. *Chemosphere*, 2004, 55: 1169—1178.

参考文献:

- [1] 江桂斌. 持久性有机化学污染物(POPs)的定性定量分析. *分析实验室*, 2003, 22(4): 104.
- [4] 方展强, 张润兴, 黄铭洪. 珠江河口区翡翠贻贝中有机氯农药和多氯联苯含量及分布. *环境科学学报*, 2001, 21(1): 113~116.
- [5] 张祖麟, 洪华生, 余刚. 闽江口持久性有机污染物——多氯联苯的研究. *环境科学学报*, 2002, 22(6): 788~791.
- [6] 杨毅, 刘敏, 许世远, 侯立军, 刘华林. 长江口潮滩表层沉积物中 PCBs 和 OCPs 的分布. *中国环境科学*, 2003, 23(2): 215~219.
- [7] 袁旭音, 王禹, 孙成, 许乃政, 陈骏. 太湖底泥中多氯联苯的特征与环境效应. *长江流域资源与环境*, 2004, 13(3): 272~276.
- [8] 丘耀文, 周俊良, Maskaoui K, 颜文, 洪华生, 王肇鼎. 大亚湾海域多氯联苯及有机氯农药研究. *海洋环境科学*, 2002, 21(1): 46~51.
- [9] 孙振中, 戚隽渊, 曾智超, 张玉平, 孙骥, 郝永梅. 长江口九段沙水域环境及生物体内多氯联苯分布. *环境科学研究*, 2008, 21(3): 92~97.
- [10] 郑海龙, 陈杰, 邓文靖. 土壤环境中的多氯联苯(PCBs)及其修复技术. *土壤*, 2004, 36(1): 16~20.
- [13] 刘亚云, 孙红斌, 陈桂珠, 赵波, 李伟煜. 秋茄(*Kandelia candel*)幼苗对多氯联苯污染的生理生态响应. *生态学报*, 2007, 27(2): 746~754.
- [14] 刘亚云, 孙红斌, 陈桂珠. 多氯联苯对桐花树幼苗生长及膜保护酶系统的影响. *应用生态学报*, 2007, 18(1): 123~128.
- [18] 徐圣友, 陈英旭, 林琦, 吴伟祥, 王冬, 薛生国, 沈超峰. 玉米对土壤中菲芘修复作用的初步研究. *土壤学报*, 2006, 143(12): 226~232.
- [28] 程金平, 吴骞, 谢海赞, 赵文昌, 郑敏, 王文华. 上海某工业区香樟叶片对多氯联苯的富集. *上海交通大学学报*, 2007, 14(7): 1185~1188.
- [29] 孟亚黎, 赵明宪, 赵晓松, 姜庆太, 袁尔立. 青椒、西红柿对多氯联苯的吸收及在各部位中的分布. *吉林农业大学学报*, 1993, 15(1): 38~41.
- [34] 刘亚云, 陈桂珠. 植物修复多氯联苯研究进展. *应用生态学报*, 2006, 17(2): 325~330.