

苏丹草对镉-芘复合污染土壤的修复作用

贾 婵, 呼世斌*, 张春慧, 韩玉婕, 王效国, 程志文

(西北农林科技大学资源环境学院, 陕西 杨凌 712100)

摘要: 采用室内盆栽试验, 研究了苏丹草对不同浓度镉-芘复合污染土壤的修复作用。结果表明: 在试验浓度范围内(芘 0~305.47 mg·kg⁻¹, 镉 0~18.11 mg·kg⁻¹)苏丹草未见死亡。苏丹草可以从镉-芘复合污染土壤中吸收镉, 土壤中镉的植物去除率介于 4.23%~17.88%之间, 相同镉浓度条件下, 镉植物去除率随着芘添加浓度的增大而显著减小; 种植苏丹草可以显著提高土壤中芘的去除率, 种植苏丹草的处理中芘的去除率为 59.18%~88.46%, 而无苏丹草对照组芘去除率仅为 12.92%~40.73%; 复合污染土壤中镉的添加显著抑制了土壤中芘的去除, 且抑制程度随着镉添加浓度的增大而增加。因此, 苏丹草对镉-芘复合污染土壤的修复效果受到污染物浓度水平及相互作用的显著影响。

关键词: 苏丹草; 镉; 芘; 复合污染; 植物修复

中图分类号: X53 **文献标志码:** A **文章编号:** 1672-2043(2014)06-1139-07 doi:10.11654/jaes.2014.06.013

Phytoremediation of Cadmium and Pyrene Co-polluted Soil by Sudan Grass(*Sorghum vulgare* L.)

JIA Chan, HU Shi-bin*, ZHANG Chun-hui, HAN Yu-jie, WANG Xiao-guo, CHENG Zhi-wen

(College of Natural Resources and Environment, Northwest A&F University, Yangling 712100, China)

Abstract: Sudan grass (*Sorghum vulgare* L.) has been used to phytoremediate soils polluted by heavy metals. A pot experiment was carried out to examine remediation efficiency of cadmium (Cd) and pyrene (PYR) co-polluted soil by Sudan grass under greenhouse conditions. Sudan grass grew normal at initial concentrations of pyrene ranging from 0 to 305.47 mg·kg⁻¹ and Cd from 0 to 18.11 mg·kg⁻¹. Cadmium removal rates by Sudan grass decreased with increasing concentrations of pyrene. Planting Sudan grass significantly promoted the dissipation of pyrene in the soil. The removal rates of pyrene by Sudan grass were 59.18%~88.46%, higher than those without Sudan grass, which were 12.92%~40.73%; Likewise, removal rates of pyrene in soils decreased when Cd levels increased in the soils.

Keywords: Sudan grass; cadmium; pyrene; co-contamination; phytoremediation

重金属及多环芳烃(PAHs)是目前土壤中普遍存在的两大类污染物质^[1], 土壤中重金属-PAHs 复合污染既普遍存在又非常复杂, 由于其污染的范围广、程度高、生物毒性强而引起了广泛关注^[2-4]。近年来, 我国土壤镉(Cd)和 PAHs 污染日趋严重^[5], 受 Cd-PAHs 复合污染的土壤也被频繁地报道^[6-7]。针对我国土壤污染治理工作中出现的新问题, 发展成本低、环境友好的原位修复技术成为了亟待解决的问题。植物修复技术因具有投资成本低、无二次污染、兼具保护生态和美化环境功能等优点^[8], 同时能有效去除土壤中的重金

属、有机污染物而受到关注^[9]。在利用植物修复重金属-有机物复合污染土壤的研究中发现, 土壤中各种污染物之间的相互作用可能会影响植物修复过程和效率^[10-11], 且作用类型取决于植物种类、污染物种类及污染介质^[12]。

苏丹草具有生长旺盛、耐旱性强、根系发达、具备较强 Cd 耐受力及抗逆能力^[13]等优点。目前, 有关苏丹草对 PAHs、重金属污染土壤修复的研究较多^[14-16], 但对重金属-有机污染复合污染土壤尤其是 Cd-芘复合污染土壤的修复研究尚不多见。本实验针对重金属 Cd 和 PAHs 中具有代表性的 4 环化合物芘(Pyrene, PYR)^[17], 通过盆栽试验, 研究 Cd-PYR 复合污染土壤中苏丹草的生长及其对 Cd 的吸收积累特点、修复效应和对 PYR 的降解作用, 为进一步开展重金属和有机物复合污染的植物修复技术研究提供科学依据。

收稿日期: 2013-11-14

基金项目: 国家“863”项目(2012AA101404-4)

作者简介: 贾 婵(1988—), 女, 陕西咸阳人, 在读硕士, 主要从事污染土壤植物修复。E-mail: jiachan1988@126.com

* 通信作者: 呼世斌 E-mail: hushibin2003@nwsuaf.edu.cn

1 材料与方法

1.1 试验材料

1.1.1 供试土壤

供试土壤采自中国杨凌农业示范区穆家寨农田土壤(0~20 cm),土壤类型为褐土类,瘠土亚类。土样采回后自然风干,过 2 mm 筛后备用。土壤基本理化性质如下:pH 7.97,有机质 13.66 g·kg⁻¹,全氮 1.69 g·kg⁻¹,硝态氮 11.15 mg·kg⁻¹,铵态氮 1.82 mg·kg⁻¹,速效磷 6.67 mg·kg⁻¹,全钾 17.24 g·kg⁻¹,速效钾 83.21 mg·kg⁻¹,Cd 0.32 mg·kg⁻¹,PYR 未检出。

1.1.2 供试植物

供试苏丹草(*Sorghum vulagre* L.)经无菌催芽、培植 1 周后移栽于小盆中。

1.1.3 试剂与仪器

试剂:PYR(Accu Standard Inc.)、层析用硅胶(200~300 目,青岛海洋化工)、二氯甲烷、丙酮、正己烷、无水硫酸钠、均为分析纯;甲醇为色谱纯。

仪器:KQ-300DE 医用数控超声波清洗器,旋转蒸发仪,Waters600 高效液相色谱仪,配有 Waters 2487 紫外检测器,D 4.6 mm×250 mm C18 反相色谱柱。

1.2 试验方法

1.2.1 试验设计

试验设置 3 个 Cd 污染浓度(6、9、18 mg·kg⁻¹)和 4 个 PYR 污染浓度(0、5、50、300 mg·kg⁻¹)。首先,将 CdSO₄·8H₂O 配成试验所需的一系列浓度分别加入土壤中,混合均匀,保持土壤 60%含水率(WHC)稳定 1 个月,未添加 Cd 的土壤也在相同条件下培养。培养后的土壤自然风干并过 2 mm 筛,取 200 g 左右土壤,将苾以丙酮溶液的形式加入,混合均匀。处理后的土壤装盆(1.5 kg 风干土·盆⁻¹),保持 60%WHC 于温室中稳定^[18]。种植前采样以测定土壤镉和苾初始浓度。

向表 1 所示的各处理土壤中分别移入苏丹草幼苗(3 株·盆⁻¹),同时对应每一处理设不种植物的对照组,所有处理均设 3 个重复。盆栽试验在西北农林科技大学生命学院玻璃温室中进行,保持土壤 WHC 60%左右,试验周期为 60 d。

1.2.2 样品采集

60 d 试验结束后,测定苏丹草株高。然后将苏丹草分地上、地下部分收获并用去离子水冲洗干净。将所有植物样品装入信封中,在 65 ℃下烘至恒重,测定干物质质量。烘干的植物样用玛瑙研钵磨细,过 60 目尼龙筛,放于冰箱(4 ℃)中备用。土壤样品在室温下

表 1 试验各处理土壤中污染物添加量及初始浓度(mg·kg⁻¹)

Table 1 Initial concentrations (mg·kg⁻¹) of contaminants in the treated soils

处理编号	外源添加 Cd 浓度	土壤初始 Cd 浓度	外源添加 PYR 浓度	土壤初始 PYR 浓度
CK	0	0.32±0.02	0	ND
Cd1PYR0	6	6.04±0.53	0	ND
Cd1PYR1	6	6.04±0.53	5	5.11±0.27
Cd1PYR2	6	6.04±0.53	50	50.08±0.63
Cd1PYR3	6	6.04±0.53	300	299±9.95
Cd2PYR0	9	9.16±0.88	0	ND
Cd2PYR1	9	9.16±0.88	5	4.96±0.48
Cd2PYR2	9	9.16±0.88	50	51.01±0.83
Cd2PYR3	9	9.16±0.88	300	302.13±11.01
Cd3PYR0	18	18.11±1.12	0	ND
Cd3PYR1	18	18.11±1.12	5	5.15±0.74
Cd3PYR2	18	18.11±1.12	50	50.94±1.06
Cd3PYR3	18	18.11±1.12	300	305.47±12.02

注:Cd1、Cd2、Cd3 分别代表添加 Cd 6、9、18 mg·kg⁻¹ 的土壤;PYR0 表示未添加 PYR 的土壤,PYR1、PYR2、PYR3 分别代表添加 PYR 5、50、300 mg·kg⁻¹ 的土壤;CK 代表未添加任何污染物的土壤;ND 表示未检出。下同。

Note: Cd1, Cd2 and Cd3 represent soils spiked with 6 mg·kg⁻¹, 9 mg·kg⁻¹ and 18 mg·kg⁻¹ Cd, respectively; PYR0, PYR1, PYR2, and PYR3 represent soils spiked with 0, 5, 50 mg·kg⁻¹ and 300 mg·kg⁻¹ PYR, respectively; CK represent soil without contaminant additions; ND represent not detected. The same below.

风干后,用玛瑙研钵磨细,过 100 目尼龙筛,放于冰箱(4 ℃)中备用。

1.2.3 测定方法

供试土壤的基本理化性质采用常规分析方法测定^[19]。

土壤和植物中 Cd 含量测定:植物样品用 HNO₃-HClO₄ 消化,土壤样品用 HNO₃-HClO₄-HF 消化,采用火焰原子吸收分光光度法测定 Cd 含量。

植物、土壤中 PYR 含量测定:土壤及植物苾的提取参照文献[14]的方法。

HPLC/UV 分析条件:流动相为甲醇:水(83:17),流速为 1.0 mL·min⁻¹,柱温 30 ℃,进样量为 20 μL;检测波长 235 nm。苾检测限为 54.9 pg·L⁻¹。土样中苾的加标回收率为 92.42%(n=5, RSD<5.5%);植物样中加标回收率分别为 85.2%(n=5, RSD<7.89%),可以满足试验要求。

1.3 数据处理

$$\text{Cd 的植物转运系数}(TF)=\frac{C_{\text{地上}}}{C_{\text{地下}}}$$

式中:C_{地上}为地上部分Cd 浓度,mg·kg⁻¹ DW;C_{地下}为地

下部分 Cd 浓度,mg·kg⁻¹ DW。

$$\text{Cd 的植物去除率 } PR(\%) = \frac{C_{\text{地上}} \times W_{\text{地上}} + C_{\text{地下}} \times W_{\text{地下}}}{C_{\text{土壤}} \times W_{\text{土壤}}}$$

式中: $C_{\text{地上}}$ 为地上部分 Cd 浓度,mg·kg⁻¹ DW; $W_{\text{地上}}$ 为地上部分干物质重,kg; $C_{\text{地下}}$ 为地下部分 Cd 浓度,mg·kg⁻¹ DW; $W_{\text{地下}}$ 为地下部分干物质重,kg; $C_{\text{土壤}}$ 为土壤初始 Cd 浓度,mg·kg⁻¹ DW; $W_{\text{土壤}}$ 为风干土重,kg。

$$\text{PYR 在土壤中的去除率 } DR(\%) = \frac{C_0 - C_t}{C_0} \times 100$$

式中: C_0 为土壤中 PYR 初始含量,mg·kg⁻¹ DW; C_t 为 60 d 后土壤中 PYR 含量,mg·kg⁻¹ DW。

试验数据用 SPSS 20.0 统计分析软件进行处理与分析,通过双因素方差分析(Two-way ANOVA,基于 LSD)来比较 Cd、PYR 相互作用对苏丹草生长、污染物吸收和去除的影响。试验结果表示为平均值±标准误差,采用 Excel 2010 制图。

2 结果与讨论

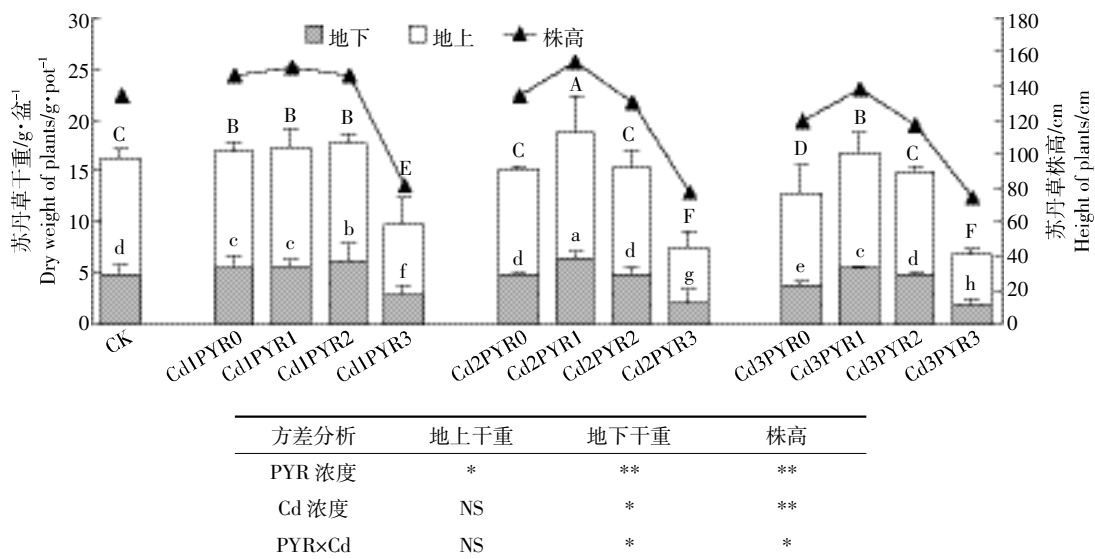
2.1 苏丹草生长

植物生长高度是反应植物生长发育状况的重要指标之一,植物的生物量,尤其是植物在污染环境中的抗性和生长能力是植物修复的一个决定性因素。60 d 试验结束后,苏丹草地上部分干重受到 PYR 浓度的显著影响,但是受 Cd 浓度及 Cd-PYR 相互作用

影响不显著;相对于地上部分,地下部分干重受到 Cd 浓度、Cd-PYR 相互作用的显著影响,同时受 PYR 浓度的极显著影响;苏丹草株高受到 Cd、PYR 浓度水平的极显著、Cd-PYR 相互作用的显著影响。

镉作为植物非必需元素是毒性最强的重金属元素之一,它对烟草、玉米、小麦等大量植物品种的毒性效应已被广泛报道^[1],然而低剂量的 Cd 却对植物生长具有一定刺激效应,如较低浓度的 Cd(≤5 mg·kg⁻¹)可以显著促进苏丹草、甜高粱及高丹草再生株的生长。本试验中,单一 Cd 污染处理,苏丹草地上及地下部分干重及株高均随着 Cd 浓度的增加先增大后减小:相对于 CK 来说,Cd1PYR0 处理苏丹草地上、地下干重分别增加 4.8%、14.44%,株高增加 8.7%;Cd2PYR0 处理苏丹草地上、地下部分干重及株高均与对照差异不显著;Cd3PYR0 处理苏丹草地上、地下干重分别减少 14.78%、20.77%,株高相比对照低 11.48%。试验结果反映出低浓度 Cd(6 mg·kg⁻¹)促进了苏丹草地上及地下部分的生长,而高浓度 Cd(18 mg·kg⁻¹)则会抑制苏丹草的生长,且对其地下部分的抑制作用大于地上部分(图 1)。

PYR 对植物生长的作用类型主要取决于植物种类。李跃鹏^[20]报道:当苊含量为 10~50 mg·kg⁻¹ 时,紫花苜蓿生物量与对照无显著性差异;当土壤中苊含量大于 100 mg·kg⁻¹ 时,苊对紫花苜蓿生长造成一定的



不同大小写字母代表 0.05 显著水平;图下方双因素方差分析结果中,* 代表 0.05 显著水平,** 代表 0.01 显著水平,NS 代表无显著差异。下同
Means with different letters are significantly different based on LSD($P<0.05$).

Two-way analyses of variance(ANOVA) are shown below the graph,*, $P<0.05$,**, $P<0.001$, NS: not significant. The same below

图 1 不同处理中苏丹草地上、地下部分干重及株高

Figure 1 Dry weight and height of Sudan grass as influenced by Cd and PYR treatments after 60 days of growth

抑制,且随着外源芘含量增大该毒害作用逐渐增强。袁馨等^[14]发现当土壤中添加 $20.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 芘时,苏丹草增长率为 22.23%。重金属与 PYR 对植物生长的协同、拮抗作用均已被报道。Lin 等^[21]报道 Cu-PYR 复合污染土壤中 PYR 可能缓解了 Cu 对玉米的毒害;而 Wang 等^[18]却指出,高 Cd 浓度土壤中,Cd-PAHs 相互作用可能增强污染物的植物毒性。本试验中,当土壤 Cd 处于中浓度($9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)和较高浓度($18 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)时, $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ PYR 的添加显著促进了苏丹草的生长,然而对低浓度($6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)Cd 处理中苏丹草的生长却没有显著影响;添加 $300 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ PYR 的土壤中,苏丹草地上、地下干重及株高均显著小于其他处理, $300 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ PYR 对苏丹草的生长产生了严重的抑制作用,株高分别降低 44.18%、42.30%、37.70%,抑制作用非常显著。这些结果表明:低浓度 PYR($5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)与中、高浓度($9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $18 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)的相互作用可能缓解了植物的毒性,从而促进了苏丹草的生长,而高浓度 PYR($300 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)与 Cd 的相互作用则可能增强了 Cd 的植物毒性。因此,复合污染土壤中,污染物之间的相互作用可能会因浓度不同而异。

2.2 苏丹草对镉的积累和提取

苏丹草地上部分、地下部分 Cd 含量受到 Cd 和 PYR 浓度、Cd-PYR 相互作用的显著影响(图 2)。

本试验中,苏丹草地上及地下部分 Cd 含量随着土壤 Cd 浓度的提高显著增加,与刘大林等的研究结果一致^[22]。苏丹草根部分含量显著大于地上部分 Cd 含量,可能原因是苏丹草为了减轻 Cd 对其地上各器官

的毒害作用而将进入根皮层细胞的 Cd 沉积下来^[23]。

复合污染土壤中,有机污染物的加入可能会对植物从土壤中提取、积累重金属产生一定的影响,且作用类型与植物种类、污染物种类有很大关系^[21,24]。本试验中,PYR 的添加使得苏丹草地上部分 Cd 含量低于单一 Cd 污染(Cd3PYR3 除外),Lin 等^[21]在研究玉米修复 Cu-PYR 复合污染土壤时发现了类似的结果:在 Cu 浓度为 $400 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 土壤中,Cu-PYR 复合污染土壤中玉米地上部分 Cu 含量显著低于 Cu 单一污染土壤。Yang 等^[25]也曾报道,高浓度 Cd 土壤中,东南景天地上部分 Cd 含量随着以下顺序递减:Cd 单一污染土壤>两个水平 PYR 污染土壤。添加不同浓度 PYR 对苏丹草地下部分 Cd 含量产生不同的影响:当土壤中 Cd 处于较低浓度($6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)时,添加不同浓度 PYR 使苏丹草地下部分 Cd 含量显著减小;当土壤中 Cd 处于中等浓度($9 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)时,添加不同浓度 PYR 对苏丹草根部分 Cd 含量没有显著影响;当土壤中 Cd 处于高浓度($18 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)时,低浓度($5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)PYR 的添加对 Cd 在地下部分的积累产生抑制作用,中浓度($50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)和高浓度($300 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)PYR 的添加却促进了 Cd 在苏丹草根部的积累。Chigbo 等^[26]在研究印度芥菜修复 Cu-PYR 复合污染土壤时得出类似结论:当土壤中 Cu 处于不同浓度时,添加相同浓度 PYR 对印度芥菜根部 Cu 含量会产生不同作用。

当土壤中 PYR 含量在 $0 \sim 300 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 范围内时,Cd 在苏丹草体内运转系数在 0.28~0.61 之间。PYR 的添加对 Cd 在苏丹草体内的转运产生了不同的影响:

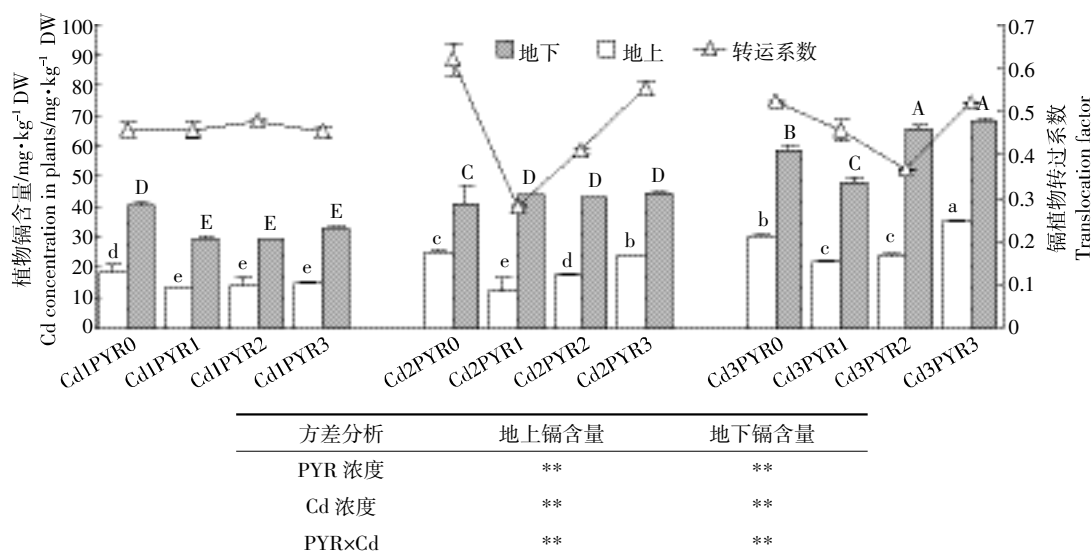


图 2 植株地上、地下部分 Cd 含量和转运系数

Figure 2 Cd concentrations and translocation factors of Sudan grass under Cd and PYR treatments

当土壤中 Cd 浓度处于较高水平($9、18\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)时,不同浓度 PYR 的添加抑制了 Cd 的体内转运;当土壤 Cd 为 $6\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,PYR 的加入却对 Cd 在苏丹草体内的转运没有显著影响。

本试验中苏丹草植物积累 Cd 总量随着 Cd 添加量的增加而增大:土壤添加 $6、9、18\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{Cd}$ 时植物积累 Cd 总量分别为 $0.72\sim 1.62\text{ mg}\cdot\text{盆}^{-1}$ 、 $0.83\sim 1.74$ 、 $1.15\sim 2.03\text{ mg}\cdot\text{盆}^{-1}$ (表 2);PYR 的加入抑制了植物对 Cd 的积累总量,即复合污染土壤中 PYR 降低了 $6、9\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{Cd}$ 的植物修复效率。

2.3 土壤中 PYR 的去除

土壤中的 PAHs 可以通过生物降解、植物吸收积累和代谢、非生物过程三个主要途径去除。60 d 试验结束后,不种植苏丹草的处理中土壤 PYR 含量显著下降,去除的主要途径可能是土壤中土著微生物对 PYR 的降解作用及较高的非生物损失^[27];由于植物吸收积累对 PYR 消散量的贡献率可忽略不计^[28],种植植物的处理中土壤 PYR 的去除主要通过植物的根际效应强化微生物对有机污染物的降解作用^[18]及非生物损失。

许多研究表明,种植植物可以显著提高土壤中 PAHs 的去除率,如 Lin 等^[21]研究指出,用玉米修复 $500\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}\text{PYR}$ 污染土壤时,种植玉米的处理中土壤 PYR 的残留量显著低于不种玉米的处理。本试验中,种植苏丹草的处理中 PYR 去除率显著高于无苏丹草的对照处理:种植苏丹草的处理中 PYR 的去除率为 $59.18\%\sim 88.46\%$,而无苏丹草对照组 PYR 去除率仅为 $12.92\%\sim 40.73\%$ (表 3)。这种现象产生的原因一方面可能是植物根际对土壤微生物的生长和活性产生了促进作用,另一方面也可能是由于植物根系分泌物促进了 PAHs 的降解^[29-31]。另外,由于植物的根系形态和根际特征存在很大差异性^[32],不同植物对 PAHs 污染土壤的修复潜力也会有很大的差异。本试验中种植苏丹草处理的土壤中 PYR 去除率最高达 88.46% ,可能与苏丹草根系发达、植株生长旺盛有关。

复合污染土壤中,重金属对 PAHs 降解的影响取决于植物种类、重金属和 PAHs 的种类及浓度^[21],如:在 Pb-PYR 复合污染土壤中,Pb 的加入提高了根际和非根际土壤中 PYR 的去除率^[31];而 Cu-PYR 复合污染土壤中,高浓度 Cu 的加入却抑制了土壤 PYR 的去除^[21]。Sandrin 等^[33]发现土壤中过高浓度的重金属可能会抑制有机污染物在复合体系中的微生物降解。本试验中,种植苏丹草的处理中 PYR 在土壤中的去除

表 2 苏丹草地上、地下部分 Cd 积累量及土壤 Cd 植物去除率

Table 2 Cd accumulation of and removal from soils by Sudan grass

处理		地上 Cd	地下 Cd	植物积累	Cd 植物
		积累量/ $\text{mg}\cdot\text{盆}^{-1}$	积累量/ $\text{mg}\cdot\text{盆}^{-1}$	Cd 总量/ $\text{mg}\cdot\text{盆}^{-1}$	
单一 Cd 污染	Cd1PYR0	0.94 ± 0.17	0.68 ± 0.03	1.62d	17.88A
	Cd2PYR0	1.15 ± 0.27	0.59 ± 0.04	1.74c	12.66B
	Cd3PYR0	1.17 ± 0.06	0.68 ± 0.03	1.85b	6.81F
Cd-PYR 复合污染	Cd1PYR1	0.69 ± 0.02	0.50 ± 0.05	1.19g	13.13B
	Cd1PYR2	0.74 ± 0.04	0.54 ± 0.15	1.28f	14.13B
	Cd1PYR3	0.44 ± 0.04	0.28 ± 0.02	0.72h	7.95E
	Cd2PYR1	0.70 ± 0.04	0.85 ± 0.03	1.55d	11.28C
	Cd2PYR2	0.81 ± 0.05	0.64 ± 0.10	1.45e	10.55D
	Cd2PYR3	0.55 ± 0.01	0.28 ± 0.01	0.83h	6.04G
	Cd3PYR1	1.10 ± 0.06	0.79 ± 0.06	1.89b	6.96EF
	Cd3PYR2	1.08 ± 0.13	0.95 ± 0.03	2.03a	7.47G
	Cd3PYR3	0.73 ± 0.04	0.42 ± 0.02	1.15g	4.23H
方差分析					
PYR 浓度		*	*	*	*
Cd 浓度		**	**	*	*
Cd×PYR		**	NS	*	*

表 3 各处理土壤中 PYR 残留量及去除率

Table 3 Residual concentrations and removal rates of PYR in soils as influenced by Sudan grass

处理编号	种植苏丹草		不种苏丹草	
	PYR	PYR	PYR	PYR
	残留量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	去除率/%	残留量/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	去除率/%
Cd1PYR1	0.58 ± 0.13	88.46A	2.99 ± 0.55	40.73a
Cd2PYR1	0.72 ± 0.32	85.51B	3.05 ± 0.21	39.55a
Cd3PYR1	1.01 ± 0.11	80.35C	3.38 ± 0.30	38.43b
Cd1PYR2	12.09 ± 3.55	76.89D	39.41 ± 1.55	24.67c
Cd2PYR2	12.76 ± 3.21	74.98D	39.06 ± 1.21	23.42c
Cd3PYR2	14.50 ± 2.09	71.53E	40.04 ± 2.34	21.39c
Cd1PYR3	115.65 ± 11.74	61.04G	255.81 ± 6.69	14.40e
Cd2PYR3	120.04 ± 19.29	60.27H	260.56 ± 10.21	13.76e
Cd3PYR3	124.70 ± 10.05	59.18H	266.00 ± 11.17	12.92e
方差分析				
PYR 浓度		**		
Cd 浓度		**		
PYR×Cd		NS		

率受 PYR 和 Cd 浓度的极显著影响,但 PYR-Cd 相互作用不影响土壤中 PYR 的去除(见双因素方差分析)。土壤 PYR 的去除率随着 Cd 浓度的增大而减小,这种现象产生的原因可能是 Cd 和 PYR 的加入影响了植物和微生物的相互作用,高浓度 Cd 使苏丹草的生长受到抑制并对根际微生物群落产生了负面影响

从而使其根际环境不利于 PYR 的降解,同时 PYR 可能加剧了 Cd 对微生物的毒害作用^[34]。从表3中还可以看出,与种植苏丹草的处理相比,不种苏丹草的处理中土壤 PYR 的去除率仅受土壤初始 PYR 浓度的极显著影响。

3 结论

(1)Cd-PYR 复合污染土壤中,低浓度($5\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)PYR 的添加显著促进了苏丹草的生长,高浓度($300\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)PYR 的添加则严重抑制了苏丹草的生长。

(2)苏丹草可以从 Cd-PYR 复合污染土壤中提取 Cd,植物积累的 Cd 总量随着土壤 Cd 浓度的提高显著增加;PYR 的添加抑制了 Cd 在苏丹草体内的转运。

(3)复合污染土壤中,PYR 的去除率随着 PYR 浓度的增大显著减小;种植苏丹草可以显著提高土壤中 PYR 的去除率。

(4)种植苏丹草的复合污染土壤中,各浓度PYR 与低、中浓度($6,9\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)Cd 的相互作用降低了苏丹草对土壤中 Cd 的修复效率,然而 $50\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 的 PYR 却提高了高浓度($18\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)Cd 污染土壤中苏丹草积累 Cd 的总量;同时,Cd 的添加抑制了土壤中 PYR 的去除,且抑制程度随着 Cd 添加浓度的增大而增强。因此,苏丹草修复 Cd-PYR 复合污染土壤的修复效率受 Cd 和 PYR 相互作用的影响,且污染物之间的相互作用类型可能会因污染物浓度不同而发生变化。

(5)不种苏丹草的对照处理中,土壤 PYR 的去除不受 Cd-PYR 相互作用的影响。

参考文献:

- [1] HUANG Hua-gang, YU Ning, WANG Li-jun, et al. The phytoremediation potential of bioenergy crop *Ricinus communis* for DDTs and cadmium co-contaminated soil[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102: 11034-11038.
- [2] LI Ting-qiang, DI Zhen-zhen, Islam E, et al. Rhizosphere characteristics of zinc hyperaccumulator *Sedum alfredii* involved in zinc accumulation[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 185: 818-823.
- [3] WANG Xin, WANG Ying, Mahmood Q, et al. The effect of EDDS addition on the phytoextraction efficiency from Pb contaminated soil by *Sedum alfredii* Hance[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 168: 530-535.
- [4] 曹志洪,周健民. 中国土壤质量[M]. 北京:科学出版社, 2008.
CAO Zhi-hong, ZHOU Jian-min. Soil quality of China[M]. Beijing: Science Press, 2008.
- [5] SUN Yue-bing, ZHOU Qi-xing, XU Ying-ming, et al. Phytoremediation for co-contaminated soils of benzo[a]pyrene (B[a]P) and heavy metals using ornamental plant *Tagetes patula*[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 186: 2075-2082.
- [6] 曲健,宋云横,苏娜. 沈抚灌区上游土壤中多环芳烃的含量分析[J]. 中国环境监测, 2006, 22(3): 29-31.
QU Jian, SONG Yun-heng, SU Na. Analysis of polycyclic aromatic hydrocarbons in upriver soil of Shen-Fu Irrigation Area[J]. *Environmental Monitoring in China*, 2006, 22(3): 29-31.
- [7] YANG Chuan-jie, ZHOU Qi-xing, WEI Shu-he, et al. Chemical-assisted phytoremediation of Cd-PAHs contaminated soils using *Solanum Nigrum* L.[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2011, 13(8): 818-833.
- [8] 旷远文,温达志,周国逸. 有机物及重金属植物修复研究进展[J]. 生态学杂志, 2004, 23(1): 90-96.
KUANG Yuan-wen, WEN Da-zhi, ZHOU Guo-yi. Advances in researches on the phytoremediation of organic contaminants and heavy metals[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2004, 23(1): 90-96.
- [9] McGrath S P, ZHAO Fang-jie. Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils[J]. *Current Opinion in Biotechnology and Genetic Engineering Reviews*, 2003, 14: 277-282.
- [10] 占新华,周立祥,万寅婧,等. 水溶性有机物对植物吸收砒的影响及其机制研究[J]. 环境科学, 2006, 27(9): 1884-1888.
ZHAN Xin-hua, ZHOU Li-xiang, WAN Yin-jing, et al. Impact of dissolved organic matter on plant uptake of phenanthrene and its mechanisms[J]. *Environmental Science*, 2006, 27(9): 1884-1888.
- [11] Clemens S. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants[J]. *Biochimie*, 2006, 88: 1707-1719.
- [12] 王凯. 镉-多环芳烃复合污染土壤植物修复的强化作用及机理[D]. 杭州:浙江大学, 2012.
WANG Kai. Enhancement and mechanism of phytoremediation for Cd and PAHs co-contaminated soils[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2012.
- [13] 张树攀. 高粱属牧草对土壤重金属镉的响应及富集效应的研究[D]. 扬州:扬州大学, 2010.
ZHANG Shu-pan. Effects of soil cadmium on sorghum forages and accumulation of cadmium in different sorghum species[D]. Yangzhou: Yangzhou University, 2010.
- [14] 袁馨,魏世强,潘声旺. 苏丹草对土壤中菲的修复作用[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(7): 1410-1415.
YUAN Xin, WEI Shi-qiang, PAN Sheng-wang. The remediation of phenanthrene and pyrene in soil by Sudan Grass (*Sorghum vulgare* L.) [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(7): 1410-1415.
- [15] 梁涛,黄建国,王永敏,等. 苏丹草对土壤中菲和芘的修复作用的研究[J]. 中国农学通报, 2010, 26(4): 295-299.
LIANG Tao, HUANG Jian-guo, WANG Yong-min, et al. Research on the remediation of phenanthrene and pyrene in soil by Sudan grass[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2010, 26(4): 295-299.
- [16] Angelova V R, Ivanova R V, Delibaltova V A, et al. Use of *Sorghum* crops for in situ phytoremediation of polluted soils[J]. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 2011, A 1: 693-702.
- [17] D'Orazio V, Ghanem A, Senesi N. Phytoremediation of pyrene contaminated soils by different plant species[J]. *CLEAN-Soil, Air, Water*,

- 2013, 41(4):377-382.
- [18] WANG Kai, ZHU Zhi-qiang, HUANG Hua-gang, et al. Interactive effects of Cd and PAHs on contaminants removal from co-contaminated soil planted with hyperaccumulator plant *Sedum alfredii*[J]. *Soils Sediments*, 2012, 12:556-564.
- [19] 鲍士旦. 土壤农化分析[M]. 3版. 北京:中国农业出版社, 2008.
BAO Shi-dan. Soil agricultural chemistry analysis[M]. 3rd edition. Beijing: China Agriculture Press, 2008.
- [20] 李跃鹏. 紫花苜蓿对土壤中镉-芘复合污染的修复及机理[D]. 广州:暨南大学, 2012.
LI Yue-peng. Research on the characteristics and mechanisms of *Medicago sativa* L. in the phytoremediation of Cd and pyrene co-contaminated soil[D]. Guangzhou: Jinan University, 2012.
- [21] LIN Qi, SHEN Kai-li, ZHAO Hong-mei, et al. Growth response of *Zea mays* L. in pyrene-copper co-contaminated soil and the fate of the pollutants[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 150:515-521.
- [22] 刘大林, 胡楷崎, 刘伟国, 等. 高粱属植物对土壤镉吸收及亚细胞的分配[J]. 生态学报, 2011, 30(6):1217-1221.
LIU Da-lin, HU Kai-qi, LIU Wei-guo, et al. Accumulation of soil cadmium and subcellular distribution in sorghum species[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2011, 30(6):1217-1221.
- [23] 韦良焕, 赵先贵. 植物修复镉污染土壤的差异性研究[J]. 水土保持通报, 2009(6):99-102.
WEI Liang-huan, ZHAO Xian-gui. Phytoremediation differences in cadmium polluted soil[J]. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 2009(6):99-102.
- [24] 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, 3(10):236-251.
- [25] Yang X E, Long X X, Ye H B, et al. Cadmium tolerance and hyperaccumulation in a new Zn-hyperaccumulating plant species (*Sedum alfredii* Hance)[J]. *Plant and Soil*, 2004, 259:181-189.
- [26] Chigbo C, Batty L, et al. Interactions of copper and pyrene on phytoremediation potential of *Brassica juncea* in copper-pyrene co-contaminated soil[J]. *Chemosphere*, 2013, 90:2542-2548.
- [27] SUN Tian-ran, CANG Long, Wang Quan-ying, et al. Roles of abiotic losses, microbes, plant roots, and root exudates on phytoremediation of PAHs in a barren soil[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 176:919-925.
- [28] GAO Yan-zheng, ZHU Li-zhong. Plant uptake, accumulation and translocation of phenanthrene and pyrene in soils[J]. *Chemosphere*, 2004(55):1169-1178.
- [29] 丁克强, 骆永明, 刘世亮, 等. 黑麦草对土壤中苯并[a]芘动态变化的影响[J]. 土壤学报, 2004, 41(3):348-353.
DING Ke-qiang, LUO Yong-ming, LIU Shi-liang, et al. Remediation of contaminated soil with benzo[a]pyrene by ryegrass[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41(3):348-353.
- [30] Lee S H, Lee W S, Lee C H, et al. Degradation of phenanthrene and pyrene in rhizosphere of grasses and legumes[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 153:892-898.
- [31] TENG Ying, SHEN Yuan-yuan, LUO Yong-ming, et al. Influence of *Rhizobium meliloti* on phytoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons by alfalfa in an aged contaminated soil[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 186:1271-1276.
- [32] Khan S, Hesham A E, GU Qing, et al. Biodegradation of pyrene and catabolic genes in contaminated soils cultivated with *Lolium multiflorum* L[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2009, 9:482-491.
- [33] Sandrin T R, Maier R M. Impact of metals on the biodegradation of organic pollutants[J]. *Environmental Health Perspectives*, 2003, 8:1093-1101.
- [34] SHEN Guo-qiang, CAO Lin-kui, LU Yi-tong, et al. Influence of phenanthrene on cadmium toxicity to soil enzymes and microbial growth[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2005, 12(5):259-263.