

沿阶草 (*Ophiopogon japonicus*) 对土壤中 菲芘的修复作用

潘声旺, 魏世强*, 袁 馨, 曹生宪

(西南大学资源环境学院, 重庆市农业资源与环境研究重点实验室, 重庆 400715)

摘要: 采用盆栽试验法, 研究沿阶草对土壤中菲、芘的去除效果与修复机制。结果显示: 在试验浓度范围 ($0 \sim 322 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 内, 植物-微生物系统对菲、芘的去除效果明显。种植沿阶草 60d 后, 菲、芘去除率分别为 77.58% ~ 96.3%、65.25% ~ 83.25%; 平均去除率分别比对照 1 (加 0.1% NaN_3) 高 82.27%、72.73%, 比对照 2 (无 NaN_3) 高 43.26%、46.27%。沿阶草能吸收积累土壤中的菲和芘, 根部和茎叶部菲、芘含量随土壤中菲、芘浓度的提高而增大; 生物浓缩系数随土壤中菲、芘含量的增加而减小, 且根部大于茎叶部、芘大于菲。修复过程中, 非生物因子、植物积累、植物代谢对菲、芘的去除率分别为 6.61%、0.157%、6.54% 和 3.18%、1.21%、5.72%; 微生物降解、植物-微生物间的交互作用对菲、芘的去除率分别为 39.01%、26.47% 和 36.57%、39.34%。说明植物-微生物交互作用、微生物降解作用是土壤中菲、芘去除的主要原因。

关键词: 植物修复; 多环芳烃; 沿阶草; 土壤

文章编号: 1000-0933(2008)08-3654-08 中图分类号: X171.5 文献标识码: A

Mechanisms of the removal and remediation of phenanthrene and pyrene in soil by dwarf lilyturf

PAN Sheng-Wang, WEI Shi-Qiang*, YUAN Xin, CAO Sheng-Xian

College of Resources and Environment, Southwest University, Key Laboratory of Agricultural Resources and Environment in Chongqing, Chongqing 400716, China

Acta Ecologica Sinica, 2008, 28(8): 3654 ~ 3661.

Abstract: Pot experiments were carried out to investigate the mechanisms of the removal and accumulation of phenanthrene and pyrene by dwarf lilyturf (*Ophiopogon japonicus* Ker Gawl). The results showed that plantation of dwarf lilyturf significantly removed phenanthrene and pyrene from soils at their initial concentrations of 0 to 322 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. After 60 days plantation of dwarf lilyturf, the extractable phenanthrene and pyrene were lower in planted soils than in non-planted soils. About 77.58%—96.3% of phenanthrene and 65.25%—83.25% of pyrene was removed from the soils, respectively. Dwarf lilyturf removed averagely 82.27% of phenanthrene and 72.73% of pyrene from the soils as compared to CK_1 (with addition of 0.1% NaN_3), and 43.26% of phenanthrene and 46.27% of pyrene as compared to CK_2 (without NaN_3). Dwarf lilyturf did show ability to accumulate phenanthrene and pyrene from the soils, the contents of polycyclic aromatic

基金项目: 国家自然科学基金资助项目 (40071049); 重庆市重大科技攻关资助项目 (CSTC-2006AC1018)

收稿日期: 2008-01-29; 修订日期: 2008-06-13

作者简介: 潘声旺 (1973 ~), 男, 河南商城人, 博士生, 主要从事污染生态研究. E-mail: panwang@swu.edu.cn

* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: sqwei@swu.edu.cn

致谢: 在试验过程中, 得到西南大学资源环境学院王玉华、王明霞老师及环境科学系 2004 级王永敏、刘璞玉、刘圆圆、张幸福、戚宇、湛鹏飞等的热情帮助, 一并致谢。

Foundation item: The project was financially supported by National Natural Science Foundation of China (No. 40071049) and Important Technology of Chongqing (No. CSTC-2006AC1018)

Received date: 2008-01-29; **Accepted date:** 2008-06-13

Biography: PAN Sheng-Wang, Ph. D. candidate, mainly engaged in pollution ecology. E-mail: panwang@swu.edu.cn

hydrocarbons (PAHs) in its root and shoot increased with the increase of PAHs concentrations in the soils. The bioconcentration factors (BCFs) for phenanthrene and pyrene tended to decrease with increasing concentrations of these contaminants in soil, the BCFs for pyrene were higher than those for phenanthrene, and the BCFs for phenanthrene (1.1—6.36) and pyrene (4.3—9.43) in shoots were much lower than those in roots (1.41—9.35 and 8.13—17.88) at same treatment. Despite the plantation of dwarf lilyturf evidently enhanced the remediation of phenanthrene and pyrene in soils, contributions of biotic and abiotic factors to phytoremediation process displayed distinct diversity. Abiotic loss, plant accumulation and phytodegradation accounted for 6.61%, 0.157% and 6.54% of the total removal of phenanthrene, and 3.18%, 1.21% and 5.72% of pyrene from soils, respectively. In contrast, 39.01% of the total removal of phenanthrene and 26.47% of pyrene were attributed to the contributions of microbial degradation, and 36.57% of phenanthrene and 39.34% of pyrene to plant-microbial interactions. Thus plant-microbial interactions and microbial degradation are the main mechanisms for the remediation of soil PAHs pollution.

Key Words: phytoremediation; polycyclic aromatic hydrocarbons; *Ophiopogon japonicus*; soil

多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs)是一类广泛分布于环境中的持久性有机污染物,主要来源于火山喷发、森林火灾等自然过程以及石油化工、燃煤等人类活动^[1],环境含量逐年上升^[2]。PAHs对人体和其它动植物具有较强的致癌、致突变作用,严重影响人类健康和生态环境安全。如何有效清除环境中PAHs,一直是全球性热点和难点问题之一。

与其它修复方法相比,植物修复PAHs污染土壤投资少、效益高,无二次污染,兼具保护和美化环境的功能,发展潜力巨大^[3,4]。由于其修复机制迄今还不甚清楚,修复过程中各种生物、非生物因子的相对贡献率尚待明确^[5];加之目前的研究材料多以农作物或牧草类为主,如玉米(*Zea mays* L.)^[6]、黑麦草(*Lolium multiflorum* L.)^[5,7,8]、紫花苜蓿(*Medicago sativa* L.)^[7]等,易被人、畜误食,不利于研究成果的推广应用。本研究选择菲、芘为PAHs代表物,以分布广、抗逆性强的地被植物沿阶草(*Ophiopogon japonicus* Ker Gawl)^[9]为材料,探讨植物-微生物系统对菲、芘污染的修复作用及机制,为PAHs污染土壤的生态修复提供理论及实践依据。

1 材料与方法

1.1 试验材料

1.1.1 土壤

供试土样为中性紫色土,采自西南大学试验农场,理化性质:有机质 22.3g·kg⁻¹,阳离子交换量 27.43cmol·kg⁻¹,pH 7.19,速效N、P、K分别为114.6、24.7、94.8mg·kg⁻¹。

1.1.2 植物

以1年龄沿阶草为实验对象。将植株挖出、去泥,剪去叶尖、留至10~12cm;切除块根,须根留长2cm左右;拍松茎基部,将每株分为若干小株,每小株含有1个芽及8~10片叶。将植株根部用1:1的多菌灵-辛硫磷(稀释900~1000倍)浸泡30min后备用。

1.1.3 化学品

菲、芘购自德国Fluka公司,纯度>97%;二氯甲烷、丙酮、正己烷、无水硫酸钠、层析用硅胶(200~300目)为分析纯;甲醇为色谱醇。

1.2 试验方法

1.2.1 试验设计

盆栽试验于2007年9~11月在西南大学智能温室内进行,试验周期60d。土样采集后,风干、过3mm筛。将定量的菲、芘(由设定污染水平、用土量估算)经丙酮单独溶解后,均匀洒在土样表层,待丙酮挥发后,多次搅拌、混匀,制得6个污染水平(表1)。试验设计4个处理,重复5次,①处理1(CK₁):无植物,加0.1%NaN₃(抑制微生物活动)^[5,10];②处理2(CK₂):无植物,不加NaN₃;③处理3(TR₃):种植物,加0.1%NaN₃;④处理4

(TR₄):种植物,不加 NaN₃。取各土样 1.5kg 于盆钵中,50% 田间持水量下室内平衡 4d 后待用。除 CK₁、CK₂ 外,每盆栽植沿阶草幼苗 5 株。试验期间,田间持水量维持在 50% (称重补水法),每 2 周施无机肥 (N:P₂O₅:K₂O = 1:0.35:0.8) 1 次^[11],每盆 2g;日光透过率保持在 50% 左右 (355 μmol·m⁻²·s⁻¹)^[12]。

表 1 处理土样的菲、芘初始浓度

Table 1 Initial concentrations of PAHs in treated soils (mg/kg)

PAHs	T ₀ (CK ₀)	T ₁	T ₂	T ₃	T ₄	T ₅
菲 phenanthrene	ND	20.05	40.88	81.05	161.44	322.06
芘 pyrene	ND	20.24	39.58	79.86	160.64	321.42

1.2.2 土壤、植物样品的采集与制备

植物种植 60d 后整株采样,根、茎叶分离,用蒸馏水充分淋洗,用滤纸蘸干表面水分,经冷冻干燥后,研磨过 1.0mm 筛,于 -20℃ 下低温保存,待分析;将钵中土样混匀后,四分法采集,风干、过 20 目筛, -20℃ 下低温保存待分析。

1.2.3 菲、芘的提取与净化

菲、芘的提取与净化参照 Gao^[13] 的方法,略作改进。

(1) 土壤样品 取 2.0g 土样于离心管内,加入 2g 无水硫酸钠,混匀;加入 10ml 二氯甲烷,40℃ 下超声萃取 1h;4000r/min 离心。取 3ml 上清液过 Fisher Pasteur 玻璃管硅胶柱,用 1:1 的二氯甲烷和正己烷溶液洗脱,40℃ 下浓缩至干,用甲醇定容到 2ml,过 0.22 μm 孔径滤膜后 HPLC 分析。

(2) 植物样品 取 1g 样品于 25ml 玻璃离心管中,加入有机提取剂 (丙酮:正己烷 = 1:1) 萃取液 10ml 超声萃取 30min 后离心 (40℃ 以下),将上清液转移到分液漏斗中,重复 3 次。皂化处理以去除叶绿素等成分的干扰:加双蒸水 50ml 于分液漏斗中,振荡后静置分层,弃去下层水相,重复两次。将有机相转移到 250ml 平底烧瓶中加入 2.5% 氢氧化钾-乙醇溶液 50ml,70℃ 水浴加热 2h。待冷却后,加入 2% 硫酸钠水溶液 50ml 振荡后静置分层,弃去下层水相,重复此步骤直到水层为中性。正己烷层转移到装有玻璃纤维棉和无水硫酸钠漏斗的旋转蒸发瓶中,蒸干后用甲醇定容,样品过硅胶柱净化、浓缩定容后 HPLC 分析。

1.3 菲、芘测定方法与质量控制

HPLC (Waters600) 测定, DAD 检测器, 检测限菲为 42.6 pg·L⁻¹, 芘为 54.2 pg·L⁻¹。流动相为甲醇加水 (83:17), 检测波长菲 246nm, 芘 235nm。土样中菲、芘回收率分别为 95.87% (n=7, RSD < 5.54%)、94.36% (n=7, RSD < 6.58%), 植物样中分别为 94.12% (n=7, RSD < 4.66%)、92.88% (n=7, RSD < 5.47%)。

1.4 数据处理

数据经 Excel 软件基础处理后,用 SPSS12.0 统计分析。PAHs 的去除率 (R) 计算公式为: $R = (C_0 - C_t) \times 100 / C_0$, C₀ 代表土壤中 PAHs 初始浓度, C_t 表示取样时土壤中的可提取态浓度。

2 结果与分析

2.1 沿阶草的修复作用

2.1.1 菲、芘污染土壤对沿阶草生长的影响

生长 60d 后,不同菲、芘污染水平下沿阶草的生长状况如图 1 所示。结果表明,在添加菲的土壤中 (图 1A),沿阶草的单株分蘖数、总生物量、茎叶干重、新生根干重以及根冠比与对照组 (T₀ 组) 间差异不显著 (n=25, P > 0.05),但根冠比都小于对照组。与对照组及低污染状态相比,在高污染 (T₅) 环境中,单株分蘖数、总生物量、茎叶干重、新生根干重以及根冠比都呈现受抑制趋势,但差异不显著 (n=25, P > 0.05)。在添加芘的土壤中 (图 1B),沿阶草的单株分蘖数、总生物量、茎叶干重、新生根干重以及根冠比的变化情况与菲污染条件下大致相同。说明菲、芘浓度差异对沿阶草生长的影响较小,在一定污染程度范围内,沿阶草能正常生长。

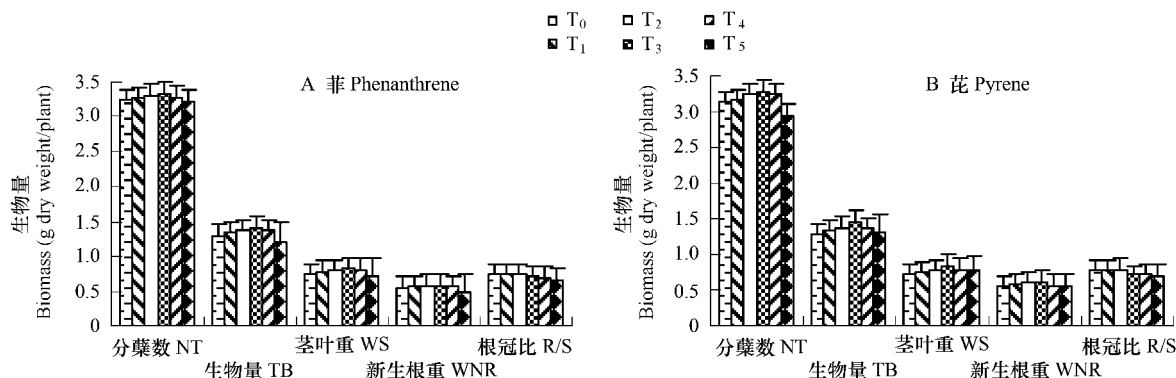


图1 不同菲、芘污染水平沿阶草生长的影响

Fig. 1 Growth difference of *Ophiopogon japonicus* plants in the soils treated with different concentrations of PHAs

(NT, BT, WS, WNR and R/S represent number of tiller, total biomass (g), dry weight of shoot (g), dry weight of new root (g) and Root/shoot ratio, respectively)

2.1.2 沿阶草对土壤中菲、芘的去除作用

60d后,植物-微生物系统(TR_4)和 CK_1 、 CK_2 、 TR_3 所在土壤中PAHs的可提取态浓度与初始浓度的关系如图2所示。随着菲、芘添加浓度的增大,土壤中可提取态浓度也逐渐增加。在相同添加浓度下,土壤中菲、芘可提取态浓度的高低顺序为: $CK_1 > TR_3 > CK_2 > TR_4$ 。在同一污染水平上,除 CK_1 、 TR_3 外,土壤中菲、芘可提取态浓度在其它处理间差异显著($n=5, p < 0.05$)。

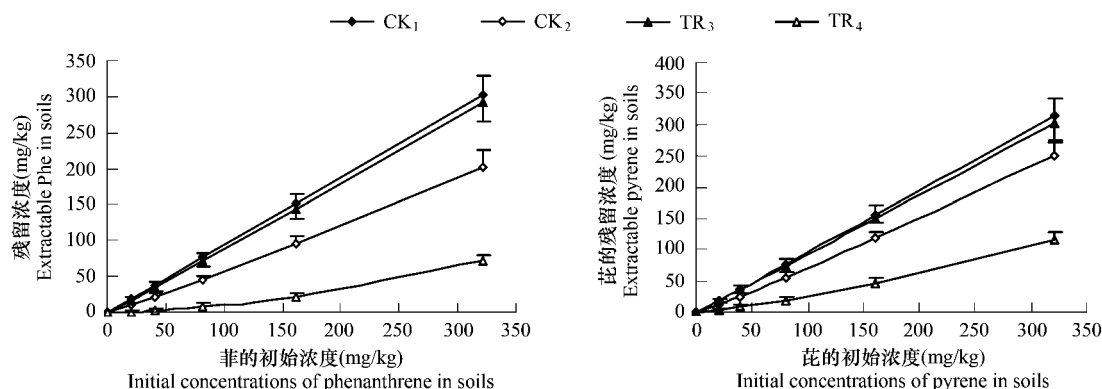


图2 种植与未种植沿阶草土壤中菲、芘的残留量

Fig. 2 Residual concentrations of phenanthrene and pyrene in unplanted and planted soils

在去除效果上,植物-微生物系统(TR_4)所在土壤中菲的去除率为77.58%~96.3%,平均为88.88%; CK_1 、 CK_2 、 TR_3 中菲的去除率分别为5.76%~7.69%、37.16%~53.12%、9.71%~17.01%,菲的平均去除率分别比植物-微生物系统所在土壤低82.27%、43.26%、75.58%。芘的情况与菲类似,60d后,植物-微生物系统所在土壤中芘的去除率为65.25%~83.25%,平均为75.91%; CK_1 、 CK_2 和 TR_3 中芘的去除率分别为2.51%~3.81%、21.76%~36.77%、6.65%~13.48%,平均去除率分别比植物-微生物系统所在土壤低72.73%、46.27%、65.81%。相同条件下,土壤中芘的可提取态残留浓度高于菲,可能与芘的分子量大、难降解,在土壤中持留性强有关^[14,15]。4个处理中,植物-微生物系统所在土壤中菲、芘的去除率最高,说明利用沿阶草修复菲、芘污染土壤在理论上是可行的。

2.1.3 沿阶草对菲、芘的累积作用

添加的PAHs除部分残留在土壤中外,有相当一部分被植物体吸收、累积,PAHs的积累量与污染物的性质、浓度以及植物自身的生理特征等因素有关。60d后,土壤中菲、芘的可提取态浓度与植物体内的累积浓度

间的对应关系曲线如图 3 所示。结合土壤中 PAHs 的可提取态残留浓度与初始浓度的关系(图 2)可以看出:随着被添加 PAHs 浓度的增加,土壤中 PAHs 残留浓度逐渐增大,植物体内积累浓度也明显升高,且累积浓度与添加浓度成正相关。

植物体内不同部位,菲、芘累积浓度也不一样,相同处理条件下茎叶中菲、芘含量远小于根(如图 3)。在供试浓度范围内,土壤中菲的可提取态残留浓度为 $0.74 \sim 72.22 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,沿阶草根、茎叶部菲的累积浓度分别为 $6.93 \sim 101.57$ 、 $4.71 \sim 79.42 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$;芘的可提取态浓度为 $3.39 \sim 111.69 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,沿阶草根、茎叶中芘的累积浓度分别为 $60.6 \sim 907.79$ 、 $31.98 \sim 480.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。菲、芘在植物体内不同部位累积水平的差异可能与植物自身脂肪含量的不均匀性有关(沿阶草根、茎叶部的脂肪含量分别为 4.28% 、 1.37%)。在相似添加浓度下,沿阶草根、茎叶中芘含量大于菲,根对土壤芘的吸收积累作用也明显大于菲,这可能与芘的 $\log K_{ow}$ 较大有关(菲和芘的 $\log K_{ow}$ 分别为 4.46 和 4.88)^[16]。

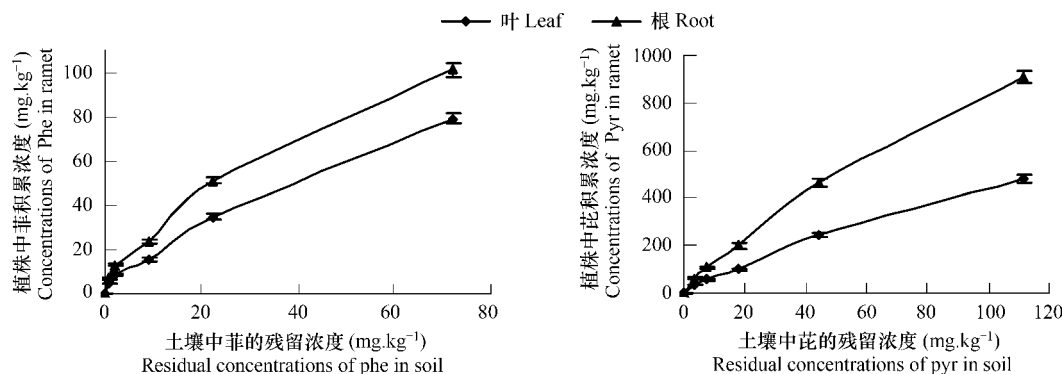


图 3 植株中菲和芘含量与土壤浓度的关系曲线

Fig. 3 Concentrations of phenanthrene and pyrene in the root and shoot of *Ophiopogon japonicus*

2.1.4 沿阶草对菲、芘的生物浓缩系数

生物浓缩系数(Bioconcentration factors, BCFs)是指生物体内污染物累积浓度与其生长环境介质中污染物残留浓度的比值,常用于评价或衡量生物体对某一污染物的修复或富集能力研究^[17]。BCFs 越大,表明该物种的修复或富集能力越高。对比分析沿阶草的根、茎叶部的 BCFs 与土壤中菲、芘可提取态浓度的对应关系(图 4),结果表明,沿阶草对 PAHs 的 BCFs 随土壤中 PAHs 可提取态残留浓度的增大而降低;同时,BCFs 大小也与 PAHs 的性质有关,芘的 BCFs 大于菲。图 4 还显示:植物体的不同部位对 PAHs 的 BCFs 也不一样,如沿阶草根、茎叶部的 BCFs 分别为 $1.41 \sim 9.35$ 、 $8.13 \sim 17.88$,茎叶部菲、芘的 BCFs 分别为 $1.1 \sim 6.36$ 、 $4.3 \sim 9.43$,在同一环境浓度下,根部的 BCFs 大于茎叶部,可见根部是沿阶草富集菲、芘的主要部位。

2.2 植物修复机制研究

本试验中,添加 $0.1\% \text{ NaN}_3$ 后,CK₁ 中微生物活动被抑制,菲、芘的消失主要是渗滤、非生物降解(吸附、光解、挥发等);CK₂ 中菲、芘的去除源于渗滤、非生物降解与土壤微生物等因素的共同作用;TR₃ 中菲、芘的去除则是渗滤、非生物降解与植物作用(包括植物积累、植物代谢)的结果;植物-微生物系统中菲、芘的消失是渗滤、非生物降解、植物、微生物的共同作用。通过对各处理中盆钵渗滤液、土样、植物样中菲、芘含量检测结果的对比分析,得到各种生物、非生物因子在修复菲、芘污染土壤中的贡献率(表 2)。如植物积累作用可通过测定 TR₃ 中植物体内 PAHs 量表征,植物代谢的去除作用则可通过 CK₂、TR₃ 土壤中可提取态 PAHs 的差值再减去植物积累量求得。

本试验中,所有盆钵渗滤液中都没检测出菲、芘的存在,所以渗滤损失量甚微;CK₁ 中菲、芘降解率分别为 $5.75\% \sim 7.69\%$ (平均值 $m = 6.61\%$)、 $2.51\% \sim 3.81\%$ ($m = 3.18\%$),说明非生物性损失不是菲、芘去除的主要途径。植物积累去除量仅占菲、芘总量的 $0.137\% \sim 0.173\%$ ($m = 0.157\%$)、 $1.08\% \sim 1.32\%$ ($m = 1.21\%$);植物代谢去除的菲、芘仅占 $3.82\% \sim 9.15\%$ ($m = 6.54\%$)、 $3.06\% \sim 8.35\%$ ($m = 5.72\%$)。可见,

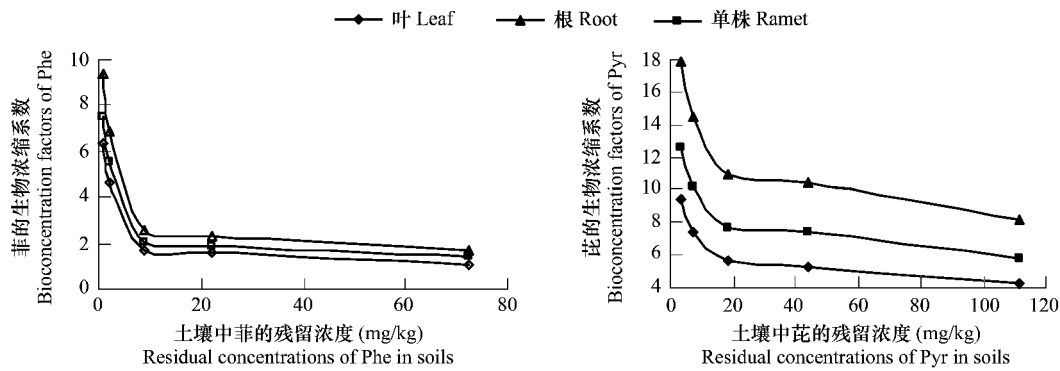


图4 沿阶草根茎叶中菲、芘的生物浓缩系数

Fig.4 Bioconcentration factors phenanthrene or pyrene in the root and shoot of *Ophiopogon japonicus*

植物吸收（包括植物积累、植物代谢）也不是土壤中菲、芘去除的主要途径。相比之下，土著微生物降解以及植物-微生物间的交互作用对土壤中菲、芘的降解贡献较大：微生物降解菲、芘总量的31.41%~45.43%（ $m=39.01\%$ ）、19.25%~32.96%（ $m=26.47\%$ ）；植物-微生物交互作用去除菲、芘总量的33.86%~39.42%（ $m=36.57\%$ ）、36.81%~41.78%（ $m=39.34\%$ ）。

表2 生物、非生物因子在修复PAHs污染土壤过程中的贡献率

Table 2 Contributions of biotic & abiotic factors to remediation of PAHs in soils

项目 Item	多环芳烃 PAHs									
	菲 Phenanthrene					芘 Pyrene				
初始浓度 Initial concentrations (mg/kg)	20.05	40.88	81.05	161.44	322.06	20.24	39.58	79.86	160.64	321.42
渗滤损失 Leaching loss (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
非生物损失 Abiotic loss (%)	7.69	7.03	6.51	6.06	5.75	3.81	3.63	3.26	2.67	2.51
微生物去除 Microbial degradation (%)	45.43	44.09	38.52	35.60	31.41	32.96	30.80	26.30	23.03	19.25
植物积累 Plant accumulation (%)	0.173	0.168	0.161	0.145	0.137	1.32	1.27	1.22	1.15	1.08
植物代谢 Plant metabolisms (%)	9.15	8.64	6.12	4.96	3.82	8.35	7.28	5.96	3.94	3.06
植物-微生物交互作用 Plant-microbial interactions (%)	33.86	35.46	37.64	39.42	36.46	36.81	38.10	40.65	41.78	39.35
去除率 Degradation of PAHs (%)	96.30	95.39	88.95	86.19	77.58	83.25	81.08	77.39	72.57	65.25

3 讨论

利用植物修复PAHs污染土壤一直是环保工作者努力的方向。植物对PAHs的吸收、累积或根际分泌物的矿化作用可能是植物-微生物系统中PAHs去除的途径之一。研究表明,植物可以吸收与累积土壤中的PAHs,吸收速率与其生物有效性成正相关^[3];PAHs的降解与植物自身分泌的各种氧化还原酶、水解酶等胞外酶有关,在胞外酶作用下,PAHs被转化为植物直接细胞吸收的小分子物质^[18]。如在被菲、苯并[a]芘(BaP)污染的土壤中种植黑麦草,可加快土壤中可提取态菲、BaP浓度的下降,且土壤中BaP的可提取浓度随着时间的延长而逐渐减少^[9]。Chen用放射性同位素示踪的方法研究植物根际对芘的矿化作用发现,在190d后,分别有37.7%、30.4%芘被高羊茅(*Festuca arundinacea* S.)、柳枝稷(*Panicum virgatum* L.)根际所矿化,矿化率比对照组分别高出33.3%、26%^[19]。

本研究表明,植物-微生物系统能明显去除污染土壤中菲、芘,在60d试验中,约有88.88%的菲和75.91%的芘被去除,但植物直接积累、代谢量仅占土壤中菲、芘总量的6.69%、6.93%。可见,植物的直接吸收

作用并不是植物-微生物系统修复菲、芘污染土壤的主要原因。

微生物降解是土壤中 PAHs 去除的另一途径,植物可通过增加微生物的数量、提高微生物活性或改变微生物种群结构来加快有机污染物的降解^[9,14,20,21]。Jennifer 等研究发现,黑麦草、紫花苜蓿的根系活动能明显的提高其根际环境中微生物种群的种类、数量,促进石油烃的降解^[22];Corgie 在研究黑麦草的根系活动对微生物种群的数量、根际菲的生物降解作用时发现,三者间存在着很强的空间动态分布关系:距根系越近,微生物的种群数目就越多,对菲的生物降解率也越高,反之亦然^[23];Chen 等认为微生物数量与 PAHs 降解之间有非常好的线性关系,PAHs 降解菌的分布同 PAHs 的分布一致^[19]。本研究表明,在 60d 试验中,CK₂、CK₁ 的菲、芘残留量差异(即微生物降解作用)分别为 39.01%、26.47%,表明土壤(土著微生物)对 PAHs 污染具有一定的自净能力。

在植物-微生物系统中,植物释放的根际分泌物和酶有时能促进根际微生物的活性和生物转化作用。Yi 等证实,在芹菜(*Apium graveoliens* L.)、萝卜(*Raphanus sativus* L.)、胡萝卜(*Daucus carota* L.)、马铃薯(*Solanum tuberosum* L.)等植物修复芘、BaP 时,植物根系分泌的亚油酸在促进 PAHs 去除过程中起主要作用^[24]。Rugh 等研究发现,植物可通过增强微生物活性、扩大根系微生物区系的活动范围来促进菲的去除^[25]。Chaudhry 等认为植物与其根际微生物的相互作用克服植物或根际微生物单独存在时各种限制因素,修复它们单独作用所不能降解或去除的 PAHs 污染物^[26]。Maila 等在对比研究具有潜在修复效应的不同种植物单独作用与联合作用的修复效果时发现:多种植物联合种植时对 PAHs 污染修复效果明显超过单一植物,表现出强化效应^[27]。本研究中,60d 后,植物-微生物系统中的菲、芘可提取态残留量比非生物降解、土著微生物降解、植物直接吸收的去除作用之和低 36.57%、39.34%。可见,植物的存在明显促进了土壤中菲和芘的降解作用。监测 4 个处理中土壤酶活性显示:植物-微生物系统中多酚氧化酶、脲酶、脱氢酶活性明显高于同污染水平下其他 3 个处理,呈现 TR₄ > CK₂ > TR₃ > CK₁ 的变化趋势,如 60d 后,初始浓度为 81.05 mg·kg⁻¹ 菲污染土样中,TR₄、CK₂、TR₃、CK₁ 中多酚氧化酶活性分别为 0.171、0.124、0.107、0.084 mg/g·2h ($n=5, P>0.05$);初始浓度为 79.86 mg·kg⁻¹ 芘污染土样中,其活性依次为 0.169、0.122、0.101、0.075 mg/(g·2h) ($n=5, P>0.05$)。说明植物的存在强化了根际微生物的活性,植物-微生物间的交互作用是提高 PAHs 去除的根本原因。

PAHs 在土壤与植物间分配富集关系可用生物浓缩系数(BCFs)进行评估,BCFs 越大表明植物对污染物的富集能力越强^[5,14]。本研究证实沿阶草根、茎叶的 BCFs 随着土壤中 PAHs 含量的增加而降低,但植物体内 PAHs 的累积量与土壤中 PAHs 含量成正相关;不同植物组织内,PAHs 的累积量却与组织中油质含量成正相关;在同一植物-微生物系统中,菲的 BCFs 要小于芘。该结论与 Gao^[5]与 Tao^[28]的研究相近。可能的原因是植物对菲、芘的累积量受最大值(或阈值)限制,低浓度 PAHs 土壤中植物累积量远离阈值,故 BCFs 较高,而高浓度 PAHs 土壤中植物累积量较接近阈值,故 BCFs 较低。另一方面,由于 PAHs 的 BCFs 与其溶解度和 K_{ow} 之间存在着显著的相关性,且随其溶解度的增大而增大和 K_{ow} 值的增大而减小^[29]。植物组织中高浓度的脂溶性物质的存在能增加 PAHs 的溶解度,从而能促进 PAHs 在植株体内的积累。

4 结论

研究表明,沿阶草能够在 0~320mg·kg⁻¹ 菲、芘污染土壤中正常生长,对菲、芘具有较强的修复作用:60d 后,植物-微生物系统所在土壤中菲、芘的去除率分别为 77.58%~96.3%、65.25%~83.25%,去除效果明显。沿阶草能够在一定程度上吸收与累积土壤中污染的菲和芘,且累积量与土壤菲、芘的添加浓度正相关,生物富集因子与土壤菲、芘的含量负相关。但植物吸收积累不是土壤中菲和芘去除的主要原因;植物-微生物间的交互作用、土著微生物降解是植物-微生物系统修复菲、芘污染土壤的主要途径。

References:

- [1] Edward N T. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in the terrestrial environment-a review. *Journal of Environmental Quality*, 1983, 112:427-438.
- [2] Tao S, Cui Y H, Xu F L, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in agricultural soil and vegetable from Tianjin. *Science of the Total*

- Environnement, 2004, 320:11—24.
- [3] Xu S Y, Chen Y X, Wu W X, *et al.* Enhanced dissipation of phenanthrene and pyrene in spiked soils by combined plants cultivation. *Science of the Total Environment*, 2006, 363:206—215.
- [4] Ding K Q, Luo Y M, Sun T H, *et al.* Bioremediation of soil contaminated with petroleum using forced-aeration composting. *Pedosphere*, 2002, 12 (2):145—150.
- [5] Gao Y Z, Zhu L Z. Plant uptake, accumulation and translocation of phenanthrene and pyrene in soils. *Chemosphere*, 2004, 55:1169—1178.
- [6] Yoshitomi K J, Shan J R. Corn (*Zea mays* L.) root exudates and their impact on ¹⁴C pyrene mineralization. *Soil Biology & Biochemistry*, 2001, 33:1769—1776.
- [7] Liste H H, Alexander M. Plant-promoted pyrene degradation in soil. *Chemosphere*, 2000, 40: 7—10.
- [8] Ding J L, Yu L S, Shen Y X, *et al.* Research progress on application of dwarf lilyturf. *Grassland and Turf*, 2006, 115(2):15—18.
- [9] Ding K Q, Luo Y M, Liu S L, *et al.* Dynamics in benzo[a] pyrene concentrations in soil as influenced by ryegrass plants. *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41(3):348—353.
- [10] Kan A T, Fu G M, Hunter M A. Irreversible adsorption of naphthalene and tetrachlorobiphenyl to lulu and surrogate sediment. *Environmental Science & Technology*, 1997, 31(8):2176—2185.
- [11] Wang M, Jones K C. Uptake of chlorobenzenes by carrots from spiked and sewage sludge-amended soil. *Environmental Science & Technology*, 1994, 28:1260—1267.
- [12] Ding J L, Yu L S, Cai Q S, *et al.* Optimal light intensity for Dwarf *Ophiopogon japonicus* from Japan. *Acta Bot. Boreal. Occident. Sin.*, 2006, 26(9):1827—1831.
- [13] Gao Y Z, Zhu L Z, Ling W T, *et al.* Analysis Method for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Plant and Soil Samples. *Journal of Agro-Environment Science*, 2005, 24(5):1003—1006.
- [14] Reilley K A, Banks M K, Schwab A P. Dissipation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the rhizosphere. *Journal of Environmental Quality*, 1996, 25:212—218.
- [15] Zhu L Z, Cao Y Z. Prediction of phenanthrene uptake by plants with a partition-limited model. *Environmental Pollution*, 2004, 131:505—508.
- [16] Beath J M. Consider phytoremediation for waste site cleanup. *Chemical Engineering Progress*, 2000, 96(7):61—69.
- [17] Jon A, Arnot, Frank A P C. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Environmental Reviews*, 2006, 14(4): 257—297.
- [18] Liliana G, Maria A R. Potential of extra cellular enzymes in remediation of polluted soils: a review. *Enzyme and Microbial Technology*, 2004, 35: 339—354.
- [19] Chen Y C, Katherinebanks M, Paulschwab A. Pyrene degradation in the rhizosphere of tall Fescue (*Festuca arundinacea*) and switchgrass (*Panicum virgatum* L.). *Environmental Science & Technology*, 2003, 37:5778—5782.
- [20] Xu C, Xia B C. Research progress in rhizoremediation on polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) contaminated soil. *Ecology and Environment*. 2007, 16(1):216—222.
- [21] Toner E J, Lceyval C. Rhizosphere gradients of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) dissipation in two industrial soil and the impact of arbuscular mycorrhiza. *Environmental Science & Technology*, 2003, 37: 2371—2375.
- [22] Jennifer L K, John N K, Hung L, Jack T T. The effects of perennial ryegrass and alfalfa on microbial abundance and diversity in petroleum contaminated soil. *Environmental Pollution*, 2005, 133:455—465.
- [23] Gorgie S C, Joner E J, Leyval C. Rhizospheric degradation of phenanthrene is a function of proximity to roots. *Plant and Soil*, 2003, 257(1):143—150.
- [24] Yi H, Crowley D E. Biostimulation of PAH degradation with plants containing high concentrations of linoleic acid. *Environmental Science & Technology*, 2007, 41(12):4382—4388.
- [25] Rugh C L, Susilawati E, Kravchenko A N. Biodegrader metabolic expansion during polyaromatic hydrocarbons rhizoremediation. *Zeitschrift fur Naturforschung C-A Journal of Biosciences*, 2005, 60(3):331—339.
- [26] Chaudhry Q, Blom-Zandstra M, Gupta S, *et al.* Utilising the synergy between plants and rhizosphere microorganisms to enhance breakdown of organic pollutants in the environment. *Environmental Science and Pollution Research*, 2005, 12(1):34—48.
- [27] Maila M P, Randima P, Cloete T E. Multispecies and monoculture rhizoremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from the soil. *International Journal of Phytoremediation*, 2005, 7(2):87—98.
- [28] Tao S, Jiao X C, Chen S H. Accumulation and distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in rice (*Oryza sativa*). *Environmental Pollution*, 2006, 140:406—415.
- [29] Kipponlou A M, Manoli E, Samara C. Bioconcentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in vegetables grown in an industrial area. *Environmental Pollution*, 1999, 106:369—380.

参考文献:

- [8] 丁久玲,俞禄生,沈益新,等. 沿阶草的绿化应用及研究进展. *草原与草坪*, 2006, 115(2):15—18.
- [9] 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. *土壤学报*, 2004, 41(3): 348—353.
- [12] 丁久玲,俞禄生,蔡庆生,等. 日本矮生沿阶草适宜光照条件的研究. *西北植物学报*, 2006, 26(9):1827—1831.
- [13] 高彦征,朱利中,凌婉婷,等. 土壤和植物样品的多环芳烃分析方法研究. *农业环境科学学报*, 2005, 24(5):1003—1006.
- [20] 许超,夏北成. 土壤多环芳烃污染根际修复研究进展. *生态环境*, 2007, 16(1):216—222.