

苏丹草对土壤中菲芘的修复作用

袁 馨, 魏世强, 潘声旺

(西南大学资源环境学院, 重庆市农业资源与环境研究重点试验室, 重庆 400716)

摘 要:采用盆栽试验法,研究了苏丹草对土壤中菲、芘的去除效果,及植物和微生物在去除土壤菲、芘中的交互效应。结果显示,在试验浓度范围(0~322.06 mg·kg⁻¹)内,土壤-苏丹草系统(TR₃)对菲、芘的去除效果明显。种植苏丹草 60 d 后,土壤菲、芘去除率分别为 73.07%~83.92%、63%~77.62%;平均去除率分别比对照 1(无植物,不加 0.1%NaN₃)高 55.58%、50.71%,比对照 2(无植物,加 0.1%NaN₃)高 72.71%、66.57%,说明种植苏丹草可以促进微生物对土壤中芘、菲降解。土壤酶活性测定结果也显示,酶活性越高,污染物降解率越高,反之亦然。因此,植物-微生物间的交互效应是土壤中多环芳烃降解的主要途径。

关键词:植物修复;多环芳烃;菲;芘;土壤;苏丹草;土壤酶

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2009)07-1410-06

The Remediation of Phenanthrene and Pyrene in Soil by Sudan Grass(*Sorghum vulgare* L.)

YUAN Xin, WEI Shi-qiang, PAN Sheng-wang

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

Abstract: The effects of Sudan grass(*Sorghum vulgare* L.) and the interaction between plants and microorganisms on the removal of phenanthrene and pyrene from soils were studied by pot experiment in a greenhouse. The results showed that Sudan grass grew normally, and soil-grass system could significantly remove phenanthrene and pyrene from soils at initial concentrations ranging from 0 to 322.06 mg·kg⁻¹ for phenanthrene and 0 to 321.42 mg·kg⁻¹ for pyrene. After 60-day plantation of Sudan grass, the removal rates of phenanthrene and pyrene were 73.07%~83.92% and 63%~77.62% respectively, which were averagely 55.58% and 50.71% higher than those of the CK₁(without plants and addition of 0.1% NaN₃), and 72.71% and 66.57% higher than those of CK₂(without plants but with addition of 0.1%NaN₃), respectively. The results suggested that plantation of Sudan grass significantly promoted the microbial degradation of phenanthrene and pyrene. Furthermore, the measurements on the activities of soil urease and polyphenol oxidase also indicated that the enzymes activities decreased with the increase of soil PAHs levels, and the degradation rates of PAHs increased with the increase of soil enzyme activities at the same initial PAHs concentrations. The enzymes activity of the treatment with plantation of Sudan grass(TR₃) was higher than those of the two control treatments(CK₁ and CK₂) at the same PAHs level, which showed plants growth could enhance the enzymes activity of soil, and promote the PAHs degradation by indigenous microorganisms. Thus the interaction between plants and microorganisms was proved to be the main way for PAHs degradation.

Keywords: phytoremediation; polycyclic aromatic hydrocarbons; phenanthrene; pyrene; soil; *Sorghum vulgare*; soil enzyme

多环芳烃(PAHs)是一类广泛存在于环境中、含两个或两个以上苯环结构的持久性污染物,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]。PAHs 由于水溶性差,辛醇-水分配系数高,易被吸附于土壤颗粒上,环境含量逐年上升^[2]。因该类化合物有一定亲脂性,易于通过食物链传递到生物体内,危害人类健康。同时,随着苯环数量的增加以及由线性排列向非线性排列的转变,其亲脂性、疏水性及其稳定性越来越强,危害也随之增大。PAHs 具有较强的致畸、致癌、致突变作用。修复土壤 PAHs 污染,已成为全球性的环境问题。

诸多修复方法中,植物修复技术投资少,效益高,

收稿日期:2008-10-28

基金项目:国家 863 计划项目(2006AA10Z427);国家自然科学基金项目(40071049);重庆市重大科技攻关项目(CSTC-2006AC1018)

作者简介:袁 馨(1983—),女,硕士研究生,主要研究方向为污染生态学。E-mail:niceMonkey1983@163.com

通讯作者:魏世强 E-mail:sqwei@swu.edu.cn

无二次污染,发展潜力巨大^[3-4]。研究显示,植物修复主要是通过植物生长加强根际微生物活性或其种群结构来提高土著微生物对污染物的降解率^[5-7],可以推断根系相对发达的植物,修复效果较好。鉴于此,本研究选取根系发达,植株生长旺盛的苏丹草为对象,探讨土壤-植物系统对 PAHs 的修复作用及其对土壤自净作用的强化效应,为土壤 PAHs 污染修复提供依据。

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,其基本理化性质:有机质 $22.3 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$,阳离子交换量 $27.43 \text{ cmol} \cdot \text{kg}^{-1}$,pH7.19,速效 N、P、K 分别为 114.6、24.7、94.8 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

1.1.2 植物

供试植物苏丹草(*Sorghum vulgare* L.)的种子经无菌催芽、培植 1 周后移栽于盆钵中。

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 2008 年 4—6 月在西南大学智能温室内进行,试验周期 60 d。土样采集后,室内风干,去除砾石、根系等杂质后,过 3 mm 筛备用。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、充分混匀,制得 6 个污染水平(表 1)。试验设 3 个主处理,重复 5 次,①对照 1(CK₁):无植物,不加 NaN₃;②对照 2(CK₂):无植物,加 0.1% NaN₃(抑制微生物活动)^[8];③处理 3(TR₃):种植物,不加 NaN₃。分别称取上述不同污染水平土样 1.5 kg 于盆钵中,50%田间持水

量下室内平衡 4 d 后待用。除 CK₁、CK₂ 外,每盆均匀栽植沿阶草幼苗 5 株。试验期间,田间持水量维持在 50%(称重补水法),每 2 周每盆施 2 g 无机肥(N:P₂O₅:K₂O=1:0.35:0.8)1 次^[9];日光透过率保持在 50.0%左右($355 \mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)^[9]。植物生长 60 d 后,取植株、土壤样品进行分析。

1.2.2 土壤、植物样品的采集与制备

植物根、茎叶采集后,用蒸馏水充分淋洗,用滤纸蘸干表面水分,经冷冻干燥后,参照文献[10]方法进行 PAHs 分析;土样采集后,充分混匀、过 20 目筛,-20℃下低温保存,待分析。

1.2.3 菲、芘的提取与净化

参照文献[10],略作改进。

土壤样品:取 2.0 g 土样于离心管内,加入 2 g 无水硫酸钠,混匀;加入 10 mL 二氯甲烷,40℃下超声萃取 1 h;4 000 $\text{r} \cdot \text{min}^{-1}$ 下离心。取 3 mL 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 2 mL,过 0.22 μm 孔径滤膜后 HPLC 分析。

植物样品:取 1 g 样品于 25 mL 玻璃离心管中,加入有机提取剂(丙酮:正己烷=1:1)萃取液 10 mL 超声萃取 30 min 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 50 mL 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 250 mL 平底烧瓶中加入 2.5%氢氧化钾-乙醇溶液 50 mL,70℃水浴加热 2 h。待冷却后,加入 2%硫酸钠水溶液 50 mL 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,步骤与测定土样时相同。

1.2.4 脲酶、多酚氧化酶的测定

脲酶、多酚氧化酶分别采用尿素残留法和邻苯三酚比色法进行测定。

1.3 菲、芘测定方法与质量控制

菲芘含量采用高效液相色谱仪(Waters600 型)测定,DAD 检测器,检测极限菲为 42.6 pg,芘为 54.2 pg。流动相为甲醇加水(83:17),检测波长菲 246 nm,芘 235 nm。土壤样品的回收率分别是菲 95.87%($n=7$,RSD<5.54%)、芘 94.36%($n=7$,RSD<6.58%)。植物样品的回收率分别是菲 94.12%($n=7$,RSD<4.66%)、芘 92.88%($n=7$,RSD<5.47%)。

表 1 处理土样的初始菲、芘浓度

Table 1 Initial concentrations of phenanthrene and pyrene in treated soils

PAHs	T ₀ / $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	T ₁ / $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	T ₂ / $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	T ₃ / $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	T ₄ / $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$	T ₅ / $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$
菲 phenanthrene	ND	20.02	40.88	81.05	161.44	322.06
芘 pyrene	ND	20.24	39.58	79.86	160.64	321.42

注:T₀:对照土样,未加 NaN₃,Pollution-free control soils without NaN₃;

ND:没有检出,Not detected; $n=3$ 。

1.4 数据处理

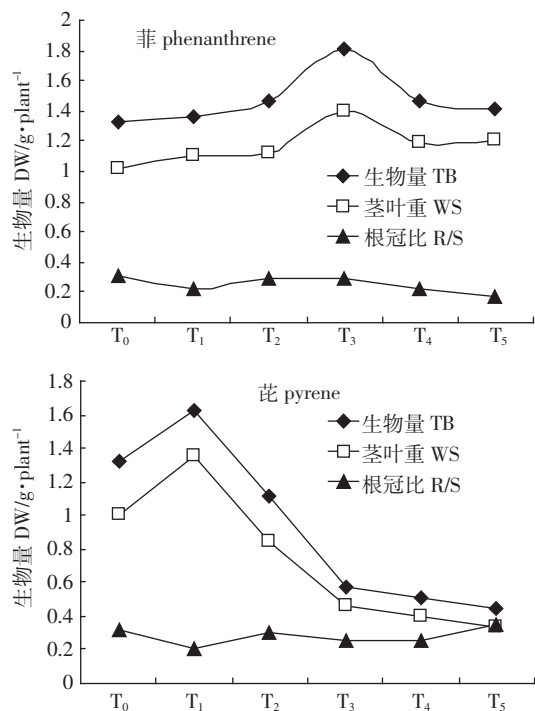
经 Excel 2003 基础处理后,在 SPSS 12.0 中用新复极差法(Duncan's multiple range test, DMRT)检验。PAHs 的去除率(R)为: $R=(C_0-C_t) \times 100 / C_0$, C_0 代表土壤中 PAHs 初始浓度, C_t 表示取样时土壤中的残留浓度。

2 结果与分析

2.1 苏丹草的修复作用

2.1.1 菲、芘污染土壤对苏丹草生长的影响

生长 60 d 后,不同菲、芘污染水平土壤中苏丹草的生长状况如图 1 所示。结果显示,菲对植物生长有促进作用。在添加菲的土壤中,苏丹草单株总生物量(TB)增长率为 2.71%~36.02%。在菲污染浓度为 0~81.05 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,苏丹草生物量随污染浓度增加而上升,在菲浓度为 81.05 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时达最大值。在菲污染浓度为 81.05~322.06 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,苏丹草 TB 随污染浓度增加而下降,但各处理中苏丹草生物量仍高于对照处理 T_0 。芘在污染浓度较低时,对植物生长同样有促进作用。在添加芘的土壤中,污染浓度为 20.24 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,苏丹草 TB 增长率为 22.23%; 污染浓度为



(BT, WS and R/S represent Number of total biomass, Dry weight of shoot, Root/shoot ratio, respectively; see table 1 for $T_0 \sim T_5$ codes)

图 1 不同菲、芘污染水平对苏丹草生长的影响

Figure 1 Growth difference of *Sorghum vulgare* L. plants in the soils treated with different concentrations of phenanthrene and pyrene

39.58~321.42 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时,苏丹草 TB 随污染浓度增加而减少,下降幅度为 16.13%~66.69%。在分别添加菲、芘的土壤中,各处理根冠比差异不显著($n=25, P>0.05$),说明根与植物地上生物量成正比生长。这可能与菲、芘添加使土壤中的 C 量增加,在该污染水平范围内,PAHs 对植物生长的促进作用大于抑制作用。相同条件下,芘污染浓度较低时,对植物生长有促进作用;芘污染浓度较高时,对植物生长有较强的抑制作用。这可能与芘的分子量大、难降解、毒性更高,在土壤中持留性强有关^[11]。但试验结果说明苏丹草在菲、芘一定程度污染范围内都能正常生长,这为利用苏丹草修复土壤菲、芘污染奠定了基础。植物样检测结果显示,在检测极限内,被植物聚集部分甚微,可以忽略不计,Reilley K A 等的试验结果也显示了类似的结果^[12]。

2.1.2 苏丹草对土壤中菲、芘的去除作用

60 d 后,土壤-苏丹草系统(TR_3)和两组对照组(CK_1 、 CK_2)土壤中 PAHs 的残留浓度与初始浓度(T_0)的关系如图 2。土壤中的残留物浓度随污染物浓度的增加而增加,呈较好的线性关系。在相同添加浓度下,土壤中菲、芘残留量大小顺序为: $CK_2 > CK_1 > TR_3$ 。在同一污染水平上, TR_3 处理与 CK_1 、 CK_2 处理土壤中

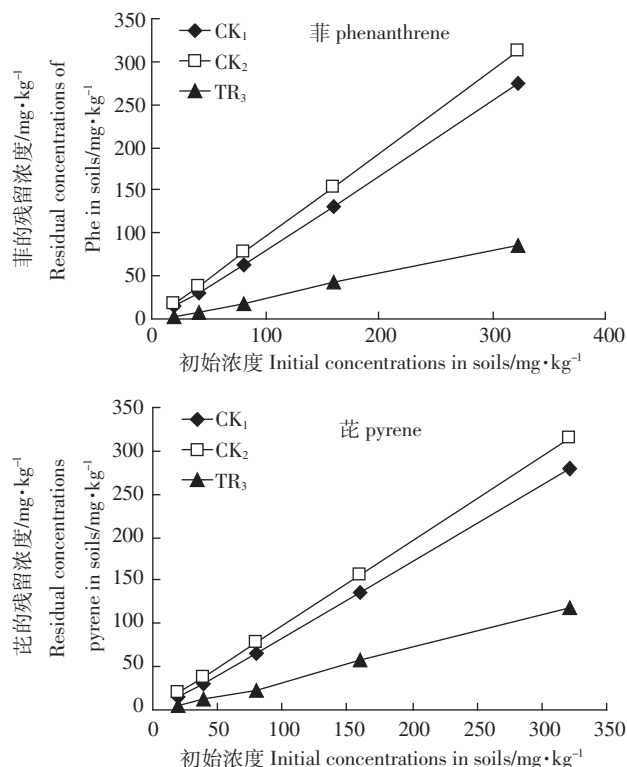


图 2 种植与未种植苏丹草土壤中菲、芘的残留量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

Figure 2 Residual concentrations of phenanthrene and pyrene in unplanted and planted soils($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

菲、芘残留浓度存在显著差异($n=5, P<0.05$)。

由图 3 可见,在去除效果上,TR₃ 所在土壤中菲的去除率为 73.07%~83.92%,平均为 77.95%;CK₁、CK₂ 中菲的去除率分别只有 14.73%~29.07%、3.32%~7.33%,平均为 22.37%、5.24%。菲的平均去除率分别比 TR₃ 所在土壤低 55.58%、72.71%。芘的去除情况类似于菲,60 d 后,TR₃ 所在土壤中芘的去除率为 63%~77.62%,平均为 69.14%;CK₁ 和 CK₂ 中芘的去除率分别为 13.25%~24.21%、1.82%~3.21%,平均去除率为 18.43%和 2.57%,分别比 (TR₃) 所在土壤低 50.71%、66.57%。同等条件下,土壤中芘的残留浓度高于菲,可能与芘的分子量大、难降解,在土壤中持留性强有关^[1]。各处理组合中,土壤-苏丹草系统 (TR₃) 所在土壤中菲、芘的去除率显著高于 CK₁、CK₂ ($n=5, P<0.05$),说明利用苏丹草修复菲、芘污染土壤的方法具有实际可行性。

2.2 植物-微生物交互效应分析

2.2.1 菲、芘在有、无苏丹草的土壤系统中降解率比较

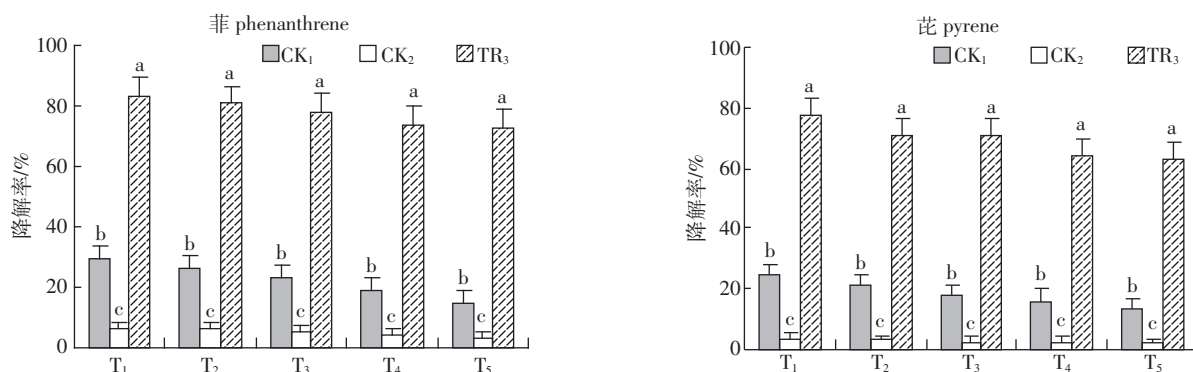
种植苏丹草 60 d 后,土壤中菲、芘的降解率远高

于无植物对照组。如表 2 所示,无植物土壤系统菲、芘污染物平均降解率比有植物土壤系统低 55.58%和 50.71%,且污染物浓度越大,降解率就越低,可能是因为菲、芘对土壤微生物有强抑制作用,浓度越高毒性越大微生物活性越小的原因。芘的降解率低于菲的降解率,可能是因为随着苯环数量的增加以及由线性排列向非线性排列的转变,PAHs 的疏水性、亲脂性及其稳定性越来越强,同时其危害性也越来越大。

2.2.2 PAHs 的降解与土壤酶活性变化的关系

苏丹草生长 60 d 后,在土壤-苏丹草系统 (TR₃) 中,菲、芘各污染浓度下脲酶和多酚氧化酶活性变化如表 3。随着污染物浓度的增加,脲酶和多酚氧化酶的活性明显降低。说明菲、芘对土壤酶有较强的抑制作用,这些酶的活性也可以作为土壤受 PAHs 污染的生物指标之一。

在本试验中,脲酶和多酚氧化酶活性均随着 PAHs 污染浓度增加有不同程度的降低。为此,采用公式 $Y=ax^{-b}$ 对苏丹草各处理下酶活性与和 PAHs 污染



表中数值为平均值±标准差($n=5$),相同污染水平下列数据后面不同的小写字母标记表示差异显著($P<0.05$)

Values above columns for the same pollution level followed by the same letter are not significantly different ($P<0.05$). Error bars represent ± 1 SD.

图 3 种植与未种植苏丹草土壤中菲、芘的降解率

Figure 3 The enzyme activity soils in the soils treated with different concentrations of phenanthrene and pyrene

表 2 无植物与有植物土壤系统中多环芳烃的残留量($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

Table 2 Residual concentrations of phenanthrene and pyrene in unplanted and planted soils($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)

项目	菲 phenanthrene					芘 pyrene				
初始浓度 Initial concentrations	20.02	40.88	81.05	161.44	322.06	20.24	39.58	79.86	160.64	321.42
无植物 unplanted	14.02	30.21	62.4	130.86	274.62	15.34	31.19	65.66	135.42	278.84
有植物 planted	3.32	7.87	17.88	41.88	86.72	4.53	11.71	23.42	57.9	118.94

表 3 不同菲、芘污染水平下土壤酶活性变化

Table 3 The enzyme activity soils in the soils treated with different concentrations of phenanthrene and pyrene

项目	菲 phenanthrene					芘 pyrene				
初始浓度 Initial concentrations/ $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$	20.02	40.88	81.05	161.44	322.06	20.24	39.58	79.86	160.64	321.42
脲酶 urease/ $\text{mg}\cdot(\text{g}\cdot 24\text{ h})^{-1}$	0.196	0.117	0.079	0.053	0.038	0.134	0.084	0.069	0.045	0.021
多酚氧化酶 polyphosphate/ $\text{mg}\cdot(\text{g}\cdot 2\text{ h})^{-1}$	0.047	0.031	0.027	0.022	0.013	0.039	0.032	0.025	0.016	0.008

浓度进行拟合,拟合结果见表 4。式中, Y 分别表示脲酶和多酚氧化酶活性,相应的单位为 $\text{mg} \cdot (\text{g} \cdot 24 \text{ h})^{-1}$ 和 $\text{mg} \cdot (\text{g} \cdot 2 \text{ h})^{-1}$ 。 x 分别表示添加的菲、芘的初始浓度, a 、 b 是回归方程的常数。由表 4 可见,脲酶和多酚氧化酶都能与 PAHs 初始浓度都能建立很好的拟合关系。通过拟合方程可看出,脲酶和多酚氧化酶活性变化在一定程度上可以反映 PAHs 的污染状况,土壤酶活性随 PAHs 污染浓度增减而增减。

表 4 PAHs 浓度与脲酶/多酚氧化酶活性关系拟合式

Table 4 Regression equation between urease/polyphosphate and concentration of PAHs

PAHs	酶	拟合方程	R^2	n	P
菲	脲酶	$Y=1.0817x^{-0.588}$	0.794 8	15	$P<0.001$
	多酚氧化酶	$Y=0.163 2x^{-0.420 6}$	0.753 9	15	$P<0.001$
芘	脲酶	$Y=0.917 6x^{-0.624 8}$	0.755 7	15	$P<0.001$
	多酚氧化酶	$Y=0.241x^{-0.557 7}$	0.646	15	$P<0.001$

60 d 后,初始浓度为 $81.05 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 菲污染土样中, TR_3 、 CK_1 、 CK_2 中脲酶的活性分别为 0.079、0.026、 $0.004 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot 24 \text{ h})^{-1}$ ($n=5, P<0.05$); 多酚氧化的活性分别为 0.027、0.021、 $0.002 \text{ mg} \cdot (\text{g} \cdot 2 \text{ h})^{-1}$ ($n=5, P<0.05$)。 TR_3 中酶的活性高于其他两组对照,差异达到显著水平。脲酶和多酚氧化酶活性大小的顺序均为: $\text{TR}_3 > \text{CK}_1 > \text{CK}_2$, 说明种植苏丹草促进了土壤酶活性的增加,这可能也是苏丹草促进 PAHs 降解的机制之一。

3 讨论

种植植物对土壤中多环芳烃的去除具有一定的修复效果。丁克强等以黑麦草为试验材料研究了种植植物后对菲、苯并[a]芘污染土壤的修复过程,结果表明,种植黑麦草可加快土壤中菲、苯并[a]芘的去除,且土壤中苯并[a]芘的可提取浓度随着时间的延长而逐渐减少^[4]。Chen 等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 190 d 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%^[6]。可见,将植物修复运用于土壤多环芳烃污染的修复中,理论上是可行的。试验结果表明,60 d 后,苏丹草-微生物系统对菲、芘的降解率高达 83.92% 和 77.62%。这可能与苏丹草根系发达,植株生长旺盛有关。苏丹草在 PAHs 污染浓度 ($320 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 较高的土壤中能正常生长,且对土壤 PAHs 降解时间短、降解效果好,适用于修复土壤

PAHs 污染。

土壤中 PAHs 降解主要是依靠植物的根际效应强化了微生物对污染物的降解作用^[12]。此外,菲、芘污染物的消失还可能与自然挥发、植物积累、光解等的因素有关。三环以上的多环芳烃蒸气压非常小,土壤吸附性强,自然挥发量小^[12]。事实上,PAHs 主要在植物根部被积累,很难被迁移至植物地上部分,尤其是四环以上的 PAHs。植物对 PAHs 的积累量相对较小^[13]。通常情况下,这几部分消失的污染物的量和通过植物修复对污染物降解的量比较是可以忽略不计的^[12-13]。本试验中,所有盆钵渗滤液中都没有检测出菲、芘的存在,渗滤损失量甚微。所以,微生物降解是土壤去除 PAHs 的主要途径之一。本试验结果也表明,土壤(土著微生物)对 PAHs 有一定的自净能力。

植物可通过增加微生物数量、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^[4,12-15]。Jennifer 等研究发现,黑麦草、紫花苜蓿的根系活动能明显地提高其根际环境中微生物种群的种类、数量,从而促进石油烃的降解^[16];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^[17]。本试验表明,土壤-植物系统对 PAHs 的降解率大大高于土壤对 PAHs 的自净能力,说明植物的生长强化了土著微生物对 PAHs 的降解效果。其原因可能与植物的生长改善了土壤的物理结构,水分、氧气以及其他营养元素能更快地渗入深层土壤中,微生物的活动得到加强,从而提高修复效果^[18]。植物根系分泌物能有效地改善根际环境,为微生物提供养分,增加微生物数量。根的坏死细胞也能为微生物生长提供营养,使其活性增强。Chen 等也认为微生物数量与 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^[6]。土壤微生物活性的强弱可通过土壤酶来表示。本研究中,在植物生长 60 d 后,对各污染物不同浓度下的脲酶和多酚氧化酶活性进行测定,结果表明,在污染物低浓度时,微生物活性相对较高,污染物降解率高,植物修复效果好;在污染物高浓度时,微生物活性相对较低,污染物降解率低,植物修复效果较次。说明在植物-土壤系统中,土壤酶活性的高低是决定多环芳烃污染修复效果的关键。植物生长能够提高土壤酶的活性,即提高微生物对 PAHs 的降解能力,从而显著加强土壤对污染物的净化能力。

4 结论

(1)研究表明,苏丹草能够在 $0\sim 320\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 菲、芘污染土壤中正常生长,对菲、芘具有较强的修复作用;60 d 后,土壤-苏丹草系统所在土壤中菲、芘的去除率分别为 73.07%~83.92%、63%~77.62%, 平均为 77.95%和 69.14%, 较无植物土壤系统高 55.58%和 50.71%, 较无植物无微生物土壤系统高 72.71%和 66.57%。

(2)在植物土壤系统和无植物土壤系统中,菲、芘初始浓度与其降解率呈负相关;植物土壤系统对污染物的降解能力远高于无植物土壤系统。

(3)土壤酶活性与 PAHs 污染浓度呈负相关,两者之间的拟合关系可表示为: $Y=ax^{-b}$ 。植物生长能显著提高土壤酶活性。脲酶和多酚氧化酶活性大小的顺序均为:植物土壤系统>无植物土壤系统>无植物无微生物土壤系统。

综上,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。植物生长能极显著提高土壤微生物活性,从而提高土壤污染物降解率。

参考文献:

- [1] Edward N T. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in the terrestrial environment—a review[J]. *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[J]. *Science of the Total Environment*, 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[J]. *Science of the Total Environment*, 2006, 363: 206–215.
- [4] 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. Dynamics in benzo[a] pyrene concentrations in soil as influenced by ryegrass plants[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2004, 41(3): 348–353.
- [5] Binet P, Portal J M, Leyval C. Dissipation of 3–6–ring polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere of ryegrass[J]. *Soil Biol Biochem*, 2000, 32: 2011–2017.
- [6] Chen Y C, Katherinebanks M, Paulschwab A. Pyrene degradation in the rhizosphere of Tall Fescue (*Festuca arundinacea*) and Switchgrass (*Panicum virgatum* L.)[J]. *Environ Sci Technol*, 2003, 37: 5778–5782.
- [7] Kamath R, Schnoor J L, Alvarez P J J. Effect of root-derived substrates on the expression of nah-lux genes in pseudomonas fluorescens HK44: implications for PAH biodegradation in the rhizosphere[J]. *Environ Sci Technol*, 2004, 38: 1740–1745.
- [8] Gao Y Z, Zhu L Z. Plant uptake, accumulation and translocation of phenanthrene and pyrene in soils[J]. *Chemosphere*, 2004, 55: 1169–1178.
- [9] Kipponlou A M, Manoli E, Samara C. Bioconcentration of polycyclic aromatic hydrocarbons in vegetables grown in an industrial area[J]. *Environmental Pollution*, 1999, 106: 369–380.
- [10] 潘声旺, 魏世强, 袁馨, 等. 沿阶草(*Ophiopogon japonicus*)对土壤中菲的修复作用及机制[J]. 生态学报, 2008, 28(8): 3654–3661.
PAN Sheng-wang, WEI Shi-qiang, YUAN Xin, et al. Mechanisms of the removal and remediation of phenanthrene and pyrene in soil by dwarf lilyturf[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2008, 28(8): 3654–3661.
- [11] Zhu L Z, Cao Y Z. Prediction of phenanthrene uptake by plants with a partition-limited model[J]. *Environmental Pollution*, 2004, 131: 505–508.
- [12] Reilley K A, Banks M K, Schwab A P. Dissipation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the rhizosphere[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1996, 25: 212–218.
- [13] Ke L, Wang W Q, et al. Removal of pyrene from contaminated sediments by mangrove microcosms[J]. *Chemosphere*, 2003, 51: 25–34.
- [14] 许超, 夏北成. 土壤多环芳烃根际修复研究进展[J]. 生态环境, 2007, 16(1): 216–222.
XU Chao, XIA Bei-cheng. Research progress in rhizoremediation on polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) contaminated soil[J]. *Ecology and Environment*, 2007, 16(1): 216–222.
- [15] Toner E J, Leyval C. Rhizosphere gradients of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs) dissipation in two industrial soils and the impact of arbuscular Mycorrhiza[J]. *Environ Sci Technol*, 2003, 37: 2371–2375.
- [16] Jennifer L K, John N K, Hung L, et al. The effects of perennial ryegrass and alfalfa on microbial abundance and diversity in petroleum contaminated soil[J]. *Environmental Pollution*, 2005, 133: 455–465.
- [17] Corgie S C, Joner E J, Leyval C. Rhizospheric degradation of phenanthrene is a function of proximity to roots[J]. *Plant and Soil*, 2003, 257(1): 143–150.
- [18] Lewis H S, Schwab A P, Banks M K. Phytoremediation of aged petroleum sludge: effect of irrigation techniques and scheduling[J]. *J Environ Qual*, 2001, 30: 1516–1522.