

紫松果菊对多环芳烃重污染土壤修复效能

张晓庆^{1,2} 徐丽^{1*} 齐悦³ 孙立波⁴ 张慤⁵

(¹沈阳建筑大学市政与环境工程学院, 沈阳 110168; ²中国科学院沈阳应用生态研究所, 中国科学院污染生态与环境工程重点实验室, 沈阳 110016; ³国网辽宁省电力有限公司电力科学研究院, 沈阳 110006; ⁴浙江长征职业技术学院, 杭州 310023; ⁵沈阳广播电视大学, 沈阳 110013)

摘要 采用盆栽试验,以实际油田污染土与自然土和沙土按照一定比例配置两种污染浓度的土壤(PAHs总浓度分别为122.40和183.60 mg·kg⁻¹),以株高、生物量变化以及芘(Pyr)、屈(CHR)、苯并b荧蒽(BbF)、苯并k荧蒽(BkF)4种多环芳烃去除率为指标,研究了紫松果菊对PAHs污染土壤的修复效能。结果表明:(1)4种多环芳烃污染土壤对紫松果菊株高和生物量有明显抑制作用,在PAHs总浓度为183.60 mg·kg⁻¹时,紫松果菊仍能存活,说明紫松果菊对PAHs污染土壤具有较强的耐性。(2)在PAHs总浓度为183.60 mg·kg⁻¹时,紫松果菊对土壤中4种PAHs的去除率分别为66.2%、70.3%、40.6%和65.4%,4种PAHs的总量由183.60 mg·kg⁻¹降到104.52 mg·kg⁻¹,总去除率为56.93%,远大于对照组中PAHs总去除率。说明紫松果菊具有修复PAHs重污染土壤的潜能。相关性分析发现,PAHs的去除率与地下生物量的相关性更好,说明植物地下生物量对多环芳烃去除率影响较大。本研究拓展了利用植物修复PAHs污染土壤的应用范围,使重污染土壤的植物修复成为可能。

关键词 植物修复; 株高; 生物量; 去除率

Remediation efficiency of *Echinacea purpurea* for heavy PAHs contaminated soils. ZHANG Xiao-qing^{1,2}, XU Li^{1*}, QI Yue³, SUN Li-bo⁴, ZHANG Que⁵ (¹College of Municipal and Environmental engineering, Shenyang Jianzhu University, Shenyang 110168, China; ²Key Laboratory of Pollution Ecology and Environmental Engineering, Institute of Applied Ecology, Chinese Academy of Sciences, Shenyang 110016, China; ³State Grid Liaoning Electric Power Co., Ltd, Shenyang 110006, China; ⁴Zhejiang Changzheng Vocational and Technical College, Hangzhou 310023, China; ⁵Shenyang Open University, Shenyang 110013, China).

Abstract: The phytoremediation potential of *Echinacea purpurea* on PAHs heavily contaminated soils was investigated with pot experiment. The polluted soils were collected from an oil field. Two types of soils with different concentrations of PAHs (122.40 and 183.60 mg·kg⁻¹) were prepared by adding a given proportion of polluted soil, non-polluted soil, sandy soil, and PAHs multi-compound standards. The height and biomass of *E. purpurea*, and the removal rate of four kinds of PAHs, pyrene (Pyr), chrysene (CHR), benzo (b) fluoranthene (BbF), benzo (k) fluoranthene (BkF), were measured. The results showed that: (1) The height and biomass were significantly inhibited by PAHs, but *E. purpurea* still could survive with the total PAHs concentration at 183.60 mg·kg⁻¹. (2) The removal rates of Pyr, CHR, BbF and BkF were 66.2%, 70.3%, 40.6% and 65.4%, respectively. The total PAHs decreased from 183.60 mg·kg⁻¹ to 104.52 mg·kg⁻¹. The total removal rate of four kinds of PAHs was 56.93%, which was much higher than that in the control. This result demonstrated that *E. purpurea* has a good potential for phytoremediation of heavily PAHs contaminated soils. The significant correlation between the removal rate of PAHs and belowground biomass indicated that the belowground biomass of plants

had a greater influence on the removal rate of PAHs. This study expanded the application range of phytoremediation on PAHs contaminated soils.

Key words: phytoremediation; plant height; biomass; removal rate.

近年来,我国土壤污染日趋严重,其中以多环芳烃类污染最为突出。多环芳烃具有致癌性、致畸性、致突变性(Igwoezikpe *et al.*, 2010)。美国环境保护局将萘、芴、菲、蒽、苯并(a)蒽、苯并(a)芘等16种PAHs列入优先控制黑名单中(Chen *et al.*, 2016)。我国土壤环境质量二级标准规定,工业用地中的16种多环芳烃的限量值为 $4.90 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (GB 15618—2008)。我国土壤多环芳烃污染严重,多环芳烃在我国土壤环境中污染浓度从 $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ 量级升至 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 量级,已成为一类较为常见的持久性有机污染物(陈宝梁, 2004),严重影响了土壤的生产、生态功能以及人类健康。因此,对多环芳烃污染土壤的修复研究迫在眉睫。

植物修复(phytoremediation)投资少、效果好、操作简便、不破坏场地结构、无二次污染,能同时达到修复污染、美化环境的效果,是一种具有实际应用价值的修复技术。因此,目前的研究主要集中在利用植物修复的方法对土壤中难降解的多环芳烃进行处理。Dupuy等(2015)研究发现,在非浓度高于 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时玉米的生长受到严重抑制。Khan等(2014)利用杨柳修复菲污染土壤,结果发现对菲的去除率为25%~40%。Patowary等(2017)发现,萘和菲能被黑麦草进行一定的生物累积。Xu等(1995)、Hester等(2000)以及Pezeshki等(2000)研究发现,多环芳烃会在植物根部形成一层保护膜,阻止植物从土壤中吸收水分和矿物盐,进而导致植物生物量减小,气孔增大,从而严重抑制植物生长。这些研究中的植物只适用于中低浓度的污染修复,并且去除率不高,限制了植物修复的应用范围。因此,寻求能在PAHs重污染的土壤中存活的修复植物成为植物修复的一个重点研究方向(Wang *et al.*, 2012)。

紫松果菊(*Echinacea purpurea*)是一种具有超强耐性的花卉植物,菊科紫松果菊属,别名紫锥菊、紫锥花,原产北美地区,为野生花卉。多年生草本,株高60~150 cm。紫松果菊喜光、耐寒、耐热、生长粗壮、生物量大、可播种繁殖,满足植物修复基本条件(Abdoli *et al.*, 2013)。前期研究发现(Liu *et al.*, 2014a, 2014b),紫松果菊是一种具有超强耐性的花

卉植物,将其应用于PAHs污染土壤的修复,取得了优良的修复效果;还发现,紫松果菊在高浓度多环芳烃污染下还能存活。因此,我们推测紫松果菊可能具有修复高浓度PAHs污染土壤的能力。鉴于此,本试验以PAHs重污染的油田土壤为研究对象,利用盆栽试验,以生物量和土壤中4种多环芳烃芘(Pyr)、屈(CHR)、苯并b荧蒽(BbF)、苯并k荧蒽(BkF)去除率为指标,初步探讨了紫松果菊(*Echinacea purpurea*)对高浓度PAHs的去除效果,旨在研究紫松果菊对PAHs重污染土壤的植物修复性能。

1 材料与方法

1.1 主要试剂与仪器

PAHs混标($0.2 \text{ mg} \cdot \text{mL}^{-1}$),百灵威科技有限公司。二氯甲烷(色谱纯)、正己烷(色谱纯)、层析硅胶(60~100目,分析纯)、层析中性氧化铝(100~200目,分析纯)、无水硫酸钠(分析纯)。

气相色谱仪(Agilent GC6890)、层析柱(多环芳烃专用)以及实验室分析常用玻璃仪器等。

1.2 供试土壤与供试植物

本试验使用的土壤来自于天津大港油田(Yang *et al.*, 2016)。原污染土壤PAHs总浓度为 $489.60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,主要为芘(Pyr)、屈(CHR)、苯并b荧蒽(BbF)、苯并k荧蒽(BkF)4种,同时,原污染土壤土质是黏土,盐碱度高,不适合植物生长。目前,PAHs污染土壤的植物修复相关研究中,PAHs的总浓度一般都低于 $100.00 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,因为浓度过高时,毒性过大,严重限制植物生长,从而使其降解率下降(D' Orazio *et al.*, 2013; 徐胜等, 2013; 张娟等, 2016)。因此,本试验将油田污染土壤与无污染的自然土壤和沙土按照一定比例进行混合配PAHs污染土壤,考察高污染浓度下紫松果菊对重污染土壤的修复能力。分别选取比例为m(原污染土壤):m(无污染自然土壤):m(沙土)=0.50:1.00:0.50和0.75:0.75:0.5,分别记为“混合土壤1”和“混合土壤2”,其中,混合土壤1中PAHs总浓度为 $122.40 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,混合土壤2中PAHs总浓度为 $183.60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。两种混合土壤的理化性质如表1所示。供试植物为紫松果菊。

表 1 PAHs 污染土壤理化性质及污染物浓度
Table 1 Physical-chemical properties and the PAHs concentration of the contaminated soil

污染土壤	理化性质					PAHs (mg · kg ⁻¹)
	酸碱度	碳含量 (%)	氮含量 (%)	有效 P (mg · kg ⁻¹)	有效 N (mg · kg ⁻¹)	
混合土壤 1	7.64	7.13	0.37	27.95	278.10	122.40
混合土壤 2	7.23	16.83	0.82	19.80	468.70	183.60

1.3 试验设计

污染土壤经过配制混匀,每盆装土 2 kg。采取夹层种植,先称取 1.8 kg 混合污染土,然后加 0.3 kg 自然土,均匀撒下 0.5 g 紫松果菊种子,继续添加混合污染土至 2.0 kg。同时设置无植物种植为对照试验,于室外实验室培养。各处理均做 4 个平行试验。分别在种植 60、120、150 d 时采样,并保存于-20 ℃ 冰箱中,待测。以紫松果菊的生物量、株高及 PAHs 的去除率为表征指标。

1.4 检测方法

1.4.1 植物生物量 植物采样后依次用蒸馏水和去离子水清洗干净,测量地上株高,然后置于烘箱中 70 ℃ 烘干,准确称量根部和地上部干物质质量。

1.4.2 土壤 PAHs 称取 2.00 g 土样于离心管中,加入二氯甲烷,超声萃取 2 h。4000 r · min⁻¹ 离心 10 min。重复上述步骤 2 次,挥干,用正己烷定容至 5 mL。采用硅胶/氧化铝层析柱分离净化,过程如下:样品流入活化的层析柱,加入 50 mL 正己烷,再用 100 mL 洗脱液(正己烷与二氯甲烷 1 : 1, v/v)洗脱,接收流出液,挥干,定容,待测。

测试方法:Agilent 6890N 气相色谱仪;色谱柱:Agilent ZB-5 30 m × 0.18 mm ID × 0.25 μm;氢火焰离子化检测器(FID);升温程序:80 ℃ 保持 3 min,15 ℃ · min⁻¹ 升至 255 ℃,保持 1 min,1 ℃ · min⁻¹ 升至 265 ℃,保持 1 min,2.5 ℃ · min⁻¹ 升至 295 ℃ 保持 3 min;进样口温度:290 ℃,检测器温度:325 ℃,载气流速为 0.8 mL · min⁻¹;进样量为 1 μL(不分流)。

对苾、屈、苯并(b)荧蒹和苯并(k)荧蒹在土壤样品中的加标回收率分别为 81.75% ~ 95.87%、76.93% ~ 95.19%、79.16% ~ 100.20% 和 76.72% ~ 101.42%。

2 结果与分析

2.1 PAHs 胁迫对植物生长状况的影响

2.1.1 PAHs 胁迫对植物株高的影响 从图 1 可以看出,PAHs 胁迫对紫松果菊地上部分的生长有明

显的抑制作用,说明 PAHs 胁迫会造成严重的生物毒性,抑制紫松果菊生长。混合土壤 1 中 60、120、150 d 植物株高的抑制率为 72.8%、57.7%、57.8%,而混合土壤 2 中抑制率分别为 73.3%、53.4%、47.7%。

2.1.2 PAHs 胁迫对生物量的影响 从图 2 可以看出,PAHs 总浓度为 122.40 mg · kg⁻¹ 时,紫松果菊地上部生物量抑制率为 95.03%、86.42%、86.83%,地

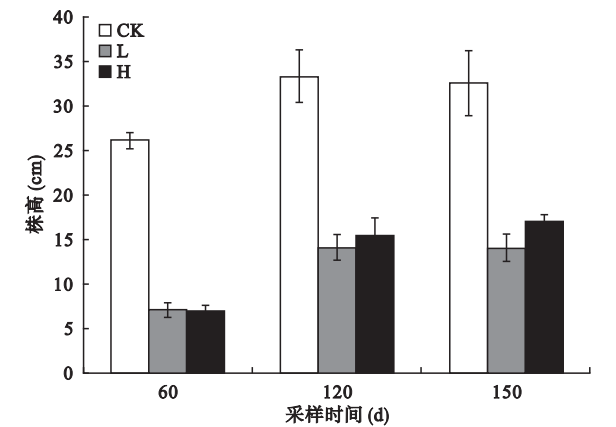


图 1 不同处理下 60、120、150 d 后紫松果菊的株高
Fig.1 Plant height of *Echinacea purpurea* after 60, 120 and 150 days under different treatments
CK: 未污染土壤; L: 混合土壤 1; H: 混合土壤 2。

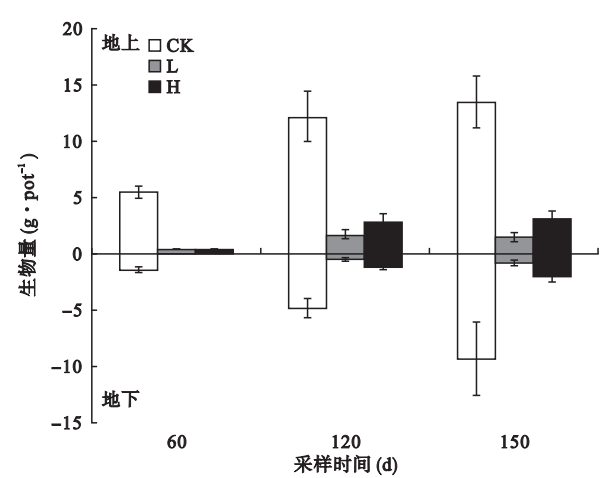


图 2 不同处理下 60、120、150 d 后紫松果菊的生物量
Fig.2 Biomass of *Echinacea purpurea* after 60, 120 and 150 days under different treatments
CK: 未污染土壤; L: 混合土壤 1; H: 混合土壤 2。

下部生物量抑制率为 95.20%、87.85%、90.10%。混合土壤 2 中,60、120、150 d 的地上部生物量抑制率为 93.83%、77.48%、70.95%,地下部生物量抑制率为 94.10%、73.50%、77.43%,有随种植时间的增加,抑制率逐渐下降的趋势;两种混合土壤中,地上部分的生长抑制率都逐渐降低,说明植物地上部的耐性随时间的增长而增大。地下部分的生长抑制率先增大、后减小,最后又逐渐增大。无论是地上部还是地下部,混合土壤 2 中的生物量比混合土壤 1 中的生物量大,说明紫松果菊对重污染土壤具有较强的耐性。

2.2 紫松果菊对土壤中 PAHs 的去除率

分别测定了两种浓度 PAHs 胁迫下,种植和未种植紫松果菊 60、120、150 d 土壤中 4 种 PAHs 的去除率,结果如表 2、表 3 所示。由表 2 可知,芘(Pyr)、屈(CHR)、苯并 b 荧蒹(BbF)、苯并 k 荧蒹(BkF)4 种 PAHs 的去除率随着种植时间的增加而逐渐增大。60 d 时,四环的芘(Pyr)、屈(CHR)的去除率分别为 52.44%、60.00%,五环的苯并 b 荧蒹(BbF)、苯并 k 荧蒹(BkF)的去除率分别为 15.31%、64.11%。120 d 时,去除率仍增长快速,四环的芘(Pyr)、屈(CHR)的去除率分别为 69.40%、73.08%,五环的苯并 b 荧蒹(BbF)、苯并 k 荧蒹(BkF)的去除率分别为 42.07%、74.3%。150 d 时,四环与五环 PAHs 的去除率虽然也有增长,但是增长的趋势明显减小,四环的芘(Pyr)、屈(CHR)的去除率分别为 76.20%、80.30%,五环的苯并 b 荧蒹(BbF)、苯并 k 荧蒹(BkF)的去除率分别为 45.10%、80.50%。紫松果菊的种植不仅对四环的 PAHs 有较好的去除率,对难降解的五环 PAHs 的去除率也较好,特别是苯

并 k 荧蒹(BkF)。

由表 3 可知,4 种 PAHs 的去除率随着种植时间的增加均呈增加趋势,增长速率逐渐减小。60 d 时,四环的芘(Pyr)和屈(CHR)的去除率分别为 23.82%、45.84%,五环的苯并 b 荧蒹(BbF)、苯并 k 荧蒹(BkF)的去除率分别为 25.62%和 39.93%。120 d 时,去除率的增速仍然较快,四环的芘(Pyr)和屈(CHR)的去除率分别达到了 46.11%、71.91%,五环的苯并 b 荧蒹(BbF)、苯并 k 荧蒹(BkF)的去除率分别为 30.00%和 46.72%。其主要原因与植物生长期有关,120 d 时植物生长旺盛,根际分泌物(包括多酚氧化酶、脱氢酶、过氧化物酶等和微生物)有助于 PAHs 的降解(Liu *et al.*, 2014a)。到 150 d 时,去除率涨速减小,四环的芘(Pyr)、屈(CHR)的去除率分别为 66.10%、70.30%,五环的苯并 b 荧蒹(BbF)、苯并 k 荧蒹(BkF)的去除率分别为 40.50%、60.40%。

2.3 相关性分析

为了研究多环芳烃去除率与植物生长的关系,本研究对去除率与植物株高、去除率与生物量进行了相关性分析,结果如表 4 所示。PAHs 总浓度为 122.40 mg · kg⁻¹时,4 种多环芳烃的去除率与株高、生物量在 0.01 水平上具有显著相关关系。PAHs 总浓度为 183.60 mg · kg⁻¹时,4 种多环芳烃的去除率与株高、根部生物量在 0.01 水平上具有显著相关关系,Pyr、CHR、BkF 的去除率与地上生物量在 0.01 水平上具有显著相关关系,BbF 的去除率与地上生物量在 0.05 水平上具有显著相关关系。PAHs 的去除率明显与地下生物量的相关性更好,说明影响多环芳烃去除率的主要是植物地下生物量,即根部,与

表 2 植物对混合土壤 1 中 4 种多环芳烃的去除率(%)
Table 2 Removal rate of 4 kinds of PAHs in the mixed soil 1

采样时间 (d)	Pyr		CHR		BbF		BkF	
	对照组	紫松果菊	对照组	紫松果菊	对照组	紫松果菊	对照组	紫松果菊
60	41.73	52.44	50.00	60.00	20.93	15.31	54.06	64.11
120	56.65	69.40	62.28	73.08	38.71	42.07	60.92	74.30
150	65.84	76.20	73.95	80.20	41.00	45.00	62.40	80.50

表 3 植物对混合土壤 2 中 4 种多环芳烃的去除率(%)
Table 3 Removal rate of 4 kinds of PAHs in the mixed soil 2

采样时间 (d)	Pyr		CHR		BbF		BkF	
	对照组	紫松果菊	对照组	紫松果菊	对照组	紫松果菊	对照组	紫松果菊
60	35.00	23.82	32.26	45.84	25.05	25.62	48.81	39.93
120	43.51	46.11	60.21	71.91	35.50	30.00	54.71	46.72
150	60.66	66.00	58.40	70.00	34.05	40.00	57.80	60.37

表 4 多环芳烃去除率与植物株高、生物量之间的相关性分析
Table 4 Correlation analysis between PAHs removal rate and plant height, biomass

PAHs 浓度 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	指标	Pyr 去除率	CHR 去除率	BbF 去除率	BkF 去除率
122.40	株高	$y=0.3388x-10.079$ $R=0.891^{**}$	$y=0.3897x-15.421$ $R=0.860^{**}$	$y=0.2716x+3.0136$ $R=0.954^{**}$	$y=0.4746x-22.35$ $R=0.848^{**}$
	地上生物量	$y=0.0531x-2.4144$ $R=0.889^{**}$	$y=0.0608x-3.2362$ $R=0.855^{**}$	$y=0.0428x-0.3724$ $R=0.958^{*}$	$y=0.0739x-4.3018$ $R=0.840^{**}$
	地下生物量	$y=0.0355x-1.8033$ $R=0.986^{**}$	$y=0.0426x-2.4894$ $R=0.993^{**}$	$y=0.0255x-0.3312$ $R=0.945^{**}$	$y=0.0527x-3.3067$ $R=0.995^{**}$
183.60	株高	$y=0.2421x+2.1963$ $R=0.936^{**}$	$y=0.3666x-9.7773$ $R=0.997^{**}$	$y=0.6056x-6.1343$ $R=0.824^{**}$	$y=0.4389x-8.3427$ $R=0.840^{**}$
	地上生物量	$y=0.0648x-0.9214$ $R=0.899^{**}$	$y=0.1009x-4.2975$ $R=0.964^{**}$	$y=0.1622x-3.1541$ $R=0.792^{*}$	$y=0.117x-3.7196$ $R=0.804^{**}$
	地下生物量	$y=0.0489x-1.03$ $R=0.965^{**}$	$y=0.064x-2.8166$ $R=0.870^{**}$	$y=0.1327x-3.0432$ $R=0.922^{**}$	$y=0.095x-3.4701$ $R=0.928^{**}$

之前的研究相符(Liu *et al.*, 2014a)。

3 讨 论

3.1 PAHs 胁迫对紫松果菊生物量的影响

由试验结果可知,PAHs 污染明显抑制了紫松果菊的生长,使其生物量明显减小,这主要是由于 PAHs 的高生物毒性所致。Xu 等(1995)、Hester 等(2000)以及 Pezeshki 等(2000)发现烃类等有机物会在植物根部形成一层保护膜,阻止植物从土壤中吸收水分和矿物盐,进而导致植物生物量减小,气孔增大。所以植物修复一般适用于较低浓度的 PAHs 污染土壤修复。大多数研究都将 PAHs 浓度控制在 $100 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 左右(D’Orazio *et al.*, 2013),而本研究中,PAHs 总浓度分别为 122.40 和 $183.60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,在这两种浓度下大多数植物都不能生存,但紫松果菊能良好存活的同时保持较高的 PAHs 去除率,表明紫松果菊对高浓度 PAHs 污染具有较强的耐性,具有明显修复多环芳烃重污染土壤的潜能。同时本研究发现,随着污染物浓度的增大,生物量抑制率没有继续增大,可能是由于高浓度胁迫下,可供植物利用的有效 C 源增加,促进植物的生长(刘世亮等, 2003)。

3.2 紫松果菊对 PAHs 的去除作用

由表 2 和表 3 可知,2 种浓度下,紫松果菊对 PAHs 都具有较好的去除效果,并且去除率随时间增大而增大。本研究发现,120 d 时,PAHs 去除率快速增大,到 150 d 时,PAHs 去除率增速明显放缓,原因可能是紫松果菊生长周期较短,穴盘苗期 6 周,营养生长期 12~16 周,在生长后期,其生命活动减弱(张龙,2013)。同时发现,PAHs 去除率随着环数的增大而减小,可能的原因是环数越多,多环芳烃的

稳定性越好,生物毒性越大,越不容易降解。另外,在高浓度胁迫下的 PAHs 去除率不如低浓度,主要的原因是酶、微生物不能很好地适应环境(Chibwe *et al.*, 2015)。值得注意的是,2 种浓度下,五环的苯并 k 荧蒹(BkF)的去除率均较高,与四环的芘(Pyr)与屈(CHR)相似,出现这一现象较难(张娟等,2016)。这些数据均证明紫松果菊具有修复多环芳烃重污染土壤的潜能。

我国表层土壤 Σ PAHs 的含量中位值为 $0.58 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,从 PAHs 的组成来看,4~6 环 PAHs 的相对比例较高,占 68.53%(曹云者等,2012)。化工园区 PAHs 污染比较严重,平均含量 $1.185 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$,最高可达 $5.99 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ (焦文涛等,2009)。而本文研究的紫松果菊在 PAHs 总浓度 $183.66 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 胁迫下,4 环的芘(Pyr)、屈(CHR)的去除率分别为 66.1%、70.3%,5 环的苯并 b 荧蒹(BbF)、苯并 k 荧蒹(BkF)的去除率分别为 40.5%、60.4%,充分说明了紫松果菊是一种性能优良的多环芳烃污染修复植物。故应在后期加强对其修复机理的研究,以期将其投入到实际应用。

3.3 去除率与生物量的关系

由多环芳烃去除率与植物株高、去除率与地上生物量以及去除率与地下生物量之间的相关性分析可知,2 种浓度下,PAHs 去除率与地下生物量均在 0.01 水平上呈显著的正相关,并且 PAHs 去除率与地下生物量的线性关系明显优于 PAHs 去除率与株高和地上生物量的线性关系。因此,在紫松果菊修复多环芳烃污染土壤时,其地下生物量起到主要的作用。在前期的研究中发现,植物可以通过根际分泌物等方式提高土壤中与多环芳烃降解有关的酶(多酚氧化酶、脱氢酶、过氧化物酶等)的活性,同

时,植物的种植也可以促使微生物群落结构发生变化,其生物多样性显著增加(Liu *et al.*, 2014a, 2014b)。还有研究发现,植物和环境微生物能够产生一些生物表面活性物质(Yi *et al.*, 2007),可以提高有机物的生物可利用性,增加土壤微生物对PAHs的吸收利用。因此,将来应该着重研究PAHs在紫松果菊根际区的行为,了解其降解机理,并且结合“高效降解微生物-植物根际作用”等手段提高土壤PAHs的修复效果。

参考文献

- 曹云者,柳晓娟,谢云峰,等. 2012. 我国主要地区表层土壤中多环芳烃组成及含量特征分析. 环境科学学报, **32**(1): 197-203.
- 陈宝梁. 2004. 表面活性剂在土壤有机污染修复中作用及机理(博士学位论文). 杭州:浙江大学.
- 焦文涛,吕永龙,王铁宇,等. 2009. 化工区土壤中多环芳烃的污染特征及其来源分析. 环境科学, **30**(4): 1166-1172.
- 刘世亮,骆永明,丁克强,等. 2003. 土壤中有有机污染物的植物修复研究进展. 土壤, **35**(3): 187-192.
- 徐胜,王慧,陈玮,等. 2013. 土壤中多环芳烃污染对植物生理生态的影响. 应用生态学报, **24**(5): 1284-1290.
- 张娟,刘燕. 2016. 植物修复多环芳烃污染土壤研究进展. 环境科学与技术, (6): 110-116.
- 张龙. 2013. 宿根花卉新宠——紫松果菊. 中国花卉园艺, (24): 24.
- Abdoli M, Moieni A, Badi HN. 2013. Morphological, physiological, cytological and phytochemical studies in diploid and colchicine-induced tetraploid plants of *Echinacea purpurea* (L.). *Acta Physiologiae Plantarum*, **35**: 2075-2083.
- Chen F, Tan M, Ma J, *et al.* 2016. Efficient remediation of PAH-metal co-contaminated soil using microbial-plant combination: A greenhouse study. *Journal of Hazardous Materials*, **302**: 250-261.
- Chibwe L, Geier MC, Nakamura J, *et al.* 2015. Aerobic bioremediation of PAH contaminated soil results in increased genotoxicity and developmental toxicity. *Environmental Science & Technology*, **49**: 13889-13898.
- D'Orazio V, Ghanem A, Senesi N. 2013. Phytoremediation of pyrene contaminated soils by different plant species. *Clean: Soil, Air, Water*, **41**: 377-382.
- Dupuy J, Ouvrard S, Leglise P, *et al.* 2015. Morphological and physiological responses of maize (*Zea mays*) exposed to

- sand contaminated by phenanthrene. *Chemosphere*, **124**: 110-115.
- Hester MW, Mendelsohn IA. 2000. Long-term recovery of a Louisiana brackish marsh plant community from oil-spill impact: Vegetation response and mitigating effects of marsh surface elevation. *Marine Environmental Research*, **49**: 233-254.
- Igwoezikpe MN, Gbenle OG, Ilori MO, *et al.* 2010. Mixture of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons biodegradation by tropical bacteria and via co-metabolism with phenanthrene. *Research Journal of Environmental Sciences*, **4**: 317-326.
- Khan Z, Roman D, Kintz T, *et al.* 2014. Degradation, phyto-protection and phytoremediation of phenanthrene by endophyte *Pseudomonas putida*, PD1. *Environmental Science & Technology*, **48**: 12221-12228.
- Liu R, Xiao N, Wei S, *et al.* 2014a. Rhizosphere effects of PAH-contaminated soil phytoremediation using a special plant named Fire Phoenix. *Science of the Total Environment*, **473-474**: 350-358.
- Liu R, Zhao L, Jin C, *et al.* 2014b. Enzyme responses to phytoremediation of PAH-contaminated soil using *Echinacea purpurea* (L.). *Water, Air, and Soil Pollution*, **225**: 2230.
- Patowary R, Patowary K, Devi A, *et al.* 2017. Uptake of total petroleum hydrocarbon (TPH) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by *Oryza sativa* L. grown in soil contaminated with crude oil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **98**: 120-126.
- Pezeshki SR, Heter MW, Lin Q, *et al.* 2000. The effects of oil spill and clean-up on dominant US Gulf coast marsh macrophytes: A review. *Environmental Pollution*, **108**: 129-139.
- Wang K, Zhu Z, Huang H, *et al.* 2012. Interactive effects of Cd and PAHs on contaminants removal from co-contaminated soil planted with hyperaccumulator plant *Sedum alfredii*. *Journal of Soils and Sediments*, **12**: 556-564.
- Xu JG, Johnson RL. 1995. Root growth, microbial activity and phosphatase activity in oil-contaminated, remediated and uncontaminated soils planted to barley and field pea. *Plant and Soil*, **173**: 3-10.
- Yang W, Peng B, Wu M, *et al.* 2016. Evaluation for CO₂ geostorage potential and suitability in Dagang oilfield. *Energy Procedia*, **86**: 41-46.
- Yi H, Crowley DE. 2007. Biostimulation of PAH degradation with plants containing high concentrations of linoleic acid. *Environmental Science & Technology*, **41**: 4382-4388.

作者简介 张晓庆,女,1990年生,硕士研究生,主要研究方向为植物修复。E-mail: zhangxq030@163.com
责任编辑 魏中青
