

黑麦草对菲污染土壤修复的初步研究

丁克强 骆永明 刘世亮 李振高

(中国科学院南京土壤研究所 南京 210008)

摘 要 本文研究了黑麦草 (*Lolium multiflorum* Lam) 对多环芳烃菲污染土壤的修复作用。通过 60 天的温室盆栽试验,观察到土壤中菲的可提取浓度随着时间逐渐减少,黑麦草加快了土壤中可提取态菲浓度的下降。在 5、50、500mg/kg 菲处理浓度下黑麦草生长的土壤中菲的降解率分别达 93.1%、95.6%和 94.7%。黑麦草增强土壤中多酚氧化酶活性而提高植物对菲的降解率。土壤自身具有修复多环芳烃菲的自然本能,种植黑麦草具有强化土壤修复菲污染的作用。增加黑麦草产量,增强土壤多酚氧化酶活性,可能提高黑麦草植物修复菲污染土壤的能力。

关键词 植物修复;黑麦草;多环芳烃;菲;污染土壤

利用植物直接或间接地吸收、同化或降解作用可以修复和净化有机污染物如多环芳烃污染土壤环境^[1,2]。植物可以明显的促进根际土壤中多环芳烃、杀虫剂、除草剂的降解与非根际比较^[3]。黑麦草对根际土壤中多环芳烃有降解作用。Binrt 等^[4]报道,黑麦草能促进根际土壤中菲等多环芳烃的降解,在经过 6 个月老化的土壤中多环芳烃降解率低于未经老化的土壤中的降解率。Banks 等^[5]酥油草进行苯并[a]芘污染的土壤的降解研究,发现根际可以促进降解,在 6 个月后降解率可以达到一半以上,同时说明植物明显地影响土壤中苯并[a]芘的归宿。有关黑麦草根际土壤多环芳烃的降解动态的研究,国内外尚未见报道。本文选择 3 环的多环芳烃菲作为研究对象,动态研究黑麦草对污染土壤中菲的降解能力及其影响因素,为土壤中多环芳烃的生物修复技术提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 材料

1.1.1 土壤 供试土壤采自中国科学院南京土壤研究所常熟农业生态实验站内的潜育水耕人为土^[6],俗名为乌栅土。土壤风干后过 2mm 尼龙筛,其理化性质如下:有机质 36.3g/kg,全 N 2.25 g/kg,全 P 0.75 g/kg,全 K 17.4 g/kg,阳离子交换量 21.59cmol/kg,pH 7.8。

1.1.2 植物 黑麦草 (*Lolium multiflorum* Lam)

1.1.3 化学品 菲 (Phenanthrine, 纯度为 $\geq 97\%$), 为德国 Fluka 公司产品。

1.2 研究方法

1.2.1 处理方法 在 20M³ 的控温、控光的生长室里进行为期 60 天的盆栽试验。试验设计 3 种处理,其菲浓度为 5、50、500mg/kg (以 A、B、C 表示低、中、高 3 种处理浓度)。先用丙酮溶解试验所需要的菲,待丙酮挥发干后,加到盆栽土壤中,充分搅拌,放置 1 周后使用。将苗龄为 1 周的黑麦草移入土壤田间持水量为 60% 的盆中,同时设置有相同的菲处理浓度但不种植物的对照试验。重复 4 次。在盆栽试验期间,土壤水分维持在田间持水量为 60%,生长室内的日间温度为 25℃,夜间温度 20℃,光照强度为 4500~7300lux。

1.2.2 土壤中菲的提取与测定 土壤中菲采用超声提取, HPLC 测定^[7]。

1.2.3 土壤多酚氧化酶活的测定 土壤多酚氧化酶用比色法测定^[8]。

本文所列结果为 4 次重复的平均值, 数据经方差分析, 用新复极差法作多重比较。

2 结果与讨论

2.1 土壤中可提取菲浓度的动态变化

如图 1 所示, 随着时间延长土壤中菲的可提取浓度逐渐减少。在 A、B、C 3 个处理中, 都在 10 天内迅速降解, 随后降解变慢, 趋于平缓。在适宜的培养条件下, 土壤中微生物

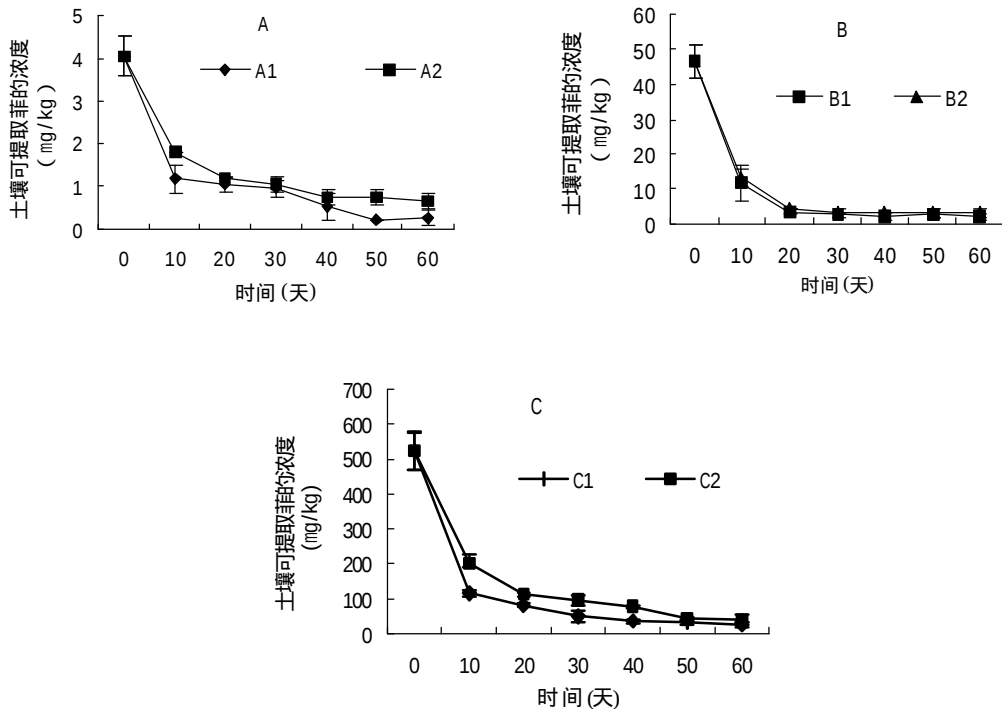


图 1 种与不种黑麦草土壤中可提取菲浓度的动态变化

注: 图中 A: 5mg/kg; B: 50 mg/kg; C: 500 mg/kg; A1、B1、C1 为种黑麦草的处理; A2、B2、C2 为不种植物的处理

可能降解了土壤中的菲, 使土壤可提取菲的含量减少, 这表明菲污染土壤可能具有自然削减与修复功能。但是, 对土壤可提取态菲浓度的这种动态变化的机制有待深入研究。

种与不种黑麦草的菲污染土壤中菲降解动态可用方程表示为:

$$\text{低浓度菲与种植物处理: } y_{A1} = 4.0706x^{-1.3762}, r^2 = 0.8991;$$

$$\text{低浓度菲与不种植物处理: } y_{A2} = 3.6984x^{-0.938}, r^2 = 0.9804;$$

$$\text{中浓度菲与种植物处理: } y_{B1} = 34.717x^{-1.6095}, r^2 = 0.9208;$$

$$\text{中浓度菲与不种植物处理: } y_{B2} = 35.58x^{-1.4509}, r^2 = 0.9205;$$

$$\text{高浓度菲与种植物处理: } y_{C1} = 424.51x^{-1.4784}, r^2 = 0.9745;$$

$$\text{高浓度菲与不种植物处理: } y_{C2} = 514.15x^{-1.2863}, r^2 = 0.9805;$$

2.2 植物对土壤中菲的降解作用

黑麦草可以促进土壤中菲的降解（图 1）。在 3 种处理浓度下，有植物处理的菲降解率在试验的前 10 天明显高于无植物的（ $p<0.05$ ）。在低浓度的 A 处理中，在 10~50 天期间二者差异不显著；在 50~60 天时有植物的土壤中菲的可提取浓度明显低于无植物（ $p<0.05$ ）。在中浓度的 B 处理中，在 10~60 天期间有植物与无植物的处理之间的差异都不明显。在高浓度的 C 处理中，在 10~40 天期间有植物处理的土壤中菲的可提取浓度明显低于无植物的处理（ $p<0.05$ ）。总体上，在低、中、高 3 种处理浓度下 60 天盆栽试验内，有植物的菲降解率高于无植物的，分别达 93.1%、95.6%、94.7%。

由表 1 可见，种植黑麦草的土壤中可提取菲的浓度减去无植物的土壤中菲的可提取浓度的差值随时间有一动态变化的现象。这些差值反映了植物本身对菲的降解作用。这种降解作用及其强度随土壤中污染物菲的浓度和植物生育时期而变化。这种变化过程的机理尚待进一步研究。

表 1 高、中、低 3 种菲浓度处理下黑麦草对土壤中菲的降解修复作用*（mg/kg）

菲加入量 (mg/kg)	时间（天）						
	0	10	20	30	40	50	60
5	0	0.64	0.11	0.11	0.21	0.53	0.36
50	0	1.60	1.07	1.06	0.90	0.53	1.07
500	0	85.33	30.94	46.25	42.66	10.40	13.87

*表中的数据为植物处理土壤的可提取浓度与无植物处理土壤的可提取浓度的差值

2.3 菲污染土壤上植物鲜重与时间的关系

图 2 显示了在 A（低）B（中）C（高）3 种菲水平处理的土壤上黑麦草地上部分的鲜重随时间的变化。黑麦草在育苗一周后移入添加菲处理的土壤中。在植物生长 10~50 天期间，A，B，C 处理间无显著差异，这说明 3 个菲处理浓度对植物生长前期的影响不大。在生长 60 天收获时，B 处理的鲜重最大，C 处理最低，差异达到极显著水平（ $p<0.01$ ），但 A 处理与对照之间无差异。地上部分植物鲜重的动态变化说明，黑麦草对土壤多环芳烃菲的毒性有较强的忍耐性。

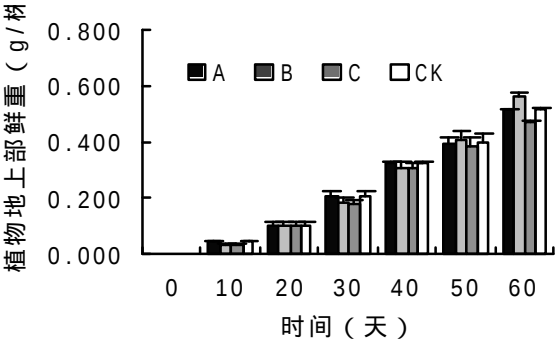


图 2 菲污染土壤上黑麦草地上部分鲜重的动态变化

2.4 土壤多酚氧化酶的动态变化

土壤中酶活性的变化可以反映土壤中微生物和植物根系的降解活性。多酚氧化酶是土壤中重要的氧化还原酶，其能够参与芳香族类化合物的分解转化过程^[9]。如图 3 所示，在前 30 天里，低、中、高 3 种菲处理中有植物与无植物酶活的差值变化趋势相同，相差不大，分别为 0.07、0.07、0.05 mg/g 土。在第 40 天时，中、高处理的数值相近，但都大于低处理的

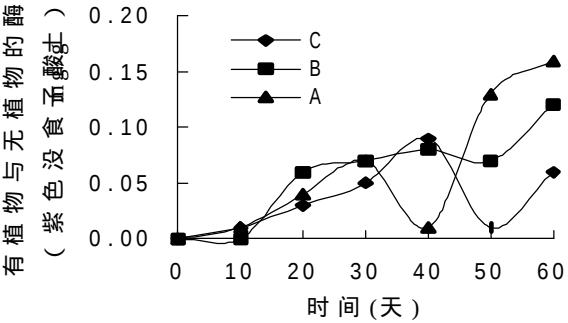


图 3 黑麦草对菲污染土壤中多酚氧化酶的动态影响

数值, 低、中、高 3 种菲处理的分别是 0.01、0.08、0.09 mg/g 土, 说明 B、C 处理的植物能够明显地增加土壤中多酚氧化酶的活性, 从而促进对菲的降解。50 天以后, 多酚氧化酶活性的变化趋势在各处理间相同, 到 60 天收获时其数值分别为 0.16、0.12、0.06 mg/g 土。低剂量菲处理的植物对酶活性的作用最大, 而中、高剂量处理的可能由于菲的抑制作用, 土壤的多酚氧化酶活性减少。可见, 黑麦草对土壤多酚氧化酶的产生有促进作用, 这种作用与植物生长时间和土壤中菲含量与毒性有关, 表现为随时间而变化。

3 结 论

通过在不同菲浓度处理土壤上种植黑麦草 60 天的盆栽试验观察到, 土壤中菲的可提取浓度随着时间延长逐渐减少且在黑麦草生长的土壤中菲含量有进一步减少的现象。认为, 土壤具有自然修复菲污染的功能, 而黑麦草对土壤中的菲有降解作用。这种作用可能与种植黑麦草后土壤多酚氧化酶活性提高有关。黑麦草对土壤中菲的降解修复作用还与土壤菲污染程度和植物生长期有关。增加黑麦草产量, 增强土壤多酚氧化酶活性, 是一条能提高黑麦草植物修复菲污染土壤能力的途径。

参 考 文 献

- 1 Anderson T.A. *et al.*. Environmental Science and Technology, 1993, 27: 2630~2635
- 2 Aprill W. and Sims R.C..Chemosphere, 1990, 20: 253~265
- 3 Gunther, T. Dornberger, U. and Fritsche, W. Appl. Environ. Microbial. 1996, 54: 2549~2555
- 4 Binet, P. *et al.*. Soil Biology & Biochemistry, 2000, 32: 2011~2017
- 5 Banks M.K. Lee E. and Schwab A.P. J. Environ. Qual, 1999, 28: 294~298
- 6 龚子同等编著.《中国土壤系统分类—理论·方法·实践》, 北京: 科学出版社, 1999, 165~167
- 7 宋玉芳等. 土壤、植物样品中多环芳烃 (PAHs) 分析方法研究, 应用生态学报, 1995, 6: 92~96
- 8 关松荫等编著.《土壤酶及其研究法》. 北京: 农业出版社, 1986, 323~328

(上接第 232 页)

- 4 Sims, R.C. & Overcash, M.R., Residue Reviews, 1983, 88: 1~68
- 5 Jones K.C. *et al.*, Environ. Pollut., 1989, 56: 337~351
- 6 William T.S. Michael D.A., Appl. Environ. Microbiol., 1995, 61: 357~362
- 7 Robert M. *et al.*, Environmental Science and Technology, 1997, 31: 2626~2633
- 8 巩宗强等, 多环芳烃污染土壤的生物泥浆法修复, 环境科学, 2001, 22: 112~116
- 9 张春桂等, 污染土壤生物恢复技术, 生态学杂志, 1997, 16: 52~58
- 10 Mahmood S. K. & Rao P. R., Environ. Contam. Toxicol. 1993, 50: 486~491
- 11 江西红壤试验站和江西农牧海业厅土地利用管理局编, 江西红壤研究(II). 南昌: 江西科学出版社, 1987, 20~21
- 12 宋静, 骆永明等, 沉积物-水界面营养盐释放研究 I Rhizon SMS 在底泥氮释放研究中的应用. 土壤学报, 2000, 37: 515~520
- 13 孟范平, 吴方正. 土壤的 PAHs 污染及其生物治理技术进展. 土壤学进展, 1995, 23: 32~42
- 14 中国科学院南京土壤研究所微生物室编著. 土壤微生物研究方法. 北京: 科学出版社, 1985
- 15 Cemiglia, C *et al.*, Applied Microbiology, 1984, 6: 145~154
- 16 宋玉芳等. 表面活性剂 TW-80 对土壤中的多环芳烃生物降解的影响. 应用生态学报, 1999, 10:230~232
- 17 Domsch K. H. *et al.*, Arch. Microbiol., 1994, 97: 283~301