

玉米幼苗根系形态对芘污染的响应

许超^{1,2,3}, 夏北成^{2*}, 林小方², 陈倩婷¹, 谭嘉宝¹

1. 华南农业大学资源与环境学院, 广东 广州 510642; 2. 中山大学环境科学与工程学院, 广东 广州 510275;

3. 农业部生态农业重点开放实验室, 广东 广州 510642

摘要: 采用盆栽试验探讨了玉米 (*Zea mays* L.) 根系形态学参数 (根质量长度、根质量面积、根质量体积、根平均直径及不同根直径等级分布) 对不同浓度芘污染胁迫的响应。较低浓度芘可适当地刺激玉米的生长, 高浓度芘处理抑制了玉米的生长, 并且抑制作用随芘处理浓度的提高而增强; 芘对玉米根系的影响要大于对茎叶的影响。不同浓度芘处理下玉米根系形态学参数发生了显著的变化, 与对照相比, 芘处理下根直径显著降低, 根质量长度、根质量面积和根质量体积显著增大, 且随芘处理浓度的提高其效应更显著。

关键词: 芘; 玉米; 根系形态学

中图分类号: X171.5

文献标识码: A

文章编号: 1674-5906 (2010) 04-0776-06

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, 主要来源于化石燃料的不完全燃烧^[1]。多环芳烃进入大气环境后, 绝大部分通过沉降进入土壤, 污染土壤环境, 据估计, 有 90% 以上的多环芳烃在土壤表面残留^[2]。多环芳烃具有致癌和致突变作用, 在土壤中普遍存在, 并且由于其性质稳定、难于降解, 在土壤中呈不断积累的趋势, 严重危害着土壤的生产和生态功能、农产品质量和人类健康^[3]。近年来国内外有关 PAHs 对植物影响的研究相当活跃, 主要集中在 PAHs 胁迫对植物生长的影响^[4-6]和植物对 PAHs 胁迫的生理响应^[7-15]。

根系是植物吸收养分和水分的主要器官, 也是最先感受土壤逆境胁迫信号的器官, 率先在形态上对胁迫产生反应, 根系的形态变化是植物适应外界环境 (特别是土壤环境) 的一个重要机制^[16-17]。植物修复不仅要考虑根系数量参数 (生物量), 而且性质参数 (根长、根直径、根表面积等) 也应考虑^[18-19]。发达的根系扩展了微生物和植物-微生物相互作用的界面^[20-23]。因此, 开展多环芳烃胁迫下植物根系形态的研究对于进一步的了解植物修复机理有着非常重要的意义。然而, 对于多环芳烃胁迫下植物根系形态的研究尚未见报道。

鉴于此, 本研究以修复 PAHs 效果较好的玉米^[24-27]为供试植物, 以芘为 PAHs 的典型代表, 通过土培试验方法, 分析了不同浓度芘处理下玉米根系形态学参数, 以期多环芳烃污染土壤的植物修

复技术发展及应用提供科学依据和理论支持。

1 材料与方法

1.1 试验材料

供试土壤采自广东省广州市神山镇水稻地的表层 (0~20 cm), 为潴育型水稻土 (铁聚水耕人为土), 砂粒、粉粒和粘粒含量分别为 76.3%、8.75% 和 15.0%, 有机质含量为 17.38 g kg⁻¹, pH 为 4.63, 全氮含量为 1.07 g kg⁻¹、有效磷含量为 137.7 mg kg⁻¹、速效钾含量为 80.5 mg kg⁻¹, 未检测到芘。土壤风干后过 2 mm 筛, 备用。供试植物为玉米 (*Zea mays* L.), 购自广州市农业科学研究所。供试药品芘 (Pyrene, 纯度>98%), 为 Aldrich 公司产品。试验用盆为 16 cm×15 cm 的塑料盆钵。

1.2 试验方法

取少量上述过 2 mm 筛土壤均匀加入芘的丙酮溶液, 待丙酮挥发后, 用未污染土不断稀释, 多次搅拌后过 2 mm 筛, 混匀, 制得初始 4 个不同芘污染水平土壤: 0 mg·kg⁻¹ (T0)、50 mg·kg⁻¹ (T1)、200 mg·kg⁻¹ (T2)、800 mg·kg⁻¹ (T3) 的试验土壤。各处理均拌入氮 120 mg·kg⁻¹CO(NH₂)₂、磷 40 mg kg⁻¹Ca(H₂PO₄)₂·H₂O 和钾 100 mg kg⁻¹K₂SO₄ 作底肥, 每个处理重复 3 次。每盆共装土 500 g, 60% 的田间持水量于温室中平衡 5 d 使用。玉米种子浸种后, 于滤纸上恒温培养箱中催芽 (37 °C), 露白时, 选取饱满、大小均匀一致的玉米种子播于盆钵中, 每袋 3 颗, 置于温室中, 温室的日间温度为 25 °C, 夜间温度 18 °C, 自然光照条件。试验期间, 土壤

基金项目: 广东省自然科学基金项目 (9451064201003780); 广东省自然科学基金团队项目 (06202438); 华南农业大学校长基金 (K09219); 华南农业大学大学生科技创新项目 (L09131)

作者简介: 许超 (1978 年生), 男, 博士, 主要从事污染控制与修复技术研究。E-mail: xuchao1388@126.com

*通讯作者: 夏北成, 教授。E-mail: xiabch@mail.sysu.edu.cn

收稿日期: 2010-03-04

水分通过每 2 d 称重维持在田间持水量的 60%^[27], 每 2 d 随机交换盆钵在温室中的位置。播种日记为 0 d, 玉米生长 45 d 后收获。

1.3 根系形态分析

播种 45 d 后, 在基部切除植物地上部分, 仔细、小心地把根系从土壤中拿出, 用自来水和去离子水漂洗。根系用自来水和去离子水漂洗后放在装有约 4~5 mm 深去离子水的透明有机玻璃盘 (210 mm×190 mm) 中, 使根系充分的分解开、尽量减少根系的重叠, 放置于扫描仪 (Epson 1460XL) 上。扫描仪连接在装有分析根系参数 (长度、表面积、直径和体积等) 商用软件 WinRHIZO LA1600⁺ 的电脑上。幼玉米设置了 7 个根系等级, 用 1~7 表示每个根系直径分级, 分别对应 0.00 mm<d≤0.25 mm、0.25 mm<d≤0.50 mm、0.50 mm<d≤0.75 mm、0.75 mm<d≤1.00 mm、1.00 mm<d≤1.25 mm、1.25 mm<d≤1.50 mm、d>1.50 mm。根长、根表面积和根体积以根干物质重计算^[23]。茎叶和根在 70 °C 烘箱中烘 48 h 后测定生物量。

1.4 数据分析

数据采用 SPSS 13.0 进行统计分析, 新复极差

法作多重比较。

2 结果

2.1 不同浓度芘处理下玉米的生物量

不同浓度条件下, 玉米茎叶和根的生物量 (干重) 均受到芘的影响 (图 1), 但此种影响的程度随着芘处理浓度不同而不同, 茎叶和根对不同芘处理浓度的响应不同。与 T0 处理相比, T1 处理时玉米根的生物量有所降低、茎叶生物量有所增加, 植株总生物量有所增加, 但均无显著差异 ($p>0.05$); T2 处理时, 根生物量和植株总生物量均显著降低 ($p<0.05$), 茎叶生物量有一定程度的降低、但差异不显著 ($p>0.05$); T3 处理时, 根生物量、茎叶生物量和植株总生物量均显著降低 ($p<0.05$) (图 1)。根冠比随芘初始浓度的提高而降低, 与无污染对照相比, T1 处理时差异不显著 ($p>0.05$)、T2 和 T3 处理时差异显著 ($p<0.05$) (图 1)。由此可知, 低浓度芘处理时玉米的生长没有受到影响, 较低浓度芘可适当的刺激玉米的生长; 芘处理浓度超过一定范围时, 芘处理抑制了玉米的生长, 并且抑制作用随芘处理浓度的提高而增强; 芘对玉米根系的影响要大于对茎叶的影响。

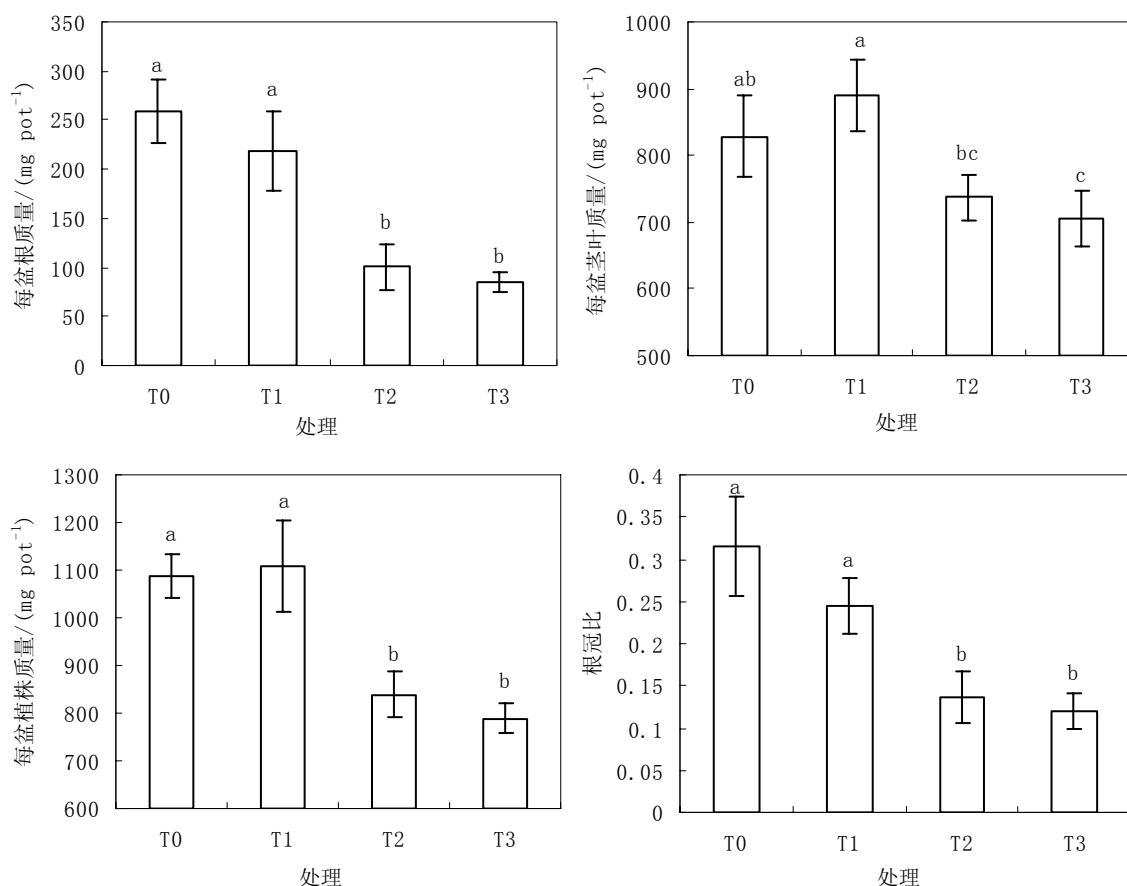


图 1 不同浓度芘处理土壤中玉米的生物量

Fig. 1 Biomass of maize growing in the soil contaminated with different contents of pyrene

注: 不同字母表示差异显著 ($p<0.05$) 图 2、图 3 同

2.2 不同浓度芘处理下玉米根系形态响应

不同浓度芘处理下玉米根系形态学参数(根直径、根质量长度、根质量面积和根质量体积)呈现不同的变化趋势(图2)。根直径随着芘处理浓度的提高而降低,与T0处理相比,3个芘处理玉米根直径显著降低($p<0.05$),且不同芘处理浓度下也存在一定的差异、T3处理与T1处理相比玉米根直径降低程度达显著水平($p<0.05$)(图2)。根质量长度随着芘处理浓度的提高而增长,与T0处理相比,3个芘处理玉米根质量长度显著增加($p<0.05$),且不同芘处理浓度下也存在一定的差异、T2和T3处理与T1处理相比玉米根质量长度增加程度达显著水平($p<0.05$)(图2)。根质量面积随着芘处理浓度的提高而增加,与T0处理相比,3个芘处理玉米根质量面积显著增加($p<0.05$),且不同芘处理浓度下也存在一定的差异、3个芘处理间玉米根质量面积增加程度达显著水平($p<0.05$)(图2)。根质量体积随着芘处理浓度的提高而增大,与T0处理相比,T1处理差异不显著($p>0.05$)、T2和T3芘处理玉米根质量体积显著增大($p<0.05$),且不同芘处理浓度下也存在一定的差异、3个芘处理间玉米根质量

体积增大程度达显著水平($p<0.05$)(图2)。由此可知,不同浓度芘处理下玉米根系形态学参数发生了显著的变化,主要表现在随芘处理浓度的提高根直径显著降低,根质量长度、根质量面积和根质量体积显著增大。

与T0处理相比,T1处理下0~0.25 mm和>1.50 mm根直径根系的根质量长度显著增大($p<0.05$)、0.75~1.00 mm根直径根系的根长显著减小($p<0.05$);T2处理下0~0.25 mm、0.25~0.50 mm和>1.50 mm根直径根系的根质量长度显著增大($p<0.05$);T3处理下各级根直径根系的根质量长度均显著增大($p<0.05$)。由此可知,不同浓度芘处理对0~0.25 mm根直径根系的根质量长度影响最大,0.25~0.50 mm根直径的根质量长度次之。T1、T2和T3处理下0~0.25 mm根直径的根质量长度分别是相应根系级T0处理的1.64、2.26和2.19倍,差异达显著水平($p<0.05$),3个芘处理之间,T2和T3处理比T1处理根质量长度显著增加($p<0.05$)。T1、T2和T3处理下0.25~0.50 mm根直径的根质量长度分别是相应根系级T0处理的1.33、1.86和2.07倍,T2、T3处理与T0的差异达显著水平($p<0.05$)、

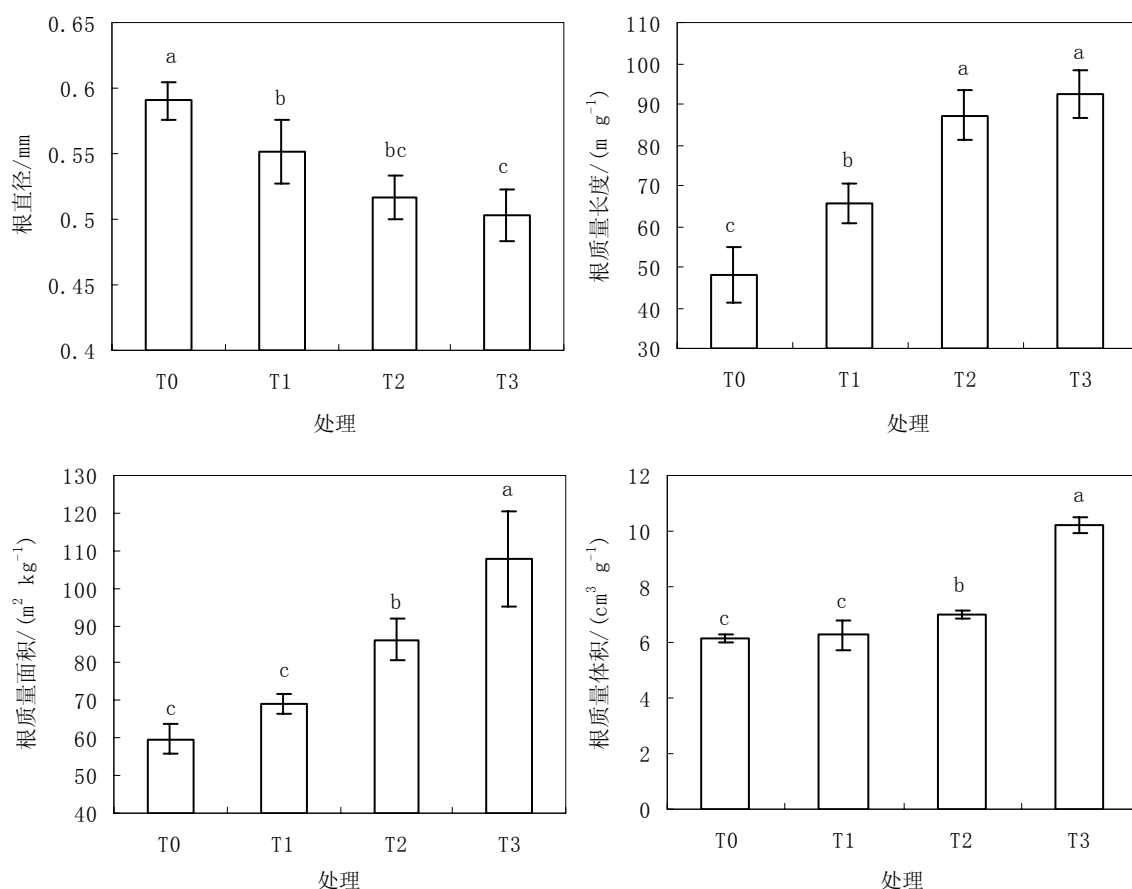


图2 不同浓度芘处理土壤中玉米的根长、根表面积、根直径和根体积

Fig. 2 Specific root length (SRL), specific root surface area (SRA), average root diameter (ARD) and specific root volume (SRV) of maize growing in the soil contaminated with different contents of pyrene

T1 与 T0 之间的差异不显著 ($p>0.05$), 3 个砒处理之间, T2 和 T3 处理比 T1 处理根质量长度显著增加 ($p<0.05$)。

与 T0 处理相比, T1 处理下 0~0.25 mm、0.25~0.50 mm 和 >1.50 mm 根直径根系的根质量面积显著增大 ($p<0.05$); T2 处理下 0~0.25 mm、0.25~0.50 mm、0.50~0.75 mm 和 >1.50 mm 根直径根系的根质量面积显著增大 ($p<0.05$); T3 处理下各级根直径根系的根质量面积均显著增大 ($p<0.05$) (图 3)。由此可见, 不同浓度砒处理对

0~0.25 mm、0.25~0.50 mm 和 >1.50 mm 根直径根系的根质量面积影响较大, 对其它根直径级根系的根质量面积影响较小。3 个砒处理之间, 不同根直径级根系的根质量面积也存在一定的差异 (图 3)。与 T1 处理相比, T2 处理下 0~0.25 mm、0.25~0.50 mm 和 >1.50 mm 根直径根系的根质量面积显著增大 ($p<0.05$); T3 处理下各级根直径根系的根质量面积显著增大 ($p<0.05$)。与 T2 处理相比, T3 处理下 >0.50 mm 各级根直径根系的根质量面积显著增大 ($p<0.05$)。

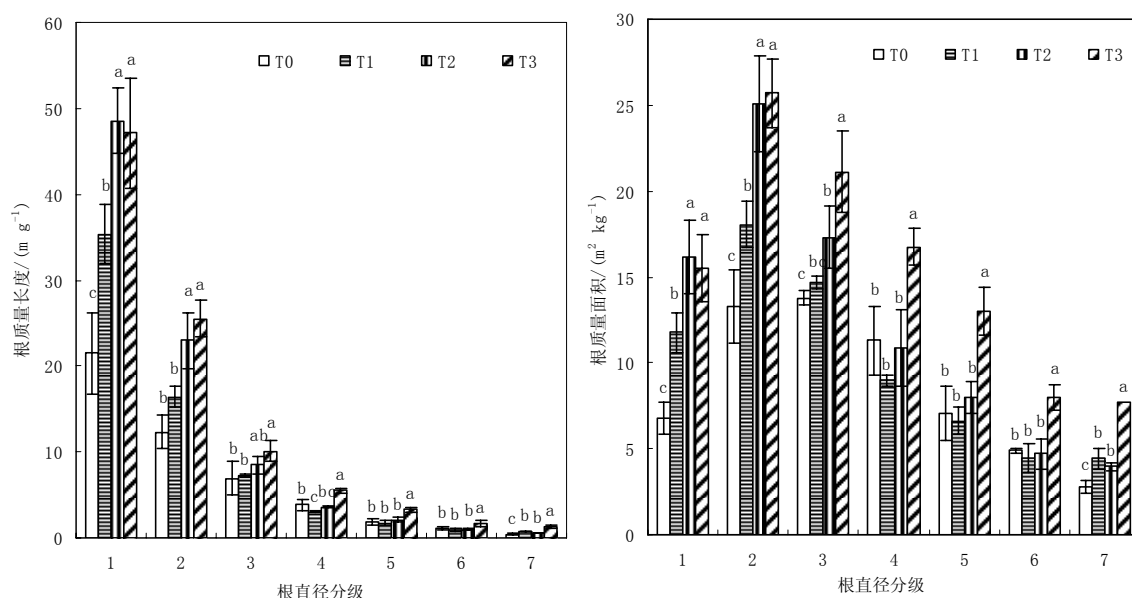


图 3 不同根系直径分级下玉米根长和根表面积

Fig. 3 Root diameter distribution of specific root length (SRL) and specific root surface area (SRA) of maize

3 讨论

本研究结果表明, 砒对玉米根系的影响要大于对茎叶的影响, 这与用紫花苜蓿^[28]和 *Cynodon dactylon*^[29]修复砒污染土壤的研究结果是一致的。砒对植物茎叶生物量的影响较小, 是因为砒从土壤迁移到茎叶中的量很小^[30-33], 本研究结果表明玉米茎叶中砒累积量显著的低于根中砒累积量^[34]; 此外, 在砒污染土壤中, 植物茎叶的含水量要高于根的含水量, 砒在茎叶中的浓度会减小, 砒对茎叶的毒害作用会减轻^[33]。

Maliszewska-Kordybach 等^[34]的研究表明多环芳烃污染土壤中植物根长增加。本研究^[35]结果表明, 与 T0 处理相比, 砒处理下玉米根系形态学参数发生了显著的变化, 砒处理下促成了细根的生长, 主要表现在砒处理下根直径显著降低, 根质量长度、根质量面积和根质量体积增大, 且这种效应随着砒处理浓度的增大越明显 (图 2)。砒处理下根系形态发生了显著的变化原因有: 其一, 在污染物的毒害效应下, 植物能够自动调节根系形态结构

来适应污染胁迫环境^[16]; 其二, 植物根系表面积越大吸收水分和矿质营养的能力越大^[36], 大而深的根系能够吸收更多的营养和水来维持植物健壮的生长, 以克服由于石油污染导致的胁迫^[37]。由于多环芳烃的憎水性, 引起土壤水分在时间和空间传递和分布上存在异质性, 可引起水分胁迫效应^[28,38], 在水分胁迫下, 植物通过增大根系表面积来提高吸收水分的效率^[39]。

参考文献:

- [1] MAILA M P, CLOETE T E. Germination of *Lepidium sativum* as a method to evaluate polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) removal from contaminated soil[J]. International Biodeterioration and Biodegradation, 2002, 50: 107-113.
- [2] WILD S R, JONES K C. Polynuclear aromatic hydrocarbons in the United Kingdom environment: a preliminary source inventory and budget[J]. Environment Pollution, 1995, 88: 91-108.
- [3] JIAN Y, WANG L, PETER P, et al. Photomutagenicity of 16 polycyclic aromatic hydrocarbons from the US EPA priority pollutant list[J]. Mutation Research, 2004, 557: 99-108

- [4] REN L, HUANG X D, MCCONKEY B J, et al. Photoinduced toxicity of three polycyclic aromatic hydrocarbons (fluoranthene, pyrene, and naphthalene) to the duckweed *Lemna gibba* L. G-3[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 1994, 28(2): 160-171.
- [5] REN L, ZELLER L F, DIXON D G. Photoinduced effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on *Brassica napus* (Canola) during germination and early seedling development[J]. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 1996, 33: 73-80.
- [6] HENNER P, SCHIAVON M, DRUELLE V. Phytotoxicity of ancient gaswork soils: Effect of polycyclic aromatic hydrocarbons PAHs on plant germination[J]. *Organic Geochemistry*, 1999, 30: 275-284.
- [7] MALISZEWSKA K B, SMRECZA K B. Ecotoxicological activity of soils polluted with polycyclic aromatic hydrocarbons PAHs-effect on plants[J]. *Environmental Technology*, 2000, 21: 1099-1110.
- [8] PASKOVA V, HILSCHEROVA K, FELDMANNOVA M, et al. Toxic effects and oxidative stress in higher plants exposed to polycyclic aromatic hydrocarbons and their N-heterocyclic derivatives[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2006, 25(12): 3238-3245.
- [9] 蔡顺香, 何盈, 王煌平, 等. 苣荬对小白菜幼苗生长一些生理生化指标的影响[J]. *植物生理学通讯*, 2008, 44(4): 643-646.
CAI Shunxiang, HE Ying, WANG Huangping, et al. Effects of pyrene on growth and several physiological and biochemical indexes of Chinese cabbage seedlings[J]. *Plant Physiology Communications*, 2008, 44(4): 643-646.
- [10] 陆志强, 郑文教, 马丽, 等. 不同浓度蔡和苣荬处理对红树植物秋茄胚轴萌发和幼苗生长的影响[J]. *厦门大学学报: 自然科学版*, 2005, 44(4): 580-583.
LU Zhiqiang, ZHENG Wenjiao, MA Li, et al. Effect of naphthalene and pyrene on hypocotyl germination and growth of mangrove plant *Kandelia candel* (L.) druce[J]. *Journal of Xiamen University: Natural Science*, 2005, 44(4): 580-583.
- [11] 刘宛, 李培军, 周启星, 等. 短期菲胁迫对大豆幼苗超氧化物歧化酶活性及丙二醛含量的影响[J]. *应用生态学报*, 2003, 14(4): 581-584.
LIU Wan, LI Peijun, ZHOU Qixing, et al. Effect of short-term phenanthrene stress on SOD activities and MDA contents in soybean (*Glycine max*) seedlings[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, 14(4): 581-584.
- [12] 陆志强, 郑文教, 马丽. 蔡和苣荬对红树植物秋茄幼苗膜透性及抗氧化酶活性的影响[J]. *厦门大学学报: 自然科学版*, 2008, 47(5): 757-760.
LU Zhiqiang, ZHENG Wenjiao, MA Li. Effect of naphthalene and pyrene on membrane permeability and antioxidant enzymes of mangrove *Kandelia candel* (L.) druce seedlings[J]. *Journal of Xiamen University: Natural Science*, 2008, 47(5): 757-760.
- [13] 卢晓丹, 高彦征, 凌婉婷, 等. 多环芳烃对黑麦草体内过氧化物酶和多酚氧化酶的影响[J]. *农业环境科学学报*, 2008, 27(5): 1969-1973.
LU Xiaodan, GAO Yanzheng, LING Wangting, et al. Effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on POD and PPO in *Lolium multiflorum* Lam[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(5): 1969-1973.
- [14] 宋玉芳, 王磊, 李昕馨, 等. 植物CytP450和抗氧化酶对土壤菲、苣暴露的生态毒理响应[J]. *环境科学学报*, 2009, 29(2): 381-388.
SONG Yufang, WANG Lei, LI Xinxin, et al. Ecotoxic responses of CytP450 and antioxidant enzymes in maize due to exposures to phenanthrene and pyrene in soil[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2009, 29(2): 381-388.
- [15] 宋玉芳, 李昕馨, 张薇, 等. 植物CytP450和抗氧化酶对土壤低浓度菲、苣胁迫的响应[J]. *生态学报*, 2009, 29(7): 3768-3774.
SONG Yufang, LI Xinxin, ZHANG Wei, et al. The response of CytP450 and antioxidant enzymes in plants to phenanthrene and pyrene exposure in soil at lower concentrations[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(7): 3768-3774.
- [16] 刘莹, 盖钧镒, 吕慧能. 作物根系形态与非生物胁迫耐性关系的研究进展[J]. *植物遗传资源学报*, 2003, 4: 265-269.
LIU Ying, GAI Junyi, LU Huineng. Advances of the relationship between crop root morphology and tolerance to antibiotic stress[J]. *Journal of Plant Genetic Resources*, 2003, 4: 265-269.
- [17] HUTCHINGS M I, KROON D. Foraging in plants the role of morphological plasticity in resource acquisition[J]. *Advances in Ecological Research*, 1994, 26: 159-238.
- [18] JOHNSON L D, MARQUEZ-ORTIZ J J, BARNES D K, et al. Inheritance of root traits in alfalfa[J]. *Crop Science*, 1996, 36: 1482-1487.
- [19] WILTSEE C C, ROONEY W L, CHEN Z, et al. Greenhouse evaluation of agronomic and crude oil-phytoremediation potential among alfalfa genotypes[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1998, 27: 169-173.
- [20] KUDJO-DZANTOR E, CHEKOL T, VOUGH L R. Feasibility of using forage grasses and legumes for phytoremediation of organic pollutants[J]. *Journal of Environmental Science and Health Part A*, 2000, 35: 1645-1661.
- [21] HUTCHINSON S L, BANKS M K, SCHWAB A P. Phytoremediation of aged petroleum sludge: effect of inorganic fertilizer[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2001, 30: 395-403.
- [22] GLICK B R. Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment[J]. *Biotechnological Advances*, 2003, 21: 383-393.
- [23] MERKL N, SCHULTZE-KRAFR R, INFANTE C. Phytoremediation in the tropics-influence of heavy crude oil on root morphological characteristics of graminoids[J]. *Environmental Pollution*, 2005, 138: 86-91.
- [24] LISTE H H, ALEXANDER M. Plant-promoted pyrene degradation in soil[J]. *Chemosphere*, 2000, 40: 7-10.
- [25] YOSHITOMI K J, SHANN J R. Corn (*Zea mays* L.) root exudates and their impact on ¹⁴C-pyrene mineralization[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2001, 33: 1769-1776.
- [26] 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.
- [27] 徐圣友, 陈英旭, 林琦, 等. 玉米对土壤中菲苣修复作用的初步研究[J]. *土壤学报*, 2006, 43(2): 226-232.
XU Shengyou, CHEN Yingxu, LIN Qi, et al. Remediation of phenanthrene and pyrene contaminated soil by growing maize (*Zea mays* L.)[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2006, 43: 226-232.
- [28] REILLY K A, BANKS M K, SCHWAB A P. Dissipation of polycyclic

- aromatic hydrocarbons in the rhizosphere[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1996, 25: 212-219.
- [29] KRUTZ L J, BEYROUTY C A, GENTRY T J, et al. Selective enrichment of a pyrene degrader population and enhanced pyrene degradation in Bermuda grass rhizosphere[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2005, 41(5): 359-364.
- [30] EDWARDS N T. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the terrestrial environment-a review[J]. *Journal of Environmental Quality*, 1983, 12: 427-441.
- [31] SIMS R C, OVERCASH M R. Fate of polynuclear aromatic hydrocarbons (PNAs) in soil-plant systems[J]. *Residue Review*, 1983, 88: 1-68.
- [32] PRADHAN S P, CONRAD J R, PATEREK J R, et al. Potential of phytoremediation for treatment of PAHs in soil at MGP sites[J]. *Journal of Soil Contamination*, 1998, 7: 467-480.
- [33] GAO Y Z, ZHU L Z. Plant uptake, accumulation and translocation of phenanthrene and pyrene in soils[J]. *Chemosphere*, 2004, 55: 1169-1178.
- [34] MALISZEWSKA-KORDYBACH B, SMRECZAK B. Habitat function of agricultural soils affected by heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons contamination[J]. *Environmental International*, 2003, 28: 719-728.
- [35] 许超, 夏北成. 玉米幼苗根际土壤微生物活性对芘污染的响应[J]. *生态学报*, 2010, 30(5): 1296-1305.
- XU Chao, XIA Beicheng. Response of microbial activity in the rhizosphere of maize seedlings (*Zea mays* L.) to pyrene contamination[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2010, 30(5): 1296-1305.
- [36] SMUCKER A J M. Soil environmental modifications of root dynamics and measurement[J]. *Annual Review of Phytopathology*, 1993, 31: 191-212.
- [37] HUANG X D, EL-ALAWI Y, PENROSE D M, et al. Responses of three grass species to creosote during phytoremediation[J]. *Environmental Pollution*, 2004, 130: 453-463.
- [38] COFIELD N, BANKS M K, SCHWAB A P. Evaluation of hydrophobicity in PAH-contaminated soils during phytoremediation[J]. *Environmental Pollution*, 2007, 145: 60-67.
- [39] GERMAN M A, BURDMAN S, OKON Y, et al. Effects of *Azospirillum brasilense* on root morphology of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) under different water regimes[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 32: 259-264.

Response of root morphology of maize (*Zea mays* L.) seedling to pyrene contamination in soil

XU Chao^{1,2,3}, XIA Beicheng², LIN Xiaofang², CHEN Qianting¹, TAN Jiabao¹

1. College of Natural Resources and Environment, South China Agricultural University, Guangzhou 510642, China;

2. School of Environmental Science and Engineering, Sun Yat-sen University, Guangzhou 510275, China;

3. Key Laboratory of Ecological Agriculture of Ministry of Agriculture of the People's Republic of China, Guangzhou 510642, China

Abstract: Pot experiment was conducted to study the effect of pyrene contamination on the maize seedling root growth, including qualitative parameters of root morphology like specific root length (SRL), specific root surface area (SRA), specific root volume (SRV), average root diameter (ARD), and distribution of root diameter classes of maize were evaluated at an early growth stage. Maize growth was slightly improved at the lower pyrene concentration, while inhibited at higher pyrene concentration, and the effect enhanced with increasing initial pyrene concentration in soil. The effect of pyrene on root growth was higher than shoot. The parameters of root morphology of maize were significant changed with treated with pyrene. ARD was significantly decreased, while SRL, SRA and SRV were significantly increased with increasing soil pyrene concentration as compared to uncontaminated.

Key words: pyrene; maize; root morphology