

杨肖松, 刘月仙, 解小凡, 等. 基于物种敏感性分布法预测芘对白菜毒害的生态风险阈值[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(10): 2127–2134.

YANG Xiao-song, LIU Yue-xian, XIE Xiao-fan, et al. Ecological hazard concentration of pyrene to Chinese cabbage based on species sensitivity distribution [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(10): 2127–2134.

基于物种敏感性分布法预测芘对白菜毒害的生态风险阈值

杨肖松¹, 刘月仙^{1*}, 解小凡¹, 张 萌², 王 伟³

(1. 中国科学院大学资源环境学院, 北京 100049; 2. 中国矿业大学化学与环境工程学院, 北京 100083; 3. 农业部环境保护科研监测所, 天津 300191)

摘 要:为预测芘对白菜的生态风险阈值,通过温室土培试验,研究华北地区 11 个常见白菜品种对芘毒性的剂量-效应关系,得出基于白菜鲜质量芘的毒性阈值 EC_{10} (10% 抑制浓度) 与 EC_{50} (50% 抑制浓度)。运用物种敏感性分布法 (Species Sensitivity Distribution, SSD) 预测芘对白菜的生态风险阈值 HC_5 。结果表明:京翠 60 (JC-60)、京秋 65 (JQ-65) 两个品种生物量 (鲜质量) 随着芘添加浓度的增加逐渐降低,呈现抑制效果,京春娃 2 号 (JCW-2)、京春白 (JCB) 等 9 个品种白菜生物量随芘添加浓度的增加,呈现先升高后降低的趋势;运用 Log-logistic 分布模型以及 Brian-Cousens 低剂量刺激模型对土壤中芘植物毒性的剂量-效应关系进行拟合,得出不同条件下芘对白菜毒性的剂量阈值 (EC_{10} 、 EC_{50}),多环芳烃芘对白菜 EC_{10} 变化范围为 4.14~52.76 $mg \cdot kg^{-1}$, EC_{50} 变化范围为 28.35~545.11 $mg \cdot kg^{-1}$;通过物种敏感性分布模型预测结果表明,基于保护 95% 白菜品种的 EC_{10} 值 $HC_{5^{10\%}}$ 为 4.52 $mg \cdot kg^{-1}$, 置信区间为 2.02~10.04, EC_{50} 值 $HC_{5^{50\%}}$ 为 37.68 $mg \cdot kg^{-1}$, 置信区间为 24.99~56.79。

关键词:芘; 白菜; 物种敏感性分布; 剂量-效应; 生态风险阈值

中图分类号:X171.5 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2018)10-2127-08 doi:10.11654/jaes.2018-0235

Ecological hazard concentration of pyrene to Chinese cabbage based on species sensitivity distribution

YANG Xiao-song¹, LIU Yue-xian^{1*}, XIE Xiao-fan¹, ZHANG Meng², WANG Wei³

(1. College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 2. School of Chemical & Environmental Engineering, China University of Mining and Technology, Beijing 100083, China; 3. Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture, Tianjin 300191, China)

Abstract: Hazardous aromatic pollutants, such as polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) have received increased attention in recent years owing to their teratogenic and carcinogenic properties. However, analysis of the PAH concentrations that are hazardous to crops is insufficient for assessing the risks of PAHs to farmland. To predict the ecological hazard concentration (HC_5) of pyrene to Chinese cabbage, a pot experiment was conducted to investigate the dose responses to pyrene of 11 Chinese cabbage cultivars. The results showed that the biomass (fresh weight) of two of the cabbage cultivars (JC-60 and JQ-65) decreased with increasing application rates of pyrene, whereas the biomass (fresh weight) of the other nine Chinese cabbage cultivars increased with low pyrene application rates and then decreased as the pyrene application rate increased further. Different models (i.e., log-logistic and Brian-Cousens) were used to derive the effective concentrations of 10% response and 50% response (EC_{10} and EC_{50} respectively) based on the biomass of the 11 cabbage cultivars. The EC_{10} of pyrene for cabbage ranged from 4.14 $mg \cdot kg^{-1}$ to 52.76 $mg \cdot kg^{-1}$, and the EC_{50} from 28.35 $mg \cdot kg^{-1}$ to 545.11 $mg \cdot kg^{-1}$. The ecological hazard concentration for 5% of the cultivars was derived based on the EC_{10} and EC_{50} by employing a species sensitivity distribution (SSD) approach. The $HC_{5^{10\%}}$ of pyrene at a 10% inhibition concentration was 4.52 $mg \cdot kg^{-1}$, with a confidence interval of 2.02~10.04, and the $HC_{5^{50\%}}$ was 37.68 $mg \cdot kg^{-1}$, with a confidence interval of 24.99~56.79.

Keywords: pyrene; Chinese cabbage; species sensitivity distribution; dose response; ecological hazard concentration

收稿日期: 2018-02-25 录用日期: 2018-04-27

作者简介: 杨肖松 (1990—), 男, 河北邯郸人, 硕士研究生, 从事土壤多环芳烃污染研究。E-mail: yangxiaosong15@mails.ucas.ac.cn

*通信作者: 刘月仙 E-mail: liuyuexian@ucas.ac.cn

基金项目: 国家重点研发计划项目 (2016YFC0503604)

Project supported: The State Key Research & Development Program of China (2016YFC0503604)

多环芳烃 (Polycyclic aromatic hydrocarbons, PAHs) 是指两个或两个以上的苯环稠合在一起的一类化合物, 主要由碳氢化合物经过不完全燃烧产生, 大多数 PAHs 具有致毒、致癌和致突变的作用^[1]。PAHs 主要通过叶片和根皮层进入植物体内^[2], 在植物体内迁移、代谢、积累, 抑制植物种子萌发^[3]、破坏植株体内的抗氧化系统以及降低光合作用^[4], 进而影响植物的生长。多环芳烃也可通过食物链传递进入人体内, 给人体健康带来严重的危害。多环芳烃的致毒机理主要是 PAHs 胁迫使植物体内活性氧增加^[5], 产生大量自由基^[6], 导致细胞产生大量的活性氧簇 (Reactive oxygen species, ROS)^[7]。与低分子量 PAHs (≤ 3 个苯环) 相比, 高分子量 PAHs (≥ 4 个苯环) 更难被降解而在土壤环境中长期存在^[8], 对植物产生的毒害作用更大^[9]。芘是带有 4 个苯环结构的 PAHs, 是高分子量 PAHs 的典型代表, 与 PAHs 总量有着良好的相关性^[10]。对高环多环芳烃芘进行毒害风险评估, 建立土壤芘对植物毒性的生态风险阈值, 将为土壤环境污染基准的构建提供一定的科学依据。

物种敏感性分布法 (Species sensitivity distribution, SSD) 是目前国际上制定相关环境标准的主要方法^[11]。该方法是基于不同物种对同一污染物敏感性的差异, 以多个有代表性敏感物种的急性或慢性毒性数据 (EC_{10} 、 EC_{50}) 为基础, 构建统计分布模型来评估环境浓度下污染物对生态系统的风险, 从而获得保护 95% 的物种不受影响情况下所允许的最大环境有害浓度 (HC_5 , Hazardous concentration for 5% of species)^[12]。Silva 等^[13]运用 SSD 法评价土壤有机污染物三丁基锡对陆生生态系统的生态风险, 得到土壤中的 HC_5 为 $2.06 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。张晓惠等^[14]基于 SSD 法开展了持久性 8 类污染物水生态风险阈值的研究, 发现水生生物对不同化学物质的敏感度差异较大。然而, 国内尚未发现运用 SSD 法推导土壤多环芳烃生态风险阈值的相关研究。

白菜是我国栽培面积最大的蔬菜, 年种植面积 267 万 hm^2 左右, 占全国蔬菜作物总种植面积的 15%, 占全国蔬菜总产量的 18.8%^[15]。因此研究土壤芘对白菜的毒性阈值具有重要的经济意义。本文通过土培试验, 以华北地区 11 个常见的白菜品种为试验对象, 研究不同品种白菜在典型多环芳烃芘胁迫下的生长响应特征, 建立剂量-效应关系, 运用物种敏感性分布法推导出基于保护 95% 白菜品种的生态风险阈值, 为我国蔬菜多环芳烃污染防治以及土壤限量标准提

供一定的参考依据。

1 材料与方法

1.1 供试材料

供试白菜为我国华北地区 11 个不同白菜品种: 京翠 60 (JC-60), 京秋 65 (JQ-65), 京春娃 2 号 (JCW-2), 京春白 (JCB), 京翠 70 (JC-70), 京春绿 (JCL), 北京桔红二号 (JH-2) 7 个品种种子购自北京市农林科学院京研益农种业科技有限公司; 中白 50 (ZB-50), 吉红 308 (JH-308), 菊心 (JX), 快菜 1 号 (KC-1) 4 个品种种子购自中国农业科学院蔬菜花卉研究所。

供试土壤采自北京怀柔区中国科学院大学校区附近, 风干后拣去枯枝石砾过 3 mm 筛, 保存于阴凉处。

芘 (GC, >95%) 购自上海阿拉丁生化股份有限公司。

1.2 试验设计

1.2.1 白菜生长预试验

称取 50 g 土壤于直径为 90 mm 玻璃培养皿中, 芘浓度配制参照孙铁珩等^[16]推荐方法, 配制完成后置于通风橱中, 待丙酮挥发至干。然后每皿放置 15 粒饱满种子, 置于 25 °C 恒温培养箱中培养。当空白对照发芽率达到 65%, 根的长度达到 2 cm, 试验结束。通过芘浓度与根伸长的回归方程 $y = 7.241x^{0.314}$ ($R^2 = 0.9398$), 拟合剂量-效应曲线求得 EC_{10} 与 EC_{50} , 得出 $EC_{10} = 2.83 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, $EC_{50} = 470.46 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

1.2.2 土壤染毒试验

正式染毒试验芘的浓度参照孙铁珩等^[16]推荐的方法, 要求至少设置 5 个不同的处理浓度 (除对照外), 范围应在预试验所求的 EC_{10} 与 EC_{50} 之间。本研究正式染毒试验芘的添加浓度分别为 0 (对照)、5、15、45、135、405 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 6 个处理水平。具体配制方法: 称取 35 g 芘于螺口瓶中, 加入适量丙酮使其溶解后加入到 10 kg 土壤中, 配制成芘浓度为 $3500 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的污染土壤, 放入通风橱内过夜, 待丙酮完全挥发后, 搅拌均匀, 保存于 -20 °C 冰箱中备用。将该芘浓度的土壤用未污染土壤进行不断稀释, 搅拌均匀, 最后配制成试验所需的不同处理浓度。分别称取不同芘浓度土壤 7 kg 于上口直径为 227 mm、下口直径为 207 mm、高为 180 mm 的花盆中, 浇水保持土壤湿润平衡一周。为保证白菜正常生长, 每盆添加肥料 KCl 0.32 g、 KH_2PO_4 3.07 g、 $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ 2.24 g。平衡一周后, 各个处理土壤中芘实际浓度见表 1, 空白对照土壤中芘有检出, 但芘在土壤中 $< 0.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 可忽略不计^[17]。

表1 供试土壤平衡一周后茈实际浓度

Table 1 The concentration of pyrene in experimental soil after one week

添加浓度/mg·kg ⁻¹	0	5	15	45	135	405
实测浓度/mg·kg ⁻¹	0.09	4.50	13.50	39.50	123.00	390.05

其余处理茈实际浓度较添加浓度均有一定降低。

1.2.3 白菜培养试验

白菜种子经75%酒精浸泡5 min,用蒸馏水洗净后再浸泡于55℃水中,并且不断搅拌。每盆播种15粒白菜种子,待白菜长出四片真叶后间苗,每盆留1株幼苗,每个品种重复3次。待白菜成熟时,分别采集土壤和植株样品,立即保存于-20℃冰箱中,共历时80 d。

1.3 试验方法

1.3.1 生物量(鲜质量计)测定

本试验以鲜质量来表示白菜生物量。白菜植株收获后,先用自来水冲洗植株,然后用去离子水冲洗,最后用天平称取植株质量。

1.3.2 土壤茈测定

土壤样品前处理及测定条件:土壤样品冷冻干燥,研磨过80目筛后保存于-20℃冰箱中。取2 g上述制备的土壤样品于25 mL玻璃离心管中,加入10 mL二氯甲烷,盖紧后超声萃取1 h;恒温振荡30 min,以4000 r·min⁻¹离心10 min。取1 mL上清液过佛罗里硅土小柱净化,用10 mL二氯甲烷:正己烷=1:1混合溶液洗脱,氮吹至干,用二氯甲烷定容至2 mL,GC-MS测定。

气相条件:30 m×0.25 mm×0.25 μm TG-1MS 色谱柱,载气He,进样口温度280℃,不分流进样,初始温度40℃,保持1 min,以30℃·min⁻¹速度升温至150℃,接着以10℃·min⁻¹速度升温至290℃,并在此温度下保持20 min。

质谱条件:EI电子源70 eV,离子源温度280℃,传输线温度280℃,扫描方式SIM^[18]。

1.3.3 剂量-效应曲线拟合

土壤中茈植物毒性剂量-效应曲线采用Log-logistic分布模型进行拟合^[19]。该模型拟合参数均与实际生物效应有关,被广泛应用于剂量-效应曲线拟合^[20]。

$$Y = \frac{a}{1 + e^{b(X-M)}}$$

式中:Y为各个处理水平的白菜鲜质量与对照鲜质量比值,%;a、b为拟合参数,a反映了对照和低剂量之间

的毒性效应,b为曲线的斜率,b值越大说明随着毒害剂量增加生物反应率迅速增加;X为土壤中茈实测浓度,mg·kg⁻¹;M为效应浓度(EC_x)的自然对数值。

当低剂量茈对白菜生长产生刺激效应时,上述模型不能够很好地拟合实验数据,因此采用Brain-Cousens模型^[21],拟合方程如下:

$$Y = \frac{a + bX}{1 + \left(\frac{k}{100 - k} + \frac{100}{100 - k} \times \frac{bc}{a} \right) \exp[d \ln(X/c)]}$$

式中:Y为各个处理水平的白菜鲜质量与对照鲜质量比值,%;X为土壤中茈实测浓度,mg·kg⁻¹;a、b、c、d为方程参数,a表征反应率上限和下限值之差,b表征低剂量区间效应增加趋势,d为EC_x的变化率。当k为10、50时,参数c定义为EC₁₀及EC₅₀。

1.3.4 物种敏感性分布曲线拟合

物种敏感性分布曲线采用USEPA开发的SSD-Generator V1软件进行拟合^[22],该软件利用的是log-probit模型。目前,用于进行SSD分析的函数模型很多,如Log-logistic、Log-normal、Gompertz、Weibull和指数函数等。到目前为止,还未发现一个特定的分布模型是适合所有的毒性数据集的拟合。郑师梅等对SSD法利用评估模型ETX2.0、BurliOZ2.0、SSD Generator V1开展苯系物淡水水质基准推荐值的比较研究发现,不同方法推导出的基准值没有数量级的差异,但使用的模型不同,拟合出的曲线不同,得出的基准值也不尽相同。目前还没有一种适合所有毒性数据的模型,因此很难去界定模型的优劣。相对而言,SSD Generator V1与其他两种评估模型相比,在计算的时候可直接给出拟合度,能够给出模型拟合程度的直接评判^[23]。

1.4 数据处理及分析

采用Excel 2007、SPSS 19.0进行数据处理方差分析,利用1stopt软件进行模型参数估计,Origin 2017进行方程拟合及图形绘制。

2 结果与分析

2.1 不同品种白菜土壤茈含量的变化

从表2可以看出,不同品种白菜土壤茈残留量差别较大。在茈处理浓度为5 mg·kg⁻¹条件下,种植不同白菜品种土壤茈浓度在0.41~1.89 mg·kg⁻¹之间变化,相差3.61倍。其中JH-2品种茈残留浓度最大为1.89 mg·kg⁻¹,JC-70、JX品种茈残留浓度最小,均为0.41 mg·kg⁻¹;在茈处理浓度为15 mg·kg⁻¹时,JH-2品种茈残留浓度最大为5.34 mg·kg⁻¹,JC-70品种茈残留浓度

最小为 $1.27 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; 同样在芘处理浓度为 $45 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $405 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, JH-2 品种的土壤中芘残留浓度均达到最大值, 分别为 $14.85 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $189.72 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 品种 JX、KC-1 土壤芘残留浓度最小, 分别为 $4.82 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $114.14 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$; 在芘处理浓度为 $135 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 芘残留浓度最大和最小的品种分别为 JC-60 ($66.83 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 和 KC-1 ($31.27 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。可见, 在添加相同浓度芘条件下种植不同白菜品种, 土壤中芘残留量存在较大差别, 可能是芘对不同白菜品种的毒性不一样, 也可能与白菜对多环芳烃的抗逆性有关。

2.2 土壤多环芳烃芘对白菜生物量(鲜质量)的影响

从图1可以看出, 随着土壤中外源芘的浓度增加, 不同品种白菜的生物量(鲜质量)呈现出不同的变化趋势。本实验结果表明, JCW-2、JCB、JC-70、JCL、JH-2、ZB-50、JH-308、JX、KC-1 9个品种随着芘的添加浓度增加呈现出先升高后降低的趋势, 而 JC-60 和 JQ-65 生物量(鲜质量)随着芘处理浓度的增加逐渐

降低, 呈现抑制效果。在芘处理浓度为 $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, JC-60、JCB 和 JX 3 个品种的鲜质量跟对照相比有着显著性差异 ($P < 0.05$), 其中 JC-60 生物量跟对照相比有显著降低, 其余白菜品种在芘处理浓度为 $5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时与对照相比无显著性差异 ($P > 0.05$)。JCW-2、JC-70 和 JH-308 3 个品种白菜在外源芘添加量为 $15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时生物量达到最大值, 相比对照分别增加了 21.11%、16.11% 和 20.43%。JCL、JH-2、JX、ZB-50 和 KC-1 品种在芘处理浓度为 $45 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时生物量达到最大值, 且与对照相比有显著差异。当土壤中芘添加浓度达到 $405 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 时, 9 个不同品种的白菜生长(鲜质量)产生显著的抑制效应 ($P < 0.05$), 抑制率分别为 59.25%、47.95%、75.84%、29.34%、44.16%、19.50%、40.77%、25.12%、46.45%。

2.3 基于白菜生物量(鲜质量)测试终点的芘毒性剂量-效应曲线

通过 Log-logistic 模型以及 Brain-Cousens 模型对

表2 种植不同品种白菜的土壤中芘残留浓度 ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

Table 2 The residual concentration of pyrene in soil after planting different varieties of Chinese cabbage ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)

白菜品种	芘添加浓度/ $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$					
	0	5	15	45	135	405
JC-60	0.02 ± 0.01	1.00 ± 0.03	3.38 ± 0.09	10.09 ± 0.58	66.83 ± 2.11	169.89 ± 0.47
JQ-65	0.11 ± 0.01	0.70 ± 0.07	3.22 ± 0.28	10.27 ± 0.39	45.93 ± 0.38	119.73 ± 0.58
JCW-2	0.03 ± 0.00	0.79 ± 0.01	1.29 ± 0.09	8.37 ± 0.42	31.30 ± 1.45	114.73 ± 0.84
JCB	0.03 ± 0.00	0.74 ± 0.74	1.79 ± 0.79	7.52 ± 1.62	31.80 ± 0.75	181.73 ± 3.41
JC-70	0.06 ± 0.04	0.41 ± 0.02	1.27 ± 0.06	9.59 ± 1.29	48.83 ± 9.19	122.77 ± 3.61
JCL	0.01 ± 0.01	0.70 ± 0.07	3.07 ± 0.07	10.89 ± 0.48	45.16 ± 0.71	125.13 ± 7.07
JH-2	0.04 ± 0.03	1.89 ± 0.05	5.34 ± 0.02	14.85 ± 0.87	65.83 ± 0.71	189.72 ± 0.71
ZB-50	0.06 ± 0.01	1.08 ± 0.21	1.40 ± 0.07	8.57 ± 0.14	31.78 ± 2.05	119.71 ± 0.72
JH-308	0.05 ± 0.01	0.46 ± 0.13	2.47 ± 0.11	5.77 ± 0.14	40.94 ± 0.40	150.34 ± 0.49
JX	0.03 ± 0.00	0.41 ± 0.03	2.32 ± 0.10	4.82 ± 0.08	35.16 ± 0.71	120.84 ± 0.23
KC-1	0.04 ± 0.01	0.78 ± 0.82	1.35 ± 0.04	8.37 ± 5.64	31.27 ± 0.86	114.14 ± 5.59

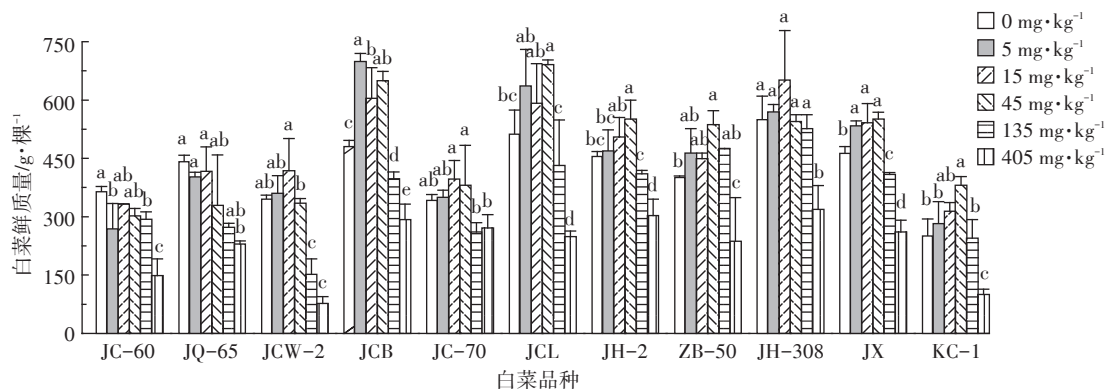


图1 多环芳烃芘添加对白菜生物量(鲜质量)的影响

Figure 1 The effect of pyrene on the biomass(fresh weight) of various cabbage

土壤中茈植物毒性的剂量-效应关系进行拟合,得出不同条件下茈对白菜毒性的剂量阈值(EC_{10} 、 EC_{50})。从图2可以看出除品种JC-60和JQ-65随着多环芳烃茈的增加呈现抑制效应外,其余白菜品种生物量随着茈的浓度增加呈现先升高后降低的趋势。从表3可以看出多环芳烃茈对不同白菜 EC_{10} 变化范围为 $4.14\sim 52.76\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。其中JQ-65品种 EC_{10} 值最小为 $4.14\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,ZB-50品种 EC_{10} 值最大为 $52.76\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,相差11.74倍。多环芳烃茈对11种白菜毒性阈值 EC_{50} 变化范围为 $28.35\sim 545.11\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,从大到小的顺序依次是JH-308>JH-2>JC-70>JCB>ZB-50>JX>JC-60>JCL>JQ-65>KC-1>JCW-2,最大值和最小值相差18.23倍。

2.4 基于毒性阈值(EC_{10} 、 EC_{50})的白菜物种敏感性分布及 HC_5 值预测

构建单一污染物SSD曲线模型的方法主要包括基于确定概率的参数模型法和基于抽样分布的非参数模型法。本文利用USEPA推荐物种敏感性分布软件SSD-GeneratorV1对不同品种白菜茈的毒性阈值(EC_{10} 、 EC_{50})进行拟合,得到SSD曲线(图3)。从SSD

曲线可以看出,不同的白菜品种在茈的胁迫下表现出不同敏感性,品种ZB-50对茈的胁迫表现出较强的抗性,而JCW-2、JQ-65、JC-60对茈较为敏感。基于毒性阈值 EC_{50} 的SSD曲线不同白菜对茈的物种敏感性顺序分别为JC-60>JCW-2>JQ-65>JH-308>JX>JCB>JH-2>JCL>JC-70>KC-1>ZB-50,而基于 EC_{10} 敏感性顺序为JQ-65>JC-60>JCW-2>JH-308>JX>JCL>JCB>JC-70>KC-1>JH-2>ZB-50,品种JQ-65分布频次略有降低,JH-2分布频次略有升高。

通过物种敏感性分布模型拟合及计算(表4),得到基于保护95%白菜品种的 EC_{10} 值 $HC_5^{10\%}$ 为 $4.52\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,置信区间为 $2.02\sim 10.04$, EC_{50} 值 $HC_5^{50\%}$ 为 $37.68\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,置信区间为 $24.99\sim 56.79$ 。

3 讨论

多环芳烃在一定范围内对植物生长具有一定的刺激作用,较高浓度时可抑制植物的生长^[24]。张军^[25]通过土培实验发现,当PAHs含量为 $1\sim 10\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 范围时,对小麦株高有一定的促进作用,在 $100\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 时,达到显著抑制作用。洪有为等^[26]研究发现随着菲

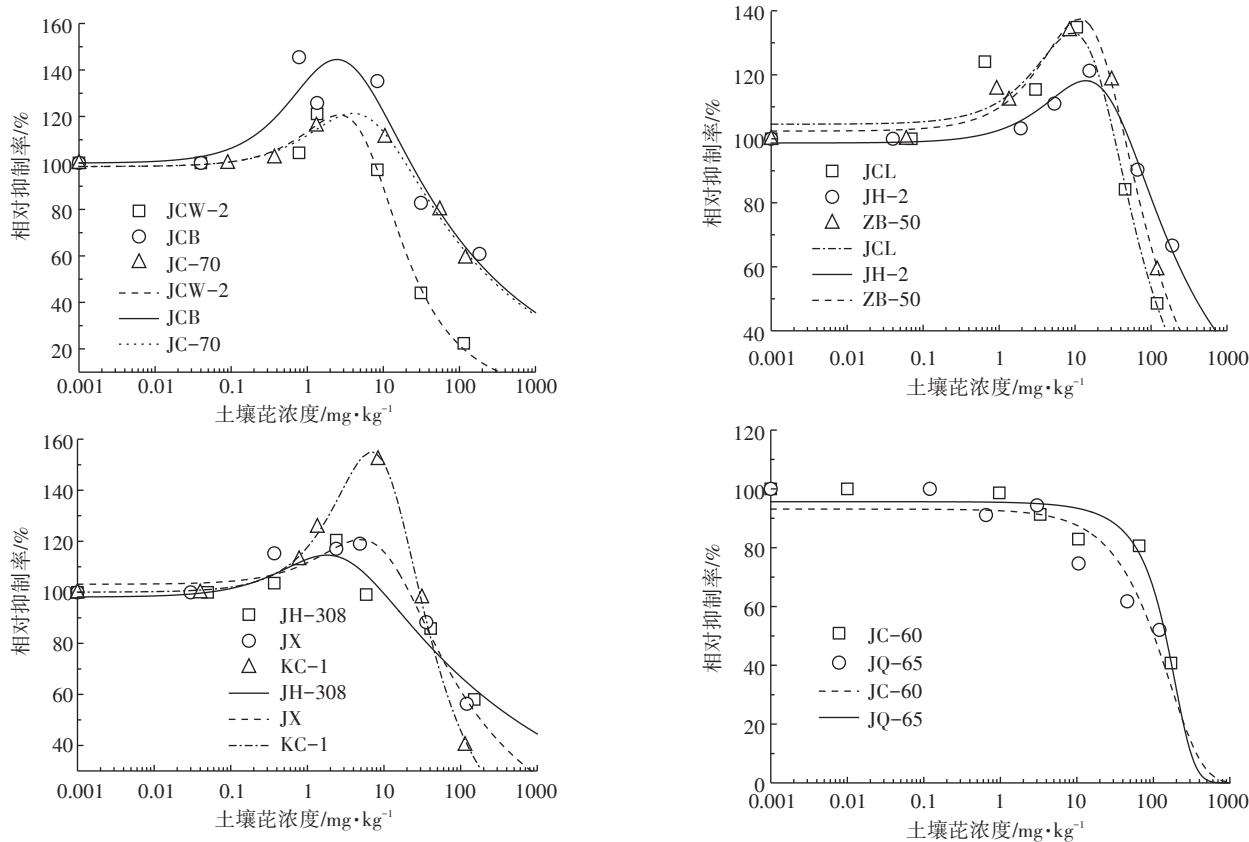


图2 不同品种白菜茈胁迫下的剂量-效应关系曲线

Figure 2 Dose-response curves of pyrene to Chinese cabbage cultivars

表3 基于生物量(鲜质量)的白菜多环芳烃毒性阈值
(EC₁₀、EC₅₀)

Table 3 Toxicity thresholds of pyrene to cabbage based on biomass
(fresh weight) response (EC₁₀、EC₅₀)

白菜品种	EC ₁₀ /mg·kg ⁻¹	EC ₅₀ /mg·kg ⁻¹	R ²	P
JC-60	5.22	137.24	0.828**	0.001
JQ-65	4.14	91.463	0.933**	0.000
JCW-2	10.54	28.35	0.904**	0.007
JCB	31.14	264.38	0.973**	0.004
JC-70	31.85	272.00	0.997**	0.001
JCL	28.09	98.97	0.935**	0.004
JH-2	40.21	411.04	0.981**	0.002
ZB-50	52.76	152.03	0.981**	0.001
JH-308	20.84	545.11	0.917**	0.003
JX	27.00	151.03	0.966**	0.002
KC-1	34.61	87.74	0.997**	0.001

注:*代表差异显著(P<0.05),**代表差异极显著(P<0.01)。

Note: The values with an asterisk or two indicate significant differences at P<0.05 and P<0.01 levels, respectively.

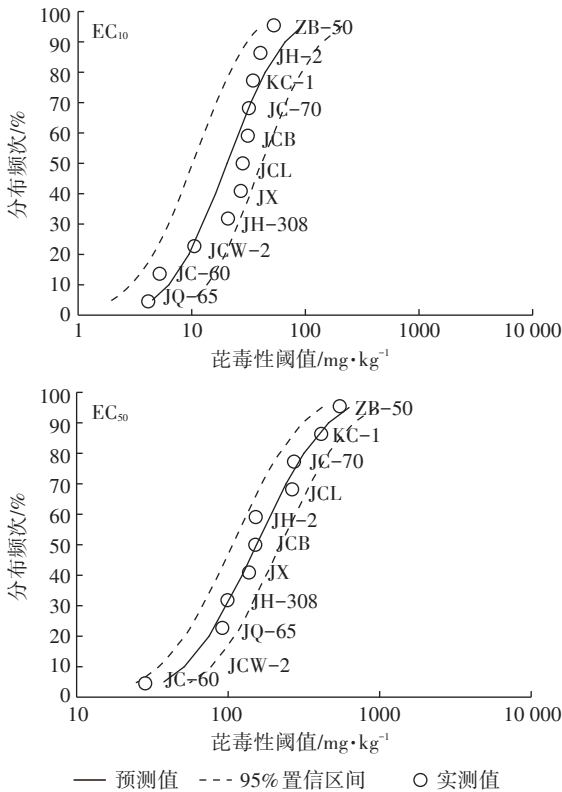


图3 不同白菜品种基于砷剂量-效应毒性阈值的
物种敏感性分布频次曲线

Figure 3 Cumulative frequency of SSD of Cd to cabbage varieties
based on the EC_x

处理浓度的增高,秋茄幼苗地上部的生长量呈现先升高后降低的趋势。本实验结果表明,砷在一定处理浓

表4 基于SSD拟合的保护95%白菜品种砷生态阈值HC_s值
Table 4 Ecological hazard concentration (HC_s) of pyrene to
cabbage based on SSD

抑制水平	HC _s /mg·kg ⁻¹	置信区间	R ²
EC ₁₀	4.52	2.02~10.04	0.85
EC ₅₀	37.68	24.99~56.79	0.92

度范围(5~45 mg·kg⁻¹)内能够对不同品种白菜的生长产生不同程度的促进作用,但超过该浓度范围后对白菜生长产生抑制效果,并且不同白菜品种在砷胁迫下表现出了不同的敏感性,品种JC-60和JQ-65表现出抑制作用,其他9个白菜品种在不同砷处理浓度下表现出不同程度的刺激作用。王海翠等^[27]研究表明油菜在不同浓度荧蒽处理下表现为低浓度促进生长,高浓度抑制生长,这与本试验结果大体一致。有学者提出在低浓度产生促进作用,可能是PAHs与多数植物的生长激素(如生长素和赤霉素)具有类似的环状结构^[28]。然而其他学者认为,低浓度多环芳烃促进植物生长,主要是低浓度多环芳烃可以增加植物的根数,根系活力影响较小,使地上部分生长所需的养分和水分能得到较充足的供应,从而促进植物的生长^[29]。在高暴露浓度(405 mg·kg⁻¹)砷处理下11种白菜生长都受到抑制,一方面是多环芳烃能够影响植物光合作用,通过抑制光系统Ⅱ(PSⅡ)的活动,从而降低光合电子的传递速率,进而影响光合作用^[30]。尹冬雪等^[8]发现随着砷浓度的升高,叶绿体逐渐受到损伤,拟南芥叶片中叶绿素含量先升高后显著下降,进而影响光合作用。另一方面,当植物受到逆境胁迫时会产生ROS,ROS会引起植物中蛋白质的分解、DNA损伤、脂肪损伤,从而抑制植物生长^[31]。Liu等^[32]研究菲胁迫下拟南芥体内H₂O₂和MDA的含量变化,发现其含量随着多环芳烃的浓度升高而升高,说明多环芳烃对拟南芥叶片细胞产生了损伤。

剂量-效应关系是指不同剂量的外源化学物与其引起的质效应发生率之间的关系^[33]。在环境科学领域,质效应评价指标选择通常有植物的根伸长、发芽率、生物量(鲜质量、干质量)和遗传毒性等指标。已有研究发现随着砷的暴露浓度增加,干质量/鲜质量比值逐渐增加,与干质量相比,以鲜质量为评价终点推导的EC₂₀与EC₅₀值更低,说明鲜质量相比干质量对砷的响应更为敏感^[34]。故本文选择以鲜质量作为砷毒性评价终点。污染物毒性阈值EC₁₀与环境标准制定关系较为密切,在长期暴露的生物学效应中常报道EC₅₀^[35],EC_x(x=10,50)的推导则需要环境介质中污

染物浓度数据和相关的评价终点指标。本文通过剂量-效应关系曲线推导出毒性阈值(EC_{10} 、 EC_{50}),毒性阈值的大小受植物生长介质中污染物浓度与植物评价指标效应强度的影响,低浓度多环芳烃刺激生长,高浓度抑制植物生长,其抑制程度的大小跟多环芳烃对植物的损伤程度有很大关系^[36]。Baud-Grasset等^[37]研究三环和四环多环芳烃对生菜和燕麦两种农作物的根伸长抑制情况,得出基于生菜发芽率的 EC_{50} 值是 $590\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,基于燕麦发芽率的 EC_{50} 是 $1170\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。Sverdrup等^[34]通过茺对黑麦草、红车轴草、白芥根伸长抑制试验,得出基于芽鲜质量的 EC_{50} 分别为 $>1000\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $380\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $>1000\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,基于干质量的 EC_{50} 值分别为 $>1000\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $640\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $>1000\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。这说明不同种的植物对相同污染物具有不同的抑制效应值,这不仅与受试作物有关,而且跟评价终点也有很大的关系。本试验结果表明多环芳烃茺对不同白菜品种 EC_{10} 最大值与最小值相差11.74倍, EC_{50} 最大值与最小值相差14.49倍,其原因有可能是不同品种白菜对茺的敏感性不同,对茺的富集能力也不相同,同时植物根际作用对多环芳烃的消解起重要作用。夏雯^[38]通过水稻盆栽试验发现水稻品种对茺消解有显著影响,而且根际土壤中茺的消解率显著高于非根际土壤。白菜根系分泌物有可能促进根际微生物种群数量,进而强化根际微生物对茺的降解能力,导致茺在土壤中浓度发生不同程度改变,进而导致 EC_{10} 与 EC_{50} 的变化。其具体变化原因有待进一步研究。

生态风险阈值即污染物对生态系统产生影响的临界值, HC_q 即保护(100-q)的物种不受影响时所允许的最大剂量浓度。本实验通过物种敏感性分布模型拟合 EC_{10} 与 EC_{50} ,分别得到保护95%白菜品种生态风险阈值 HC_5 值为 $4.52\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $37.68\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

4 结论

(1)茺在一定浓度范围可以促进白菜的生长,但是高浓度时会抑制白菜的生长,并且与白菜品种有很大的关系。

(2)在11种受试白菜中中白50(ZB-50)对茺表现出较强的抗性,并且茺对不同白菜毒性阈值变化差异明显, EC_{10} 在 $4.14\sim 52.76\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间变化, EC_{50} 在 $28.35\sim 545.11\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 之间变化。

(3)通过物种敏感性分布法得出基于 EC_{10} 和 EC_{50} ,保护95%白菜品种的生态风险阈值 HC_5 分别为 4.52

$\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $37.68\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

参考文献:

- [1] Willeke W, Bandowe B A M, Lueso M G, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their polar derivatives (oxygenated PAHs, azaarenes) in soils along a climosequence in Argentina[J]. *Science of the Total Environment*, 2014, 473/474(3):317-325.
- [2] Alkio M, Tabuchi T M, Wang X, et al. Stress responses to polycyclic aromatic hydrocarbons in Arabidopsis include growth inhibition and hypersensitive response-like symptoms[J]. *Journal of Experimental Botany*, 2005, 56(421):2983-2994.
- [3] Henner P, Schiavon M, Druelle V, et al. Phytotoxicity of ancient gas-work soils. Effect of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) on plant germination[J]. *Organic Geochemistry*, 1999, 30(8):963-969.
- [4] 蔡顺香, 何盈, 兰忠明, 等. 小白菜叶内叶绿素和抗氧化系统对茺胁迫的动态响应[J]. 农业环境科学学报, 2009, 28(3):460-465.
CAI Shun-xiang, HE Ying, LAN Zhong-ming, et al. Dynamics response of pyrene stress on chlorophyll and antioxidative system in leaves of Chinese cabbage[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2009, 28(3):460-465.
- [5] Paterson S, Mackay D, Tam D, et al. Uptake of organic chemicals by plants: A review of processes, correlations and models[J]. *Chemosphere*, 1990, 21(3):297-331.
- [6] Ramos R, García E. Induction of mixed-function oxygenase system and antioxidant enzymes in the coral *Montastraea faveolata*, on acute exposure to benzo(a) pyrene[J]. *Comparative Biochemistry & Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 2007, 144(4):348-355.
- [7] 尹颖, 孙媛媛, 郭红岩, 等. 茺对苦草的生物毒性效应[J]. 应用生态学报, 2007, 18(7):1528-1533.
YIN Ying, SUN Yuan-yuan, GUO Hong-yan, et al. Bio-toxic effect of pyrene on vallisneria spiralis[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(7):1528-1533.
- [8] 尹冬雪, 苏玉红, 乔敏. 多环芳烃茺对拟南芥的生物毒性效应[J]. 安徽农业科学, 2011, 39(23):818-822.
YIN Dong-xue, SU Yu-hong, QIAO Min. Bio-toxicity effect of polycyclic aromatic hydrocarbons pyrene on *Arabidopsis thaliana*[J]. *Journal of Anhui Agricultural Sciences*, 2011, 39(23):818-822.
- [9] Djomo J E, Dauta A, Ferrier V, et al. Toxic effects of some major polyaromatic hydrocarbons found in crude oil and aquatic sediments on *Scenedesmus subspicatus*[J]. *Water Research*, 2004, 38(7):1817-1821.
- [10] Strickland P, Kang D. Urinary 1-hydroxypyrene and other PAH metabolites as biomarkers of exposure to environmental PAH in air particulate matter[J]. *Toxicology Letters*, 1999, 108(2/3):191-199.
- [11] 刘克. 我国主要小麦产地土壤镉和铅的安全阈值研究[D]. 杨凌:西北农林科技大学, 2016.
LIU Ke. Soil threshold of cadmium and lead in major Chinese wheat-producing areas[D]. Yangling: Northwest Agriculture & Forestry University, 2016.
- [12] Newman M C, Ownby D R, Mézin L C A, et al. Applying species-sensitivity distributions in ecological risk assessment: Assumptions of distribution type and sufficient numbers of species[J]. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 2010, 19(2):508-515.
- [13] Silva P V, Silva A R, Mendo S, et al. Toxicity of tributyltin (TBT) to terrestrial organisms and its species sensitivity distribution[J]. *Science*

- of the Total Environment, 2014, 466/467(1):1037-1046.
- [14] 张晓惠, 袁雪竹, 陈红, 等. 基于SSD法的持久性污染物水生态风险阈值研究[J]. 生态科学, 2016, 35(3):85-91.
ZHANG Xiao-hui, YUAN Xue-zhu, CHEN Hong, et al. The aquatic ecological risk thresholds of persistent organic pollutants based on species sensitivity distribution[J]. *Ecological Science*, 2016, 35(3):85-91.
- [15] 农业部. 2005年全国各地蔬菜播种面积和产量[J]. 中国蔬菜, 2007(1):40-41.
Ministry of Agriculture. Vegetable planting area and yield in 2005[J]. *China Vegetables*, 2007(1):40-41.
- [16] 孙铁珩, 周启星, 李培军. 污染生态学[M]. 北京: 科学出版社, 2001:93-94.
SUN Tie-heng, ZHOU Qi-xing, LI Pei-jun. Pollution ecology[M]. Beijing: Science Press, 2001:93-94.
- [17] 曾小康, 董明杰, 杨磊, 等. 苈对红树植物桐花树幼苗生理生化指标的影响[J]. 生态科学, 2017, 36(1):95-101.
ZENG Xiao-kang, DONG Ming-jie, YANG Lei, et al. Effects of pyrene on physiological and biochemical indexes of mangrove *Aegiceras corniculatum* seedlings[J]. *Ecological Science*, 2017, 36(1):95-101.
- [18] 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[J]. 农业环境科学学报, 2005, 24(5):1003-1006.
GAO Yan-zheng, ZHU Li-zhong, LING Wan-ting, et al. Analysis method for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in plant and soil samples[J]. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2005, 24(5):1003-1006.
- [19] Seefeldt S S, Fuerst E P. Log-logistic analysis of herbicide dose-response relationships[J]. *Weed Technology*, 1995, 9(2):218-227.
- [20] Michel A, Johnson R D, Duke S O, et al. Dose-response relationships between herbicides with different modes of action and growth of *Lemna paucicostata*: An improved ecotoxicological method[J]. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 2004, 23(4):1074.
- [21] Brain P, Cousens R. An equation to describe dose responses where there is stimulation of growth at low doses[J]. *Weed Research*, 1989, 29(2):93-96.
- [22] United States Environmental Protection Agency. Species Sensitivity Distributions (SSDs) [EB/OL]. (2018-02-25) <https://www.epa.gov/caddis-vo14/caddis-volume-4-data-analysis-download-software>
- [23] 郑师梅, 周启星, 杨凤霞, 等. 中国苯系物淡水水质基准推荐值的探讨[J]. 中国科学:地球科学, 2017(47):1493-1508.
ZHENG Shi-mei, ZHOU Qi-xing, YANG Feng-xia, et al. Discussion on the recommended value of water quality of chinese benzene system [J]. *Scientia Sinica Terrae*, 2017(47):1493-1508.
- [24] 陈世军, 黄烈琴, 祝贤凌, 等. 大叶茼蒿幼苗对苈胁迫的响应[J]. 北方园艺, 2010(11):22-24.
CHEN Shi-jun, HUANG Lie-qin, ZHU Xian-ling, et al. Responses of chrysanthemum coronarium seedling under pyrene stress[J]. *Northern Horticulture*, 2010(11):22-24.
- [25] 张军. 山西省工矿区PAHs和SO₂复合污染对小麦、黑麦草土壤-植物系统生态毒理效应研究[D]. 太原: 山西大学, 2013.
ZHANG Jun. Ecotoxicological effects of PAHs and SO₂ combined pollution on soil-plant system of wheat and ryegrass in Shanxi industrail and mining area[D]. Taiyuan: Shanxi University, 2013.
- [26] 洪有为, 袁东星. 秋茄(*Kandelia candel*)幼苗对菲和蒽蒽污染的生
- 理生态效应[J]. 生态学报, 2009, 29(1):445-455.
HONG You-wei, YUAN Dong-xing. Ecophysiological responses of *Kandelia candel* seedlings to phenanthrene (PHE) and fluoranthene (FLA) treatment[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(1):445-455.
- [27] 王海翠, 胡林林, 李敏, 等. 多环芳烃(PAHs)对油菜生长的影响及其积累效应[J]. 植物生态学报, 2013, 37(12):1123-1131.
WANG Hai-cui, HU Lin-lin, LI Min, et al. Growth effects and accumulations of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in rape[J]. *Chinese Journal of Plant Ecology*, 2013, 37(12):1123-1131.
- [28] 董瑞斌, 许东风, 刘雷, 等. 多环芳烃在环境中的行为[J]. 环境与开发, 1999(4):10-11.
DONG Rui-bin, XU Dong-feng, LIU Lei, et al. The behavior of polycyclic aromatic hydrocarbons in the environment[J]. *Environment & Exploitation*, 1999(4):10-11.
- [29] 王泽港, 葛才林, 万定珍, 等. 1, 2, 4-三氯苯和萘对水稻幼苗生长的影响[J]. 农业环境科学学报, 2006, 25(6):1402-1407.
WANG Ze-gang, GE Cai-lin, WAN Ding-zhen, et al. Effects of 1, 2, 4-trichlorobenzene and naphthalene on growth of rice seedling[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2006, 25(6):1402-1407.
- [30] Kummerová M, Zezulka štěpán, Krulová J, et al. Photoinduced toxicity of fluoranthene on primary processes of photosynthesis in lichens[J]. *The Lichenologist*, 2007, 39(1):91-100.
- [31] Apel K, Hirt H. Reactive oxygen species: Metabolism, oxidative stress, and signal transduction[J]. *Annual Review of Plant Biology*, 2004, 55:373-399.
- [32] Liu H, Weisman D, Ye Y B, et al. An oxidative stress response to polycyclic aromatic hydrocarbon exposure is rapid and complex in *Arabidopsis thaliana*[J]. *Plant Science*, 2009, 176(3):375-382.
- [33] 郭雪雁, 马义兵, 李波. 陆地生态系统中低剂量毒物刺激作用及拟合模型研究进展[J]. 生态学报, 2009, 29(8):4408-4419.
GUO Xue-yan, MA Yi-bing, LI Bo. Advances in the effects, mechanisms and modeling of hormesis in terrestrial ecosystems[J]. *Acta Ecologica Sinica*, 2009, 29(8):4408-4419.
- [34] Sverdrup L E. Toxicity of eight polycyclic aromatic compounds to the red clover, ryegrass, and mustard[J]. *Chemosphere*, 2003, 53(8):993-1003.
- [35] Christensen E R, Kusk K O, Nyholm N. Dose response regressions for algal growth and similar continuous endpoints: Calculation of effective concentrations[J]. *Environmental Toxicology & Chemistry*, 2009, 28(4):826-835.
- [36] 尹颖, 孙媛媛, 贾海霞, 等. 菲在苦草中的富集及氧化胁迫效应[J]. 应用与环境生物学报, 2007, 13(5):652-656.
YIN Ying, SUN Yuan-yuan, JIA Hai-xia, et al. Bioaccumulation and oxidation stress responses of phenanthrene in *Vallisneria spiralis*[J]. *Chinese Journal of Applied & Environmental Biology*, 2007, 13(5):652-656.
- [37] Baud-Grasset F, Baud-Grasset S, Safferman S I. Evaluation of the bioremediation of a contaminated soil with phytotoxicity tests[J]. *Chemosphere*, 1993, 26(7):1365-1374.
- [38] 夏雯. 多环芳烃在不同耐性水稻根际的消解行为及其微生物机制研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2013.
XIA Wen. Dissipation behavior of polycyclic aromatic hydrocarbons in rhizosphere of PAHs tolerant and sensitive rice cultivars and microbial mechanism involved[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2013.