

几种植物对土壤中阿特拉津的吸收富集特征及去除效率研究

陈建军, 李明锐, 张 坤, 李 元*

(云南农业大学资源与环境学院, 昆明 650201)

摘要:通过盆栽实验比较研究了7种植物对土壤中阿特拉津的去除效率,阿特拉津在植物体内的富集、转移,以及土壤中阿特拉津去除效率与植物生物量、根系发达程度之间的关系。结果表明:植物能有效促进土壤中阿特拉津的去除,不同植物对土壤中阿特拉津的去除能力存在差异,其中去除效率最高的是皇竹草,比对照提高了40.37%,7种植物的去除率大小依次为皇竹草>斑茅>黑麦草>高羊茅>龙葵>牛筋草>香附子;不同植物的生物量、根冠比与植物对阿特拉津的去除率存在明显的正相关关系,相关系数分别为0.838、0.866;7种植物对阿特拉津均有一定的吸收、富集与转运的能力,其中皇竹草的富集系数和转运系数最高,分别为0.54和2.81,其次为斑茅和高羊茅。可见,皇竹草、斑茅和高羊茅对土壤阿特拉津污染具有较好的修复潜力。

关键词:阿特拉津;污染土壤;植物修复;富集特征;去除效率

中图分类号:X53 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2014)12-2368-06 doi:10.11654/jaes.2014.12.013

Uptake and Removal Efficiency of Atrazine in Soil by Several Weeds

CHEN Jian-jun, LI Ming-ru, ZHANG Kun, LI Yuan*

(College of Resources and Environment, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China)

Abstract: Atrazine was the most commonly detected herbicide contaminating soil and water. Phytoremediation has been approved to a cost-effective technique. In this study, a pot experiment was carried out to compare the uptake and removal efficiency of atrazine in soil by seven weeds. Enrichment and transfer characteristics of atrazine in plants as well as relationships between the removal efficiency of atrazine and plant biomass, root growth were also investigated. Growing plants profoundly improved the removal efficiency of atrazine from soil. Compared with the control, the highest removal efficiency of atrazine was found in *Pennisetum hybridum* with the removal efficiency being increased by 40.37%. The removal efficiency of atrazine was in order of *P. hybridum*>*Saccharum arundinaceum*>*Lolium perenne* L.>*Festuca elata*>*Solanum nigrum* L.>*Gramineae*>*C. rotundus*, and was significantly positively correlated with plant biomass ($r=0.838$) and ratio of root to shoot biomass ($r=0.866$). Seven weed plants did show absorption, enrichment and transfer of atrazine to some extents. The enrichment coefficient and transfer coefficient of *P. hybridum* was the highest, which were 0.54 and 2.81, respectively, followed by those of *S. arundinaceum* and *F. elata*. In sum, *P. hybridum*, *S. arundinaceum* and *F. elata* could be recommended for restoring atrazine contaminated soils.

Keywords: atrazine; contaminated soil; phytoremediation; enrichment characteristics; removal efficiency

阿特拉津(Atrazine)又名莠去津,化学名为2-氯-4-乙氨基-6-异丙氨基-1,3,5-三嗪,系均三氮苯类除草剂^[1],由于其长期大量施用,且持效期较长(4~57周)^[2],形成了对土壤、水体等的污染。阿特拉津具有很强的生态毒性,易对环境 and 人类产生危害,对后

茬农作物有隐性药害,近年来阿特拉津在环境中的残留不断被检测到,从而引起学术界和公众对其污染和防治的广泛关注。目前,治理阿特拉津污染土壤的生物修复技术主要有微生物修复、植物修复及植物-微生物联合修复,其中植物修复技术是阿特拉津污染土壤修复的主要方法之一,它是利用植物降解、代谢、转化及其根际微生态功能的修复技术^[3]。植物修复技术具有无二次污染、安全、无毒、价廉等优点,很有发展潜力^[4]。

收稿日期:2014-06-15

基金项目:云南省自然科学基金项目(2010CD058)

作者简介:陈建军(1970—),男,副教授,博士,主要从事环境生态方面的教学与科研工作。E-mail:chenjianjun94@126.com

*通信作者:李 元 E-mail:liyuan@ynau.edu.cn

国内外有关阿特拉津污染土壤的植物修复已有一些研究报道,包括植物吸收、植物代谢及其根际矿化、构建植物缓冲带等^[5-7],但有关高效降解植物筛选的研究还比较缺乏,且目前筛选到的植物所具有的生物降解能力还很有限,要达到应用水平,仍需大幅度提高植物对阿特拉津的吸收、转化和降解水平。因此,阿特拉津高效修复植物的筛选工作还有待进一步加强。

本研究选择7种植物,比较研究了植物对土壤中阿特拉津的去除效率,阿特拉津在植物体内的富集、转移,以及土壤中阿特拉津去除效率与植物生物量、根系发达程度之间的关系,以期为阿特拉津污染土壤的植物修复提供高效植物材料。

1 材料与方法

1.1 材料

供试土壤采自云南农业大学农场,属于红壤,土壤理化性质:pH为5.98,有机质含量为 $16.7\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,全N、全P、全K含量分别为 1.36 、 2.04 、 $9.92\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,碱解氮、速效磷、速效钾含量分别为 111.89 、 91.47 、 $448.83\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。土样采集后,风干、磨碎过 2 mm 筛,并于 $120\text{ }^{\circ}\text{C}$ 温度条件下灭菌 30 min 后备用。

供试植物包括皇竹草(*Pennisetum hybridum*)、黑麦草(*Lolium perenne* L.)、高羊茅(*Festuca elata*)、斑茅(*Saccharum arundinaceum*)、牛筋草(*Gramineae*)、龙葵(*Solanum nigrum* L.)、香附子(*Cyperus rotundus* L.)。7种植物中除高羊茅和黑麦草外均为甘蔗种植区常见植物,主要采自甘蔗种植区的蔗田或田边;黑麦草采自昆明农药厂排污区;高羊茅是文献^[8]报道的对阿特拉津有较高去除效率的植物。

阿特拉津原药由昆明农药有限公司提供,质量浓度为 98% ,阿特拉津标样购于国家标准物质中心,浓度为 $100\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (丙酮作溶剂)。

1.2 试验设计

盆栽试验于云南农业大学农场温室内进行。试验设种植皇竹草、黑麦草、高羊茅、斑茅、牛筋草、龙葵、香附子和不种植物(对照)8个处理,每个处理3次重复。为尽可能避免植物种植过程中土壤微生物对阿特拉津降解的干扰,试验用土为灭菌土,将定量的阿特拉津用丙酮溶解后,均匀拌于 200 g 土样中,置于通风橱中,待丙酮挥发后,再与灭菌土壤混匀,土壤阿特拉津浓度为 $50\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。每盆装供试土壤 2.5 kg ,加去离子水调节土壤水分至田间持水量的 50% ,平衡7

d后备用。选择大小、长势相近的植物幼苗栽种,每盆种3株(皇竹草扦插育苗,斑茅和牛筋草分根育苗,黑麦草、高羊茅、龙葵、香附子播种育苗)。试验期间,田间持水量维持在 50% (称重补水法),每5d施改良Hoagland营养液(无菌水配制)1次。

1.3 指标测定

1.3.1 土壤和植物中阿特拉津的测定

土壤、植物样品的采集与制备:于植物种植当天采集土样,植物种植60d后分别采集土壤和植物样品。土壤样品经风干、磨碎过 1 mm 筛后备用;植物样品用蒸馏水充分清洗,分地上部(包括茎叶)和地下部两部分,以鲜样进行预处理。

土壤的预处理:参照李在田^[9]的土壤中阿特拉津测定方法。准确称取制好的土样 20 g 置于 500 mL 具塞锥形瓶中,加水定容至 20 mL ,摇匀后静置 10 min ,加 100 mL 含 20% 水的丙酮浸泡 8 h ,振荡 1 h ,将提取液倒入铺有2层滤纸的布氏漏斗减压抽滤。取滤液 80 mL (相当于 $2/3$ 样品)倒入 500 mL 分液漏斗中,加入 10 g 氯化钠,分三次加入 60 mL 三氯甲烷萃取,每次振荡 2 min ,静置分层后,分离出下层有机相,最后合并三氯甲烷相,用无水硫酸钠脱水,然后用旋转蒸发器浓缩至 5 mL ,再用K-D浓缩器浓缩至近干,用丙酮定容至 1 mL ,供气相色谱分析用。

植物样品的预处理:参照甘蔗中阿特拉津的测定方法(GB/T 5009.132—2003)。

气相色谱测定:采用Agilent 7890气相色谱仪,带ECD检测器。气相色谱条件为:柱温采用程序升温, $150\text{ }^{\circ}\text{C}$ 保持 2 min , $15\text{ }^{\circ}\text{C}\cdot\text{min}^{-1}$ 升至 $270\text{ }^{\circ}\text{C}$,保持 10 min ; N_2 流速 $5.0\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$;检测器温度 $300\text{ }^{\circ}\text{C}$;进样器温度 $250\text{ }^{\circ}\text{C}$;进样量 $1\text{ }\mu\text{L}$ 。标准曲线法进行定量。

1.3.2 植物生物量的测定

分别取整盆植物的地上和地下部分,在 $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下杀青 30 min ,再于 $65\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下烘干称重,测定植物地上部和地下部生物量。

1.4 数据处理

采用Microsoft Excel 2003软件对数据进行分析,以平均值 \pm 标准差(Mean \pm SD)表示,并采用ANOVA和 t 检验法对数据进行差异显著性分析, $P<0.05$ 表明差异显著。

阿特拉津的去除率(R): $R=(C_0-C_t)\times 100\%/C_0$
式中: C_0 为土壤中阿特拉津初始浓度; C_t 为植物种植60d后土壤中阿特拉津残留浓度。

阿特拉津降解速率常数及半衰期的计算^[10]:通过

计算农药在环境中降解的一级反应动力学方程,即

$$C=C_0 e^{-kt}$$

式中: C_0 为初始浓度; C 为经过 t 时间的残留量; t 为降解时间; k 为降解速率常数。

当农药降解一半,即 $C=C_0/2$ 时所需要的时间称为降解半衰期,用 $T_{1/2}$ 表示,代入上式得到半衰期的计算公式为: $T_{1/2}=\ln 2/k=0.693/k$

生物量(干重)=地上部生物量+地下部生物量

根冠比(干重)=地下部生物量/地上部生物量

生物富集系数(BCF)= $\frac{\text{植物体内阿特拉津浓度}}{\text{土壤中阿特拉津浓度}}$

植物转运系数(TF)= $\frac{\text{地上部阿特拉津浓度}}{\text{地下部阿特拉津浓度}}$

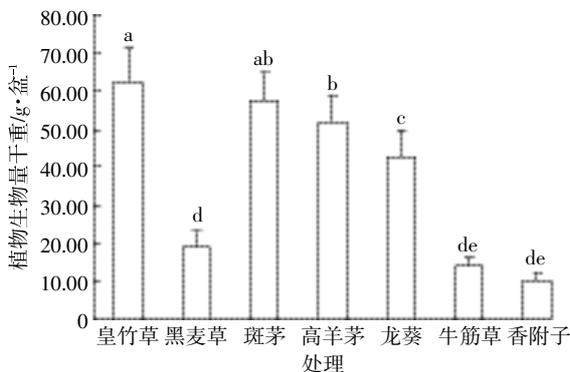
2 结果与分析

2.1 不同供试植物的生物量变化

植物种植 60 d 后,7 种植物的生物量情况如图 1 所示。生物量最大的是皇竹草,其次是斑茅,生物量顺序为:皇竹草>斑茅>高羊茅>龙葵>黑麦草>牛筋草>香附子,其中香附子在培养后期基本干枯死亡,生物量很低,可能与 $50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 的阿特拉津处理浓度偏高有关。皇竹草、斑茅和高羊茅对阿特拉津抗性较强,而香附子对阿特拉津比较敏感,各种植物对阿特拉津的响应具有明显的种间差异。结合相应的土壤阿特拉津去除率来看,去除率可能与植物的生物量有一定关系,植物的生物量越大,对土壤阿特拉津的去除率也越高。

2.2 不同处理供试植物的根冠比

由图 2 可以看出,根冠比最高的是黑麦草,其次



不同字母标记说明处理间差异显著($P<0.05, n=3$)。下同
Columns with different capital or lowercase letters show statistically different from each other at 5% probability level($P<0.05, n=3$).

The same as below

图 1 不同植物的生物量

Figure 1 Biomass of weed plants tested

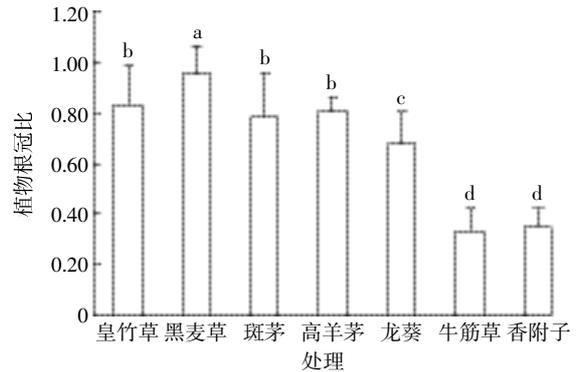


图 2 不同植物的根冠比

Figure 2 Root to shoot ratios of different plants

是皇竹草、斑茅和高羊茅,最低的是香附子、牛筋草。说明植物的根冠比存在明显的种间差异,黑麦草、皇竹草、斑茅和高羊茅的根系发达,发达的根系有利于支撑更大的植物生物量。

2.3 不同供试植物对土壤中阿特拉津的去除

于植物种植后第 60 d, 采样分析土壤中阿特拉津的浓度,并计算去除率,分析结果见图 3。可以看出,与种植植物当天相比,8 个处理土壤阿特拉津浓度均有所下降,去除率为 31.44%~71.15%,种植香附子的土壤阿特拉津去除率与对照相比下降不显著($P<0.05$),而种植皇竹草、斑茅、黑麦草、高羊茅、龙葵、牛筋草的土壤中阿特拉津去除率与对照相比显著升高($P<0.05$),为 41.70%~71.15%,与对照相比(30.78%),去除率提高了 10.92%~40.37%,说明不同植物对土壤中阿特拉津的去除能力存在差异,其中去除效率最高的是皇竹草。去除率大小依次为皇竹草>斑茅>黑麦草>高羊茅>龙葵>牛筋草>香附子。

为表征阿特拉津残留浓度与降解时间的关系,用一级动力学方程进行拟合(表 1)。可以看出相关系数在 0.921~0.994 之间,均达到极显著水平($P<0.01$),可

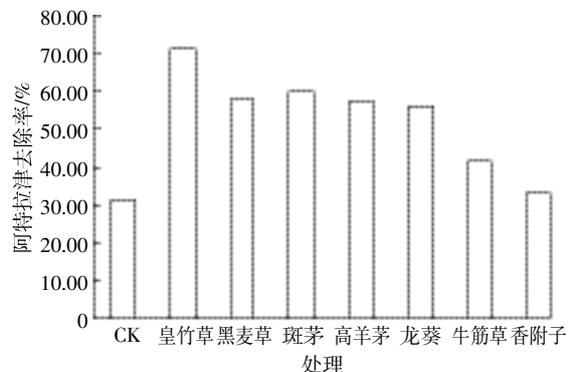


图 3 不同处理土壤中阿特拉津去除率

Figure 3 Removal rates of Atrazine in soil

表1 阿特拉津植物去除的一级动力学方程及半衰期
Table 1 Phytodegradation kinetics and half-life of atrazine

处理	阿特拉津去除的一级动力学方程	r	半衰期/d
CK	$y=46.758e^{-0.0065x}$	0.986	106.6a
皇竹草(<i>P. hybridum</i>)	$y=46.739e^{-0.0212x}$	0.994	32.7f
黑麦草(<i>L.perenne</i>)	$y=47.473e^{-0.0157x}$	0.965	44.1de
高羊茅(<i>F.arundinacea</i>)	$y=46.202e^{-0.0152x}$	0.979	45.6de
斑茅(<i>E.arundinaceum</i>)	$y=46.838e^{-0.0158x}$	0.955	43.9e
龙葵(<i>S.nigrum</i>)	$y=45.972e^{-0.0135x}$	0.980	51.3d
牛筋草(<i>E.indica</i>)	$y=46.037e^{-0.0093x}$	0.988	74.5c
香附子(<i>C.rotundus</i>)	$y=45.617e^{-0.0072x}$	0.952	96.3b

注:同列不同字母表示差异显著(P<0.05)

Note: Data followed by different letters represent significant difference at P<0.05.

见阿特拉津在土壤中的降解符合一级动力学方程。计算阿特拉津在土壤中的半衰期,得到对照土壤阿特拉津的半衰期为 106.6 d,种植植物后的半衰期为 32.7~96.3 d,与对照相比,土壤中阿特拉津的半衰期缩短了 10.3~73.9 d,其中种植皇竹草的土壤阿特拉津的半衰期下降最为明显,缩短了 73.9 d。对照处理阿特拉津的半衰期最长,表明阿特拉津在无植物条件下去除速率较低。可见种植植物可加速土壤阿特拉津的去除,缩短其在土壤中的残留时间,但不同植物间存在一定

差异。

2.4 阿特拉津去除率与植物生物量和根冠比的相关性

对不同植物的生物量、根冠比与植物对阿特拉津去除率的关系进行分析,其拟合关系见图 4。可以看出不同植物的生物量、根冠比与植物对阿特拉津的去除率存在明显相关性,相关系数分别为 0.838 和 0.866,达到了显著和极显著水平(P<0.01, n=7)。

2.5 不同植物对土壤阿特拉津的富集和转运

由表 2 可知,供试的 7 种植物对阿特拉津均有一定的吸收与转运能力。供试植物地下部的阿特拉津含量范围为 1.92~3.62 mg·kg⁻¹,其中香附子根中含量最高;供试植物地上部阿特拉津含量范围为 1.93~9.88 mg·kg⁻¹,含量最高的为皇竹草。植物体内均有一定程度的阿特拉津残留。

各供试植物的富集系数范围为 0.08~0.54,转运系数范围为 0.53~2.81。不同供试植物富集系数和转运系数差异很大,其中皇竹草的富集系数和转运系数最高,其次为斑茅和高羊茅,香附子的富集系数和转运系数均最低。上述结果表明皇竹草对阿特拉津有较好的吸收和转运能力。

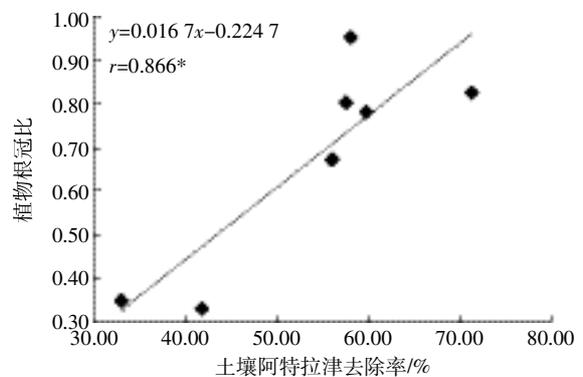
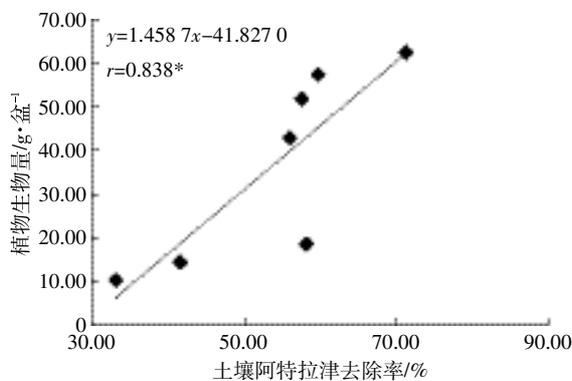


图 4 阿特拉津去除率与植物生物量和根冠比的相关性

Figure 4 Correlation between atrazine removal rate and plant biomass and root to shoot ratio

表 2 不同植物体内阿特拉津含量、富集系数(BCF)和转运系数(TF)

Table 2 Concentrations, bioconcentration factors(BCF) and translocation factors(TF) of atrazine in different plants

供试植物	皇竹草	黑麦草	高羊茅	斑茅	龙葵	牛筋草	香附子
根/mg·kg ⁻¹	3.51±0.43a	2.12±0.41c	3.11±0.52b	2.93±0.49b	3.17±0.59ab	1.92±0.37c	3.62±0.61a
茎叶/mg·kg ⁻¹	9.88±0.67a	3.62±0.53c	6.50±0.72b	7.03±0.79b	3.08±0.54c	3.84±0.58c	1.93±0.46d
BCF	0.54	0.15	0.28	0.27	0.16	0.13	0.08
TF	2.81	1.71	2.09	2.40	0.97	2.00	0.53

注:同行不同字母表示处理间差异显著(P<0.05)。

Note: Different letters in a row represent significant difference between treatments at 0.05 level.

3 讨论

3.1 植物根系、生物量、根冠比与土壤中阿特拉津去除的关系

阿特拉津的植物降解已有相关报道, Lin 等^[8]利用鸭茅、高羊茅、梯牧草、无芒雀麦和柳枝稷对阿特拉津进行生物降解试验,发现与对照相比,种植植物明显提高了土壤中阿特拉津的去除率。本研究发现种植植物的处理土壤中阿特拉津的去除率明显高于不种植物的对照土壤,与上述研究结果一致,且因植物种类不同,表现出明显的差异。皇竹草、斑茅、黑麦草、高羊茅对土壤中阿特拉津的去除率较高,达到 57.57%~71.15%,其中皇竹草处理土壤中阿特拉津的去除率最高。

植物的根系发达程度、生物量与对污染物的吸收、降解能力密切相关。发达的根系对有机污染物的快速降解起重要的促进作用,在植物修复中具有重要作用。此外,根系吸收表面积的大小、根系分泌能力的大小也对污染物的吸收、降解及根际微生物的繁殖生长有重要影响^[11-12]。同时,植物的生物量越大,越能提高修复效果^[12]。本研究发现,皇竹草、斑茅、黑麦草、高羊茅均为须根植物,根系发达,对土壤中阿特拉津的去除率也较高。根系的发达程度影响污染物的去除速率,汪小勇等^[11]在利用紫花苜蓿和多花黑麦草降解六六六的试验中亦发现同样的现象,因此植物修复要求植物具有发达的根系。

土壤中阿特拉津去除率可能与植物的生物量和根冠比有一定关系,生物量和根冠比越高,越有利于阿特拉津的降解^[13-14]。本研究发现植物生物量和根冠比与阿特拉津的去除率呈显著正相关关系,皇竹草、斑茅和高羊茅的生物量大,相对应土壤中阿特拉津的去除率高;黑麦草、皇竹草、斑茅和高羊茅的根冠比高,相对应土壤中阿特拉津的去除率也高。植物的生物量越大,越有利于植物对土壤阿特拉津的吸收和转移运输。因此,生物量和根冠比是反映植物对污染物去除能力的重要指标。

3.2 植物对土壤中阿特拉津的富集和转运

生物富集系数是植物体内污染物的浓度与其生长土壤中污染物浓度的比值,常用于评价植物的修复能力。生物富集系数越大,表明植物的修复能力越强^[15]。转移系数是植物体内地上部分污染物的浓度与其根中污染物浓度的比值。转移系数越大,则污染物从根系向地上部器官转移能力越强^[16]。本研究发现,

不同供试植物富集系数和转运系数差异很大,其中,皇竹草的富集系数和转运系数均显著高于其他供试植物,可能与皇竹草具有很高的生物量、发达的根系有关。

4 结论

(1)皇竹草对土壤中阿特拉津的去除效果最好,去除率达 71.15%;其次为斑茅>黑麦草>高羊茅>龙葵>牛筋草,去除率均高于 40%。

(2)不同供试植物的生物量、根冠比与植物对土壤中阿特拉津的去除率存在显著正相关性($P<0.05$)。

(3)不同供试植物对阿特拉津的富集系数和转运系数存在很大差异,说明供试植物对阿特拉津的吸收和转运能力不同。

参考文献:

- [1] 司友斌, 孟雪梅. 除草剂阿特拉津的环境行为及其生态修复研究进展[J]. 安徽农业大学学报, 2007, 34(3):451-455.
SI You-bin, MENG Xue-mei. Advance in environmental fate and ecological remediation of the herbicide atrazine[J]. *Journal of Anhui Agricultural University*, 2007, 34(3):451-455.
- [2] Cui L E, Yang H. Accumulation and residue of napropamide in alfalfa (*Medicago sativa*) and soil involved in toxic response[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 190(1-3):81-86.
- [3] 骆永明. 污染土壤修复技术研究现状与趋势[J]. 化学进展, 2009, 21(2-3):558-565.
LUO Yong-ming. Current research and development in soil remediation technologies[J]. *Proress in Chemistry*, 2009, 21(2-3):558-565.
- [4] Gerhardt K E, Huang X D, Glick B R, et al. Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: Potential and challenges[J]. *Plant Science*, 2009, 176:20-30.
- [5] Perkovich B S, Anderson T A, Kruger E L, et al. Enhanced mineralization of C₁₄ atrazine in *Koehia scoparia* rhizosphere soil from a pesticide-contaminated soil[J]. *Pesticide Science*, 1996, 46:391-396.
- [6] Kruger E L, Anhalt J C, Sorenson D L, et al. Atrazine degradation in pesticide contaminated soil[M]//kruger E L, Anderson T A. Phytoremediation of Soil and Water Contaminants. Washington D C: American Chemical Society, 1997, 54-64.
- [7] Schwitzguébel J P, Meyer J, Kidd P. Pesticides removal using plants: Phytodegradation versus phytostimulation? [J]. *Phytoremediation Rhizoremediation*, 2006, 179-198.
- [8] Lin C H, Lerch R N, Garrett H E, et al. Bioremediation of atrazine-contaminated soil by forage grasses: Transformation, uptake, and detoxification[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2008, 37:196-206.
- [9] 李在田. 气相色谱测定土壤中微量阿特拉津[J]. 中国环境监测, 2005, 21(2):20-21.
LI Zai-tian. Make use of the gas chromatography method to mensurate the minim atrazine in the soil[J]. *Environmental Monitoring in China*,

- 2005, 21(2):20-21.
- [10] 欧晓明, 步海燕, 唐德秀. 新农药甲硫磺隆的醇解动力学及机理研究[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(2):368-374.
OU Xiao-ming, BU Hai-yan, TANG De-xiu. Alcoholysis kinetics and its mechanisms of novel herbicide methiopyrisulfuron[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(2):368-374.
- [11] 汪小勇. 有机氯农药六六六污染土壤植物修复技术研究[D]. 南宁: 广西大学, 2006.
WANG Xiao-yong. Studies on the phytoremediation of HCH-contaminated soil[D]. Nanning: Guangxi University, 2006.
- [12] 刘家女, 周启星, 孙 挺. 花卉植物应用于污染土壤修复的可行性研究[J]. 应用生态学报, 2007, 18(7):1617-1623.
LIU Jia-nv, ZHOU Qi-xing, SUN Ting, et al. Feasibility of applying ornamental plants in contaminated soil remediation[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(7):1617-1623.
- [13] Fitter A H. Ecological interaction in soil, plant, microbes and animals [M]. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1985.
- [14] 汪小勇, 张超兰, 姜 文. 被农药污染的土壤植物修复研究进展[J]. 中国农学通报, 2005, 21(7):382-384.
WANG Xiao-yong, ZHANG Chao-lan, JIANG Wen. Research progress of pesticide contaminated soils[J]. *Chinese Agricultural Science Bulletin*, 2005, 21(7):382-384.
- [15] 沈源源, 滕 应, 骆永明, 等. 几种豆科、禾本科植物对多环芳烃复合污染土壤的修复[J]. 土壤, 2011, 43(2):253-257.
SHEN Yuan-yuan, TENG Ying, LUO Yong-ming, et al. Remediation efficiency of several legumes and grasses in PAH-contaminated soils [J]. *Soil*, 2011, 43(2):253-257.
- [16] 徐学华, 黄大庄, 王秀彦. 河道公路绿化植物毛白杨对重金属元素的吸收与分布[J]. 水土保持学报, 2009, 23(3):78-81.
XU Xue-hua, HUANG DA-zhuang, WANG Xiu-yan, et al. Absorption and distribution of heavy metal in *Populus tomentosa* along stream highway[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2009, 23(3):78-81.