

除草剂阿特拉津的生态风险与植物修复研究进展

陈建军¹, 何月秋², 祖艳群¹, 李元¹

(1. 云南农业大学资源与环境学院, 云南 昆明 650201; 2. 云南农业大学农学与生物技术学院, 云南 昆明 650201)

摘要: 除草剂阿特拉津的生态毒性及其对人类健康、农业生产及生态环境的影响受到广泛关注。针对阿特拉津的使用现状和在环境中的残留及其危害, 综述了阿特拉津的性质、分布和危害, 介绍了阿特拉津污染土壤的植物修复及应用方面的研究进展。

关键词: 阿特拉津; 生态风险; 生物降解; 植物修复

中图分类号: X592 文献标识码: A 文章编号: 1672-2043(2010)增刊-0289-05

The Research Progress in Ecological Risk and Phyto-remediation of Atrazine

CHEN Jian-jun¹, HE Yue-qiu², ZU Yan-qun¹, LI Yuan¹

(1. College of Resources and Environment, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China; 2. College of Agronomy and Biotechnology, Yunnan Agricultural University, Kunming 650201, China)

Abstract: Ecological toxic of atrazine and its effect on human health, agricultural production and environments have been paid popular attention. The characteristics, distribution, hazards and phyto-remediation of atrazine were overviewed in this paper.

Keywords: atrazine; ecological risk; bioremediation; phyto-remediation

农药包括杀虫剂、杀菌剂、除草剂和植物生长调节剂。在现代农业中, 农药在防治农作物的病虫害和保证高产方面起着极为重要的作用。特别是除草剂的使用, 极大地降低了劳动强度, 直接或间接地提高了农业的生产水平。但由于农药的大量不合理施用, 在土壤、食品和饮用水中不断检测到农药的残留。据统计, 我国现有耕地受污染面积已达 $2.667 \times 10^{10} \text{ hm}^2$, 其中受农药残留和过量施肥污染面积为 $1.0 \times 10^{10} \text{ hm}^2$ ^[1]。对农药的环境行为和生态修复问题进行研究已迫在眉睫。

1 阿特拉津的使用现状与分布

除草剂阿特拉津(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,

系均三氮苯类农药, 适用于玉米、甘蔗、高粱、茶园和果园等, 可防除 1 年生禾本科杂草和阔叶杂草, 对某些多年生杂草也有一定的抑制作用^[2]。阿特拉津纯品为无味白色晶体或粉末, 相对于其他农药, 其水溶性较强, 在水中的溶解度为 $33 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 在正戊烷、甲醇、氯仿等有机溶剂中溶解度高。在水中的半衰期为 42 d, 在自然环境中 180 d 才能部分分解。在中性、弱酸和弱碱性介质中稳定, 在高温下能被强酸和强碱水解^[3-4]。

阿特拉津是 1952 年由瑞士 Basel Geigy 化学公司开发, 1959 年在美国注册商业生产^[5]。自投入商业生产以来, 在世界范围内得到了大面积的推广和使用。在美国阿特拉津被列为使用最为广泛的除草剂之一, 占其除草剂使用量的 60%^[5]。1986 年, 瑞典全国使用了 120 t 的阿特拉津。目前, 阿特拉津仍为国际上出售的主要除草剂之一^[4]。我国从 20 世纪 80 年代开始使用, 近年来使用面积不断扩大, 1996 年阿特拉津全年的使用量为 1 800 t, 1998 年为 2 130 t,

收稿日期: 2009-09-09

作者简介: 陈建军(1970—), 男, 副教授, 重庆合川人, 主要从事环境生态方面的教学与科研工作。

E-mail: chenjianjun32224@sina.com

通讯作者: 李元 E-mail: liyuan03@yahoo.com.cn

1999年为2 205 t,2000年为2 835.2 t,每年用量平均以20%的速度递增^[1]。在华北和东北地区使用更加广泛,仅辽宁一省就有53万 hm^2 土地在使用阿特拉津除草,使用量超过1 600 t^[3]。

阿特拉津持效期长,且在世界范围内使用已有50多年的历史,由于阿特拉津适中的水溶性和较小的吸附系数,施用后主要通过地表径流、淋溶、湿沉降等途径进入地表水或向下沉积进入地下水,从而对水生生态环境和人类饮用水源构成威胁^[3],形成对土壤、水体等自然媒介的污染,因而在环境中有着广泛的分布。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环境污染和防治的广泛关注。

2 阿特拉津对生态环境的影响

由于阿特拉津的迁移、转化以及在土壤中的滞留、向地下水和地表水的流失等行为,研究阿特拉津对环境的影响具有重要的环境意义。

2.1 阿特拉津对水体的污染

饮用水是阿特拉津作用于人体的主要途径,据报道,每年约有二三百万人通过饮用水受到阿特拉津的危害^[6]。近些年,在欧盟许多国家的地下水、河流、湖泊和港湾中不断检测出阿特拉津的残留^[1]。美国密西西比河流域生产的玉米粒中检测到了阿特拉津,Hoffman等^[7](2000)发现美国8条城市河流中阿特拉津、西玛津、甲草胺等除草剂检出率很高,西班牙4个城市处理过的饮用水中发现有西玛津、阿特拉津、甲基对硫磷和对硫磷^[8]。在美国对阿拉斯加州砂壤土上使用的阿特拉津进行研究发现,有占总用量0.07%的阿特拉津渗滤到地下水。Martun和Hagege^[9](1998)在对加拿大魁北克市Yamaska河河口附近水域及其5个支流的研究发现,阿特拉津的最高浓度一般都超过了加拿大为保护水生生物而制定的水质标准($<2.0 \mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$)。Cai等^[10](2004)报道香港地区Shing Mun水库和Lam Tsuen河水中阿特拉津的含量为 $3.4 \sim 26.0 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。严登华等^[3](2007)分析了东辽河流域旱田分布区和非旱田分布区内地表水中阿特拉津的平均含量分别为9.71和8.854 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。任晋等^[11](2004)在2002年和2004年报道了北京官厅水库阿特拉津的残留量,分别为0.67~3.90 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 、0.155~11.400 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。王子键等^[12](2002)监测了淮河4个断面阿特拉津的残留量分别为76.4,80.0,72.5,81.3 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,其含量均严

重超过了我国国家环保局规定地表水(Ⅰ、Ⅱ类)中阿特拉津的最大允许浓度3 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (GHZB1.1999)。

2.2 阿特拉津对土壤性质的影响

阿特拉津对杂草有很强的杀伤力,但其最大的缺点是有隐性药害,残效期较长,可以残留在土壤及水中超过一年的时间。农田中的残留对后茬作物如小麦、大豆、谷子和甜菜等有药害,长期种植玉米的地块改种蔬菜等作物会经常死苗,这种情况的出现就是玉米田里长期使用含阿特拉津造成的,阿特拉津对双子叶、阔叶类作物有影响,所以玉米田下茬不能种植蔬菜、豆类、花生等作物,残留量大的地块三四年内无法缓解其在土壤中的含量。残留在土壤中的阿特拉津可以与铜、锌、镉等金属形成复合物,也可以与土壤腐殖质相结合,这种结合残留对整个生态系统构成潜在威胁,在施用9年后的土壤中,50%阿特拉津仍以结合态存在^[1]。朱鲁生等^[13]研究了阿特拉津对4种长期定位施肥处理土壤中脲酶、磷酸酶、脱氢酶、蔗糖酶活性的影响,4种酶受阿特拉津影响有明显差别,脲酶、磷酸酶、脱氢酶活性受到一定的抑制,抑制程度与土壤肥力和作用时间有关,而蔗糖酶活性受阿特拉津的影响较小。

2.3 阿特拉津对生物的危害

有研究表明阿特拉津对水生动植物、两栖类生物、哺乳动物、人类细胞都有不同程度的损害作用^[14-15]。阿特拉津可能对被其污染地区的水生生物生长繁殖产生影响,Hayes等^[16](2006)对从被阿特拉津污染的八个地区的蛙类及环境中阿特拉津含量进行了研究,发现在这些地区中有92%的蛙类发生了性腺变异,精巢和卵形态异常。实验室的研究也发现在阿特拉津浓度为0.1 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ (美国环保法规定饮用水中的阿特拉津含量不允许超过0.3 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)的情况下,就有三分之一的美洲豹纹蛙(美国分布最广泛的本土蛙类)蝌蚪体内出现了变异的混合性腺,这说明即使阿特拉津的含量只有0.1 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,也足以影响一些雄性青蛙的正常发育;随着水中阿特拉津含量的不断增加,有20%处在发育期的雄性青蛙体内的雄性荷尔蒙会转变成雌性荷尔蒙,从而产生变性反应。此外,对雄性非洲爪蛙进行的研究也发现了类似的变异。阿特拉津对青蛙生长发育的不良影响至少提醒了人们,这些含有阿特拉津的水能使青蛙产生变性反应,而这也正是我们所使用的水。

研究还发现,低浓度0.5 $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 的阿特拉津就可使水蚤的性别向雄性分化,阿特拉津能使桡足类动

物的繁殖力降低,杀死水底节肢动物,破坏水环境平衡。蛙类在含有阿特拉津的水体生活3周发育受损,当继续生活5周时,蛙的形态发育受到影响。阿特拉津还会导致鱼的生理功能紊乱。美国水生生态学者也研究了阿特拉津对各种单细胞有机体的影响,通过对河流中的绿藻、兰绿藻和硅藻属进行一系列的研究表明,即使阿特拉津的含量相当低的情况下,它们对细胞所产生的毒性、阻止光合作用、阻碍细胞生长等作用因细胞种类、受除草剂作用的时间和浓度的不同而有所差异,由此会对生物群落的构成产生很大的影响,从而对食物链产生影响。

对许多对哺乳动物的研究也表明阿特拉津可造成繁殖异常,如减少睾酮的分泌、改变性成熟时间,降低体内雄激素的含量、提高雌激素的含量等现象。长期接触会导致动物乳腺癌和卵巢癌的发生^[17],在鼠类中,阿特拉津会使仓鼠染色体破裂,干扰精子的正常生成与成熟过程;白鼠出现白血球减少、免疫异常和痉挛、筋挛缩等神经系统急性中毒现象。人类现象研究表明,阿特拉津可能对人类有致癌作用,长期接触阿特拉津的人患前列腺癌的比率要比平均水平高出3.5倍以上,可导致乳腺癌和卵巢癌的发生,也可能造成人类血管系统发生问题和再生繁殖困难^[14]。

另外,用阿特拉津处理体外培养的人淋巴细胞,当阿特拉津浓度为 $0.001\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,淋巴细胞染色体轻微受损;浓度达到 $0.005\ \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,染色体发生显著损伤。Susanne等^[18]发现阿特拉津能使人体内CYP19酶的活性升高,干扰内分泌平衡,对生物体的内分泌系统产生破坏,引起一系列病症,甚至引发癌症。目前,阿特拉津被列为环境荷尔蒙的可疑物质,受到各国政府的监控。

3 阿特拉津的植物降解与应用

阿特拉津在土壤和水体中的分解既有化学降解过程,也有生物降解过程,但以生物降解为主。由于农药结构存在差异、理化性质不同,其生物可降解性也不同,阿特拉津的均三氮苯环结构能抵抗微生物的进攻,降低了其生物可利用性^[19];但微生物的种类多样、易变异、适应性强,一些能降解阿特拉津的微生物已从环境中分离出并鉴定,主要包括细菌、真菌、放线菌、藻类等。由于微生物反应的温和性和多样性,生物修复与其他污染土壤的处理技术相比,具有成本低、操作条件广泛、无二次污染及处理效果好等优点,能达到对污染土壤永久清洁修复的目的,而通过强化

微生物的代谢分解作用进行污染控制的生物修复技术是解决难降解化合物污染的关键技术,具有广阔的产业化前景。

通过植物体的代谢活力可以降解土壤中的污染物。污染物对植物的毒害作用也具有选择性,玉米、高粱、甘蔗、宿根高粱等对阿特拉津的抗性较为稳定,在这些作物中含有一种谷胱甘肽s-转移酶,可以促进阿特拉津与谷胱甘肽生成可溶于水的结合体,使阿特拉津在这些物体内失去活性,从而使这些作物不致于遭受伤害^[3]。Kruger等^[20](1997)研究发现,植物*Kochia*可明显地吸收多年沉积的阿特拉津;美国衣阿华州为了防治农业径流的影响,截留和去除除草剂阿特拉津和硝酸盐对下流河流和地下水的污染,沿河栽种了杨树建立缓冲带,结果使10%~20%的阿特拉津被树木吸收^[21]。在农田与水体、农药厂与水体之间设置植物过滤带或利用湿地植物,滞缓地表径流入河入渠,截留地表和地下径流中部分农药,可降低农药向其它地区的迁移含量,提高地表水质量及减少除草剂流失^[22-23]。Burken和Sehnoor^[21](1997)从培植于含阿特拉津土壤和沙石中的杨树的根、茎和叶中提取到了阿特拉津母体及6种代谢产物,并发现培养80d后,母体化合物占标记量的比率分别为:土壤中50%以上,杨树根系38%左右,叶片中10%左右;且随着培养时间的延长,叶片中代谢产物的比率明显上升,说明杨树对阿特拉津具有很强的吸收与同化能力。Perkovich等^[24](1996)种植地肤草在含阿特拉津土壤上,大大加速了阿特拉津在根际区的矿化,36d后其根际土壤的阿特拉津矿化率达62.1%,而没有种植物与灭菌土中阿特拉津的矿化率分别为48.7%和4.4%。Singh等^[25](2003)发现狼牙草能够加速土壤中阿特拉津和西马津的降解,种有狼牙草的土壤中微生物的生物量和脱氢酶活性显著高于未种植的土壤。Mckinlay和Kasperek^[26](2004)研究了湿地系统中除草剂阿特拉津的去除,发现阿特拉津的去除主要依靠植物根系的微生物作用。Roveton^[27](1997)的研究结果表明,玉米对阿特拉津的吸收与代谢能力也很强,玉米苗72h可将吸收的95%的阿特拉津转化为代谢产物,而在死植株中,吸收量的80%仍为母体化合物。在高粱叶片中,在7h内可以有62%被吸收的阿特拉津转化为溶于水的化合物,即s-(4-乙氨基-6-异丙氨基-2-均三氮苯)谷胱甘肽和 γ -1谷酰基(4-乙酰基-6-异丙氨基-2-均三氮苯)-L-半胱氨酸^[6]。

阿特拉津主要作用是抑制植物叶绿体中的光合作用,作用机理是植物叶绿体的光合作用中心有一种 32KD 蛋白,是质体醌的结合部位,阿特拉津与质体醌竞争 32KD 蛋白上的同一结合部位。当阿特拉津与 32KD 蛋白结合后,抑制了光合作用中心光合系统 II 电子传递中的质体醌传递电子,因而使能量传递中断,光合作用停止,导致植物死亡。编码 32KD 蛋白的基因定位在叶绿体基因组上,称 PsbA 基因。朱立煌等^[28](1986)从抗阿特拉津的龙葵植物中提取出了抗性基因,将其导入大豆叶绿体基因组中获得了转基因大豆植株,并证实抗性基因可传递到后代。Cheuny 等把抗阿特拉津的苋菜 PsbA 基因与编码 RUBPCase 小亚基的转运肽的序列相融合后导入烟草细胞,结果表明该嵌合基因整合到了烟草的核基因组上,其产物在正常表达后被转运到叶绿体中,具有抗阿特拉津的特性。Mandelbaum 等^[28](1995)从被阿特拉津污染的土壤中分离到一株以阿特拉津为唯一氮源的假单胞杆菌 ADP,研究表明该菌株降解阿特拉津的前三步反应需要 AtazA、AtazB 和 AtazC 三种酶,它们分别催化阿特拉津脱氯、脱酰氨基和水解反应,目前,编码这三种酶的基因已被分离并测序。

已有报道发现选择的地衣、狐尾草、黍属、猫薄荷、薊属植物根际土壤对阿特拉津有较大的矿化能力,湿地植物中的灯芯草、芦苇、黄叶尾、舌黄等能消除阿特拉津^[29],并且由于植物根系的代谢活动提供了适宜于土壤微生物的微生态环境,十分有利于根际微生物吸收利用有机污染物^[30]。种植狼尾草的土壤比不种的土壤对阿特拉津的去除率更高,可能是由于植物吸收、植物根系分泌物、酶的降解,或植物与根际微生物共同作用的结果^[30]。

4 阿特拉津植物降解研究趋势

由于阿特拉津在除草剂中的用量比例很大,其对人类的健康和生态环境的影响需要进一步深入研究。同时,应当加强阿特拉津污染的生物治理和修复的研究,其中植物修复具有操作比较简单,投资相对较低,植物修复技术的费用约为微生物原位修复的 1/5,物理化学处理法的 1/10,尤其是多年生植物可一次投入多年受益,同时兼具修复、保护和美化环境的功能。因而,农药污染环境的植物修复技术已引起人们的极大关注。以后应主要向以下几个方面展开进一步的工作。

4.1 阿特拉津降解植物的进一步筛选与应用

目前,植物降解阿特拉津的研究和应用才刚起

步,快速有效的从环境筛选出更多的阿特拉津高效降解植物,并进一步研究其对阿特拉津的降解机理,以便更好利用其降解潜力,进而为土壤的修复提供理论基础。

4.2 植物与微生物结合降解的研究

目前阿特拉津的微生物降解研究已经很多,而土壤中的微生物与植物根系的共存体——根际环境对阿特拉津的降解研究还比较薄弱,应该加以强化,发挥其修复作用也是值得重视和研究的方向。

4.3 阿特拉津降解植物的基因构建

环境中虽然存在一些能降解阿特拉津的植物,但通过常规的筛选方式所需周期较长,因此利用生物技术构建高效降解植物,使之更有效地应用于环境治理,是一个重要的研究方向。

参考文献:

- [1] 李清波,黄国红,王颜红,等.阿特拉津生态风险及其检测和修复技术研究进展[J].应用生态学报,2002,13(5):625-628.
LI Qing-bo, HUANG Guo-hong, WANG Yan-hong, et al. Advances of studies on ecological risk of herbicide atrazine and its determination and remediation[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2002, 13(5):625-628.
- [2] 中国化工产品大全(下):除草剂[M].北京:化工出版社,1994.
- [3] 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.
- [4] 刘爱菊,朱鲁生,王军,等.除草剂阿特拉津的环境毒理研究进展[J].土壤与环境,2002,11(4):405-408.
LIU Ai-ju, ZHU Lu-sheng, WANG Jun, et al. Progress of study on the environmental toxicology of the herbicide atrazine[J]. Soil and Environmental Sciences, 2002, 11(4):405-408.
- [5] 弓爱君,叶常明.除草剂阿特拉津的环境行为综述[J].环境科学进展,1997,5(2):37-47.
GONG Ai-jun, YE Chang-ming. Behavior of herbicide atrazine in environment[J]. Advances in Environmental Science, 1997, 5(2):37-47.
- [6] Kligerman A D, Oel T C L, Tennant A H, et al. Cytogenetic studies of three atrazine herbicides. I - in vitro studies[J]. Mutat Res, 2000, 465:53-59.
- [7] Hofman R S, Capel P D, Larson S J. Comparison of pesticide in eight US urban streams[J]. Environ Toxicol Chem, 2000, 19(9):2249-2258.
- [8] Bardelo D. Herbicide metabolites in surface water and groundwater [C]. ACS Symposium Series, 1996, 630:253-273.
- [9] Martun M, Hagege A. Use of the strazine ring of atrazine by stable bacterial mixed cultures[J]. Anal Chim Acta, 1998, 373:161-165.
- [10] Cai Zong-wei, Wang Dong-li, Ma W T. Gas chromatography-ion

- trap mass spectrometry applied for the analysis of atrazine herbicides in environmental waters by an isotope dilution technique[J]. *Analy Chim Acta*, 2004, 503(2): 263–270.
- [11] 任晋, 蒋可. 官厅水库水中莠去津及其降解产物残留的分析[J]. *分析实验室*, 2004, 23(12): 17–20.
- REN Jin, JIANG Ke. Determination of atrazine and its degradation products in water samples of Guanting reservoir[J]. *Chinese Journal of Analysis Laboratory*, 2004, 23(12): 17–20.
- [12] 王子键, 吕怡兵, 王毅, 等. 淮河水体取代苯类污染及其生态风险[J]. *环境科学学报*, 2002, 22(3): 300–303.
- WANG Zi-jian, LO Yi-bing, WANG Yi, et al. Assessing the ecological risk of substituted benzenes in Huaihe River[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2002, 22(3): 300–303.
- [13] 朱鲁生, 王金花, 王军. 除草剂莠去津对长期定位施肥土壤中酶活性的影响[J]. *生态毒理学报*, 2006, 1(1): 64–69.
- ZHU Lu-sheng, WANG Jin-hua, WANG Jun. Effects of atrazine on enzyme activities in soils with longterm fertilizer[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2006, 1(1): 64–69.
- [14] 万年升, 顾续东, 段舜山. 阿特拉津生态毒性与生物降解的研究[J]. *环境科学学报*, 2006, 26(4): 552–560.
- WAN Nian-sheng, GU Ji-dong, DUAN Shun-shan. Eco-toxicity and biodegradation of atrazine in the environment[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2006, 26(4): 552–560.
- [15] Moorman T B. National soil tilth laboratory[M]. USA: USDA – Agricultural Research Service, Ames, Iowa, 1999.
- [16] 叶新强, 鲁岩, 张恒. 除草剂阿特拉津的使用与危害[J]. *环境科学与管理*, 2006, 31(7): 95–97.
- YE Xin-qiang, LU Yan, ZHANG Heng. The usage and perniciousness of the herbicide atrazine[J]. *Environmental Science and Management*, 2006, 31(7): 95–97.
- [17] Chapin R E, Stevens J T, Hughes C L, et al. Atrazine: Mechanisms of hormonal imbalance in female SD rats[J]. *Funda Appl Toxicol*, 1996, 29: 1–17.
- [18] Suanne W A. Sensitive enzyme immunoassay for the detection of atrazine based upon sheep antibodies analytical letters[M]. Toronto: Academic Press Inc. 1992: 1317–1408.
- [19] Gu J D, Berry D F, Taraban R H, et al. Biodegradability of Atrazine, Cyanazine, and Diamba in wetland soils[R]. Virginia Water Resource Research Center, Bulletin 1992. No. 172, Virginia Tech, Blacksburg, Virginia: 72.
- [20] Kruger E L, Anhalt J C, Scorenson D, et al. Atrazine degradation in pesticide-contaminated soils[R]. Phytoremediation of soil and water contaminants, American Chemical Society, Washington DC, 1997: 54–64.
- [21] Burken J G, Schnoor J L. Uptake and metabolism of atrazine by poplar trees[J]. *Environ Sci Technol*, 1997, 31: 1399–1406.
- [22] 董春香, 姜桂兰. 除草剂阿特拉津生物降解研究进展[J]. *环境污染治理技术与设备*, 2001, 2(3): 1–6.
- DONG Chun-xiang, JIANG Gui-lan. Progress in study of biodegradation of the herbicide atrazine[J]. *Techniques and Equipment for Environmental Pollution Control*, 2001, 2(3): 1–6.
- [23] 李宏园, 马红, 陶波. 除草剂阿特拉津的生态风险分析与污染治理[J]. *东北农业大学学报*, 2006, 37(4): 552–556.
- LI Hong-yuan, MA Hong, TAO Bo. Ecological risk assessment of atrazine and control strategy[J]. *Journal of Northeast Agricultural University*, 2006, 37(4): 552–556.
- [24] Perkovich B S, Anderson T A, Kruger E L et al. Enhanced mineralization of C14 atrazine in *Kochia Scoparia* rhizosphere soil from a pesticide-contaminated soil[J]. *Pestic Sci*, 1996, 46: 391–396.
- [25] Singh N M, Megharaj R, Kookana S, et al. Atrazine and simazine degradation in *Pennisetum* rhizosphere[J]. *Chemosphere*, 2004, 56: 257–263.
- [26] McKinlay R G, Kasperek K. Observations on decontamination of herbicide-polluted water by marsh plant systems[J]. *Water Research*, 1999, 33(2): 505–511.
- [27] Raveton M, Ravanel P, Serre A M. Kinetics of uptake and metabolism of atrazine in model plant[J]. *Pestic Sci*, 1997, 49: 157–163.
- [28] 任红萍, 王爱萍, 王智琴. 植物抗除草剂基因研究进展[J]. *山西农业大学学报*, 2001, 21(2): 168–172.
- REN Jiang-ping, WANG Ai-ping, WANG Zhi-qing. Advance of herbicide-resistance gene in plant[J]. *Journal of Shanxi Agricultural University*, 2001, 21(2): 168–172.
- [29] Jean-paul Schwitzguébel J P, Joana Meyer, Petra Kidd. Pesticides removal using plants: Phytodegradation versus Phytostimulation[J]. *Phytoremediation Rhizoremediation*, 2006. 179–198.
- [30] Schnoor J L, Licht L A, McCutcheon S C. Phytoremediation of organic and nutrient contaminants[J]. *Environ Sci Technol*, 1995, 29: 318–323.