

黄菖蒲对水中阿特拉津污染的去贡献研究

王庆海, 夏凡, 李翠, 却晓娥

引用本文:

王庆海, 夏凡, 李翠, 等. 黄菖蒲对水中阿特拉津污染的去贡献研究[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(11): 2613-2620.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0543>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

阿特拉津胁迫对菖蒲的生理毒性效应

李翠, 温海峰, 郑瑞伦, 陈洁, 马雪菊, 王庆海

农业环境科学学报. 2016, 35(10): 1895-1902 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-0301>

沉水植物对水体阿特拉津迁移的影响

瞿梦洁, 李慧冬, 李娜, 张萌, 朱端卫

农业环境科学学报. 2016, 35(4): 750-756 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016.04.020>

芦苇对阿特拉津胁迫的生理响应及其与耐受性的关系

王庆海, 李翠, 陈超, 陈洁, 马雪菊, 却晓娥

农业环境科学学报. 2017, 36(10): 1968-1977 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-0461>

水生植物对不同氮磷水平养殖尾水的综合净化能力比较

冯优, 陈庆锋, 李金业, 郭贝贝, 刘婷, 李磊

农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2397-2408 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0816>

狼尾草典型生理生化特征对阿特拉津胁迫的响应

马兵兵, 姜昭, 叶思源, 刘晓雪, 马昱亨, 张颖

农业环境科学学报. 2015, 34(11): 2083-2088 <https://doi.org/10.11654/jaes.2015.11.007>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

王庆海, 夏凡, 李翠, 等. 黄菖蒲对水中阿特拉津污染的去贡献研究[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(11): 2613–2620.

WANG Qing-hai, XIA Fan, LI Cui, et al. Contribution of *Iris pseudacorus* to atrazine dissipation in water: Effects of initial atrazine concentrations[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(11): 2613–2620.



开放科学 OSID

黄菖蒲对水中阿特拉津污染的去贡献研究

王庆海¹, 夏凡^{1,2}, 李翠¹, 却晓娥^{3*}

(1.北京市农林科学院北京草业与环境研究发展中心, 北京 100097; 2.中南林业科技大学环境科学与工程学院, 长沙 410004; 3.中国林业科学研究院荒漠化研究所, 北京 100091)

摘要:为了明确植物对水体阿特拉津(Atrazine, ATZ)污染去除的贡献,筛选适宜的修复植物,通过历时35 d的水培试验,比较了挺水植物黄菖蒲(*Iris pseudacorus*)在抑菌(添加氨苄青霉素)和不抑菌条件下对不同浓度(0.5、1、2、4 mg·L⁻¹)ATZ的消解率和消解速率,以及ATZ在植物体内的运移分布特征。结果表明:ATZ消解率随初始浓度的增加而显著降低,ATZ初始浓度、微生物和植物均是ATZ消解率的显著影响因素,影响的重要性依次为ATZ初始浓度>微生物>植物。植物对ATZ消解的贡献率不抑菌处理(34%~49%)显著高于抑菌处理;微生物对ATZ消解的贡献率,无植物处理(28%~41%)显著低于有植物处理;ATZ初始浓度≤4 mg·L⁻¹时,对植物去除污染物的贡献无显著影响($P=0.371$),而对微生物去除污染物的贡献影响显著($P=0.039$)。黄菖蒲能够吸收ATZ并向茎叶转运,植物体内ATZ含量与ATZ初始浓度呈正相关关系;同时ATZ可在植物体内发生降解。因此,黄菖蒲对水培系统中ATZ的去贡献较高,具有修复水体ATZ污染的潜力。

关键词:水污染;黄菖蒲;阿特拉津;消解

中图分类号:X52 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2020)11-2613-08 doi:10.11654/jaes.2020-0543

Contribution of *Iris pseudacorus* to atrazine dissipation in water: Effects of initial atrazine concentrations

WANG Qing-hai¹, XIA Fan^{1,2}, LI Cui¹, QUE Xiao-e^{3*}

(1. Beijing Research and Development Center for Grass and Environment, Beijing Academy of Agriculture and Forestry Sciences, Beijing 100097, China; 2. College of Environmental Science and Engineering, Central South University of Forestry and Technology, Changsha 410004, China; 3. Institute of Desertification Studies, Chinese Academy of Forestry, Beijing 100091, China)

Abstract: Based on a 35 d hydroponic experiment, the phytoremediation potential of emergent plants for atrazine (ATZ) was evaluated by investigating the contribution of *Iris pseudacorus* to ATZ dissipation in culture solution at different initial levels (0.5, 1.0, 2.0, and 4.0 mg·L⁻¹) and the translocation and distribution of ATZ in plants under sterilized (culture solutions with the addition of ampicillin) and unsterilized conditions. The results showed that the dissipation rate of ATZ decreased significantly with increasing initial ATZ concentrations. The initial ATZ concentration, microorganisms, and plants had significant influences on the ATZ dissipation rate; their order of importance according to the decreasing effect on the ATZ dissipation rate was the initial ATZ concentration, microorganisms, and plants. The contribution rate of plants to ATZ dissipation in non-sterile conditions (34%~49%) was significantly higher than that in sterile conditions. The contribution rate of microorganisms in treatments without plants (28%~41%) was significantly lower than that in treatments with plants. The initial ATZ concentration had no significant effect on the plant contribution to pollutant removal at concentrations up to 4 mg·L⁻¹ ($P=0.371$), but had a significant effect on the microorganism contribution to pollutant removal ($P=0.039$). *I. pseudacorus* can absorb ATZ and transport it from the roots to the shoots, and the ATZ content in plants is positively correlated with the initial ATZ concentration. Furthermore, ATZ can be degraded in plants. Thus, *I. pseudacorus* is a plant species with a great contribution to ATZ removal from water, and can serve as a promising phytoremediation agent.

Keywords: water pollution; *Iris pseudacorus*; atrazine; dissipation

收稿日期:2020-05-14 录用日期:2020-07-02

作者简介:王庆海(1973—),男,河北张家口人,博士,研究员,主要从事植物生理生态学、退化生态系统恢复与重建研究。E-mail:qinghaiw@sina.com

*通信作者:却晓娥 E-mail:quexiaoe@sina.com

基金项目:北京市自然科学基金项目(5192004);国家自然科学基金项目(31370540)

Project supported: The Natural Science Foundation of Beijing, China (5192004); The National Natural Science Foundation of China (31370540)

阿特拉津(Atrazine, ATZ)广泛应用于农田、果园和草地,并已成为水体检出频率最高的除草剂之一^[1]。我国长江流域、黄河流域、太湖流域和松花江流域等重点流域地表水中ATZ的样点检出率为100%^[2],其中长江流域重庆段部分样点生态风险处于中等水平^[3]。ATZ在环境中具有移动性和持久性,一项全国性的调查在地下水和自来水中亦检测到ATZ或其降解产物^[4]。因此,ATZ污染对生态环境和人体健康潜在的影响和危害受到广泛关注,研究ATZ污染水体的治理技术十分必要。

目前,植物修复是治理水体ATZ污染的主要技术手段之一^[5]。研究表明,水生植物金钱蒲(*Acorus gramineus*)和美人蕉(*Canna hybrida*)能有效去除水中的ATZ,历时14 d ATZ浓度降低32%~51%^[6]。柳枝稷(*Panicum vergatum*)和须芒草(*Andropogon gerardii*)能吸收培养液中近40%的ATZ,其中绝大部分(>86%)可被转运至茎叶,具备修复植物的优良特性^[7]。植物对ATZ的去除率与植物的生物量、根冠比存在明显的正相关关系^[8],微生物的协同作用也是植物发挥修复效能的重要基础^[9]。研究证实,微生物和植物酶的根本降解/矿化作用以及植株体内降解是去除ATZ污染的主要机制,其贡献大于植物的富集作用^[10]。由于ATZ的植物毒性具有显著的剂量效应,其残留量也是影响微生物菌属相对丰度的主要环境因子^[11],所以ATZ浓度势必影响植物生长,进而影响污染修复效果。现有研究对ATZ浓度与植物修复效果的关系报道较少,对植物修复系统中植物和微生物的作用多数也只进行了定性描述,无法准确分析修复植物对污染物的去除潜力及其重要性。但这些信息对修复植物的筛选评价至关重要。

黄菖蒲(*Iris pseudacorus*)是多年生草本挺水植物,对ATZ具有较强的耐受性,具有作为修复植物的潜力^[12]。本试验以黄菖蒲为修复植物,研究了不同ATZ浓度条件下植物的修复效率和ATZ在植物体内的运移分布特征,并定量分析植物和微生物在水培系统中对污染物的去除贡献,为ATZ污染水体治理选择修复植物提供依据。

1 材料与方法

1.1 试验植物

试验所用植物材料黄菖蒲为温室营养钵培育。挑选长势一致的幼苗(4~6叶期)进行移栽,移栽前清洗幼苗根部泥土,置于10% Hoagland营养液中培养1

周适应水培环境,将预培养后的幼苗(株高:42.2±2.5 cm,每株鲜质量:4.7±1.2 g)移入塑料培养桶(直径15 cm,高25 cm)中进行试验。每个培养桶放1 000 mL 10% Hoagland营养液,并移入3株幼苗。营养液母液含:0.51 g·L⁻¹ KNO₃、0.82 g·L⁻¹ Ca(NO₃)₂、0.49 g·L⁻¹ MgSO₄·7H₂O、0.136 g·L⁻¹ KH₂PO₄、2.86 mg·L⁻¹ H₃BO₃、0.08 mg·L⁻¹ CuSO₄·5H₂O、0.22 mg·L⁻¹ ZnSO₄·7H₂O、1.81 mg·L⁻¹ MnCl₂·4H₂O、0.09 mg·L⁻¹ H₂MoO₄·H₂O、20 mg·L⁻¹ Fe-EDTA。营养液用超纯水配制和稀释。

1.2 供试仪器和试剂

供试仪器包括Xevo TQD高效液相色谱-质谱仪(Waters,美国)、RE100-Pro旋转蒸发仪(北京瑞成伟业仪器设备有限公司),试验所用ATZ为380 g·L⁻¹ATZ悬浮剂(山东滨农科技有限公司生产)。ATZ标准品(1 000 μg·L⁻¹甲醇溶液)购于百灵威公司,丙酮、石油醚为分析纯级,甲醇和甲酸均为色谱纯级,试验用水均为超纯水(18.2 MΩ·cm)。

1.3 试验设计

ATZ浓度高达32 mg·L⁻¹时黄菖蒲仍可存活,最低可观察效应浓度为2 mg·L⁻¹^[12],据此按倍数法设置0.5、1、2、4 mg·L⁻¹共4个浓度。每个浓度处理分别进行如下设计:

(1)无植物不抑菌处理:不种植物,培养液中添加ATZ。

(2)无植物抑菌对照:不种植物,培养液中添加ATZ,并加入氨苄青霉素,使其在培养液中的浓度为10 mg·L⁻¹(该剂量能有效抑制细菌生长而对植物生长无明显影响)^[13]。为保证抑菌效果,氨苄青霉素每周添加1次(抑菌处理作用在试验结束时确定植物、微生物和其他因素对ATZ消解的贡献)。

(3)有植物不抑菌处理:种植物,培养液中添加ATZ。

(4)有植物抑菌处理:种植物,培养液中添加ATZ,并加入氨苄青霉素(浓度及添加方法同上)。

每个处理共设33个培养桶(水样采集11次,每次3个重复),其他条件一致。所有处理均置于日光温室培养,培养期间温室内温度为21~35℃,光强约为自然光强的60%。试验期间,每日向桶里添加10% Hoagland培养液至水位标志线,以补充蒸发掉的水分和消耗掉的养分。

1.4 指标测定

在试验进行的前7 d每日采集水样,随后分别在14、21、28 d和35 d采集水样。采集水样时,在每个处

理的33个培养容器中随机选择3个(3次重复),将培养液补足至1 000 mL(初始体积),充分摇匀后用聚乙烯瓶取200 mL。为避免连续水样采集对试验的影响,取过水样的3次重复不再进行后续取样观察。植株全株样品分别于7、14、21、28 d和35 d采集,用蒸馏水清洗干净后分成茎叶和根系两部分,分别测定其ATZ含量。水样和植物样中ATZ提取参照董静^[14]的方法,通过丙酮水混合液进行提取,再由C-18固相萃取小柱净化,具体操作步骤为:分别取植物的地上部分和地下部分各1 g,于匀浆机中研磨;将匀浆后的植物样品,用15 mL丙酮与水混合液(V:V=3:1)振荡提取30 min,4 000 g离心10 min,取上清提取液,将沉淀重复提取2次,合并提取液;将提取液40℃旋转蒸发去除丙酮,收集剩余水相;将水相用20、15、5 mL石油醚萃取3次,收集有机相,旋转蒸发至干;用0.5 mL色谱纯甲醇和10 mL超纯水溶解旋蒸残留,将溶解液通过预活化的C-18固相萃取小柱,弃流出液;用2 mL色谱甲醇洗脱,抽干,收集洗脱液,经0.22 μm滤膜过滤后待测。

ATZ测定采用高效液相色谱-质谱联用(HPLC-MS/MS)分析^[15]。液相色谱配UV检测器,采用C18-UPLC色谱柱(5 μm,4.6×250 mm),流动相A为甲醇,流动相B为0.1%的甲酸水溶液,流速0.6 mL·min⁻¹,进样量为10 μL,柱温28℃,色谱分离的条件为:0~6 min,95%B;6~20 min,10%B;20~25 min,10%B;25~25.1 min,95%B;25.1~30 min,95%B。质谱条件:电喷雾电离(ESI+)离子源,离子源温度设为350℃,源电压设为3.5 kV,脱溶剂温度:350℃。定性离子对为m/z=216.2/104.0,定量离子对为m/z=216.2/174.1,碰撞电压为26 V和16 V,碰撞能量为28 eV和17 eV。

1.5 统计分析和计算公式

使用SPSS 22.0统计分析软件进行方差分析,不同ATZ浓度处理间差异显著性检验采用新复极差法(Duncan's法),抑菌和不抑菌间、根系和茎叶间差异显著性检验采用t检验法;并用该软件中的最优尺度回归分析定量评价各影响因素对植物和微生物去除贡献的重要性。采用Origin 9.2绘图和拟合方程,图中误差线表示标准差。ATZ消解速率常数和半衰期借助一级动力学反应方程来计算:

$$C_t = C_0 e^{-Kt}$$

式中: C_t 为ATZ残留浓度,mg·L⁻¹; C_0 为ATZ初始浓度,mg·L⁻¹; t 为时间,d; K 为消解速率常数。

2 结果与讨论

2.1 植物水培系统中ATZ的消解率

历时35 d ATZ(38%悬浮剂中有效成分,下同)的消解率,无论是否抑菌,有植物处理均显著高于无植物处理;无论有无植物,不抑菌处理均显著高于抑菌处理(表1)。就同一初始浓度而言,无植物+抑菌处理的消解率最低,有植物+不抑菌处理的消解率最高,二者差异显著。ATZ的消解率随初始浓度的增加而降低,浓度间差异显著。培养液中ATZ残留浓度随时间延长而下降。ATZ的半衰期随初始浓度的增加而加长,而且浓度间差异显著(表1)。各处理培养液中ATZ残留浓度与时间的关系,均符合一级动力学反应方程(表2)。植物和微生物存在的条件下,ATZ的半衰期显著缩短,仅为无植物抑菌对照的1/3~1/2。已有研究发现修复植物黑麦草(*Lolium perenne*)明显促进土壤中ATZ残留的降解,历时19 d去除率由未种植物处理的40%提高至61%^[16];水浮莲(*Pistia stratiotes*)和凤眼莲(*Eichhornia crassipes*)能加快水中异恶草酮的消解,去除率达90%以上^[17]。这些研究结果表明植物可加速除草剂的消解,缩短其在环境中的滞留时间。

植物、微生物和ATZ初始浓度等因素均影响ATZ的消解率,为进一步定量分析各因素对ATZ消解率的重要性,以ATZ消解率为因变量,以植物、微生物(无序分类变量)和ATZ浓度为自变量,进行最优尺度回归分析。由回归方程的决定系数(R^2)、显著性水平(P 值)可以看出,ATZ消解率与这些因素的最优尺度回归分析是有意义的(表3)。植物、微生物和ATZ初始浓度均是ATZ消解率的显著影响因素($P < 0.001$),其中ATZ初始浓度的影响最大(标准回归系数为-0.700,重要性为0.543),其次为微生物,最后是植物。由此可见,植物修复系统中,ATZ污染负荷对去除率的重要性超过微生物和植物,成为影响植物修复效率的首要因素。实践中,植物修复技术措施的采用需在准确分析污染物浓度的基础上进行。

2.2 植物水培系统中各因素对ATZ消解的贡献

ATZ在植物修复系统中的消解速率常数随其初始浓度的升高而降低;有植物+不抑菌、有植物+抑菌、无植物+不抑菌和无植物+抑菌4个处理间差异显著,有植物+不抑菌处理高于其他3个处理,无植物+抑菌处理低于其他3个处理(图1)。就同一处理而

表1 各处理ATZ第35 d时的消解率

Table 1 Dissipation rates of atrazine in culture solution at 35th day

ATZ初始浓度 Initial atrazine concentration/(mg·L ⁻¹)	ATZ消解率 Dissipation rate of atrazine/%				ATZ半衰期 Half-life of atrazine/d			
	有植物 With plant		无植物 Without plant		有植物 With plant		无植物 Without plant	
	不抑菌 Unsterilized	抑菌 Sterilized	不抑菌 Unsterilized	抑菌 Sterilized	不抑菌 Unsterilized	抑菌 Sterilized	不抑菌 Unsterilized	抑菌 Sterilized
0.5	99.3±0.1aA	91.4±1.2aC	96.5±0.5aB	89.5±0.7aD	4.8±0.1dD	9.0±0.3cB	7.2±0.3dC	10.8±0.2dA
1	98.7±0.2aA	92.4±0.6aB	89.5±0.6bC	78.2±0.9bD	5.6±0.2cD	9.4±0.2cC	10.8±0.2cB	15.1±0.6cA
2	94.4±0.2bA	77.0±1.1bC	84.6±0.3cB	66.7±1.1cD	8.0±0.2bD	14.9±0.3bB	12.9±0.1bC	21.8±0.5bA
4	89.5±1.4cA	68.6±1.4cC	75.3±2.0dB	58.5±1.6dD	10.9±0.5aD	21.3±0.6aB	17.9±0.9aC	28.6±0.5aA

注:表中同列不同小写字母表示同一处理不同初始浓度ATZ消解率差异显著($P<0.05$),同行不同大写字母表示同一初始浓度ATZ不同处理间消解率差异显著($P<0.05$)。

Note: Different lowercase letters in the same column mean significant differences among atrazine concentrations ($P<0.05$), different uppercase letters in the same line mean significant differences among different treatments with same atrazine concentration ($P<0.05$).

表2 ATZ在不同处理水体中的一级消解动力学方程

Table 2 The first order kinetic equation of atrazine in different treatments

ATZ初始浓度 Initial atrazine concentration/ (mg·L ⁻¹)	有植物 With plant		无植物 Without plant	
	不抑菌 Unsterilized	抑菌 Sterilized	不抑菌 Unsterilized	抑菌 Sterilized
0.5	$y=0.5e^{-0.1444t}$ ($R^2=0.9989, P<0.01$)	$y=0.5e^{-0.0771t}$ ($R^2=0.9862, P<0.01$)	$y=0.5e^{-0.0960t}$ ($R^2=0.9871, P<0.01$)	$y=0.5e^{-0.0687t}$ ($R^2=0.9792, P<0.01$)
1	$y=e^{-0.1168t}$ ($R^2=0.9966, P<0.01$)	$y=e^{-0.0688t}$ ($R^2=0.9933, P<0.01$)	$y=e^{-0.0640t}$ ($R^2=0.9755, P<0.01$)	$y=e^{-0.0457t}$ ($R^2=0.9841, P<0.01$)
2	$y=2e^{-0.0869t}$ ($R^2=0.9988, P<0.01$)	$y=2e^{-0.0466t}$ ($R^2=0.9761, P<0.01$)	$y=2e^{-0.0538t}$ ($R^2=0.9957, P<0.01$)	$y=2e^{-0.0318t}$ ($R^2=0.9992, P<0.01$)
4	$y=4e^{-0.0589t}$ ($R^2=0.9862, P<0.01$)	$y=4e^{-0.0300t}$ ($R^2=0.9722, P<0.01$)	$y=4e^{-0.0388t}$ ($R^2=0.9972, P<0.01$)	$y=4e^{-0.0242t}$ ($R^2=0.9951, P<0.01$)

表3 ATZ消解与各因素的回归分析

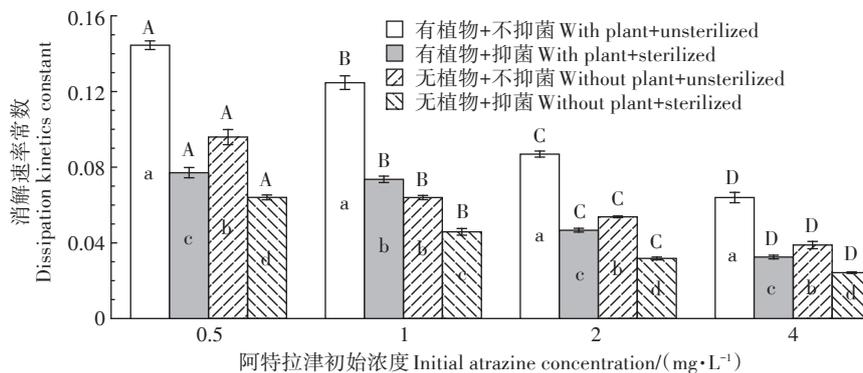
Table 3 The contribution of related factors to ATZ dissipation based on optimal scaling regression analysis

影响因素 Factors	ATZ消解率 Dissipation rate of atrazine					植物的贡献 Contribution of plant					微生物的贡献 Contribution of microorganism				
	回归方程		标准回归 系数	P	重要性	回归方程		标准回归 系数	P	重要性	回归方程		标准回归 系数	P	重要性
	R ²	P				R ²	P				R ²	P			
ATZ初始浓度	0.902	<0.001	-0.700	<0.001	0.543	0.436	0.008	0.150	0.371	0.051	0.669	<0.001	0.273	0.039	0.112
植物			0.334	<0.001	0.124			—	—	—			0.771	<0.001	0.888
微生物			0.548	<0.001	0.333			-0.643	<0.001	0.949			—	—	—

言,ATZ的消解速率常数随初始浓度的升高而下降,而且不同初始浓度的消解速率常数相互间差异显著。

ATZ总消解速率常数(K)是微生物、植物、水解和光解等因素综合作用的消解速率常数之和,各因素对ATZ消解的贡献率可采用各自的K值与总K值之比得到。本试验条件下,植物对ATZ消解的贡献率不抑菌条件下为34%~49%,显著高于抑菌条件下的贡献率(17%~38%)(图2)。不抑菌条件下,植物对ATZ消解的贡献率随初始浓度的增加呈现先升后降的趋势,1 mg·L⁻¹处理显著高于其他浓度处理。抑菌条件下,植物对ATZ消解贡献率的变化趋势与不抑菌条件下的相似。微生物对ATZ消解贡献率的无植物时为28%~41%,显著低于有植物时(41%~49%);有植物时

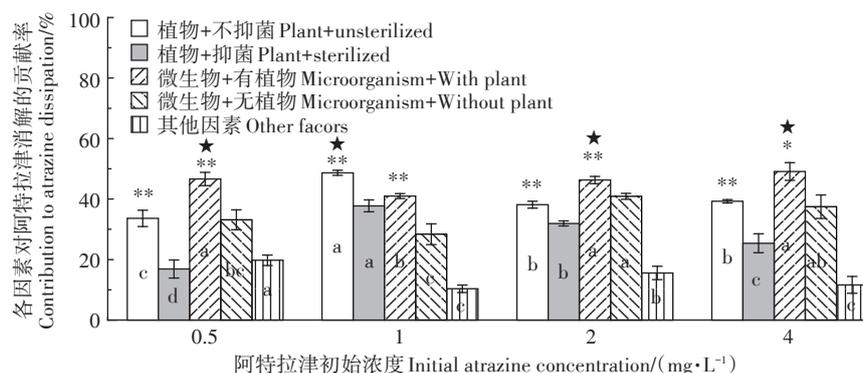
微生物的贡献受ATZ浓度影响较小,而无植物时高浓度处理的贡献率显著低于低浓度处理(图2)。最优尺度回归分析结果表明,ATZ初始浓度对植物的贡献率影响不显著,但显著影响微生物的贡献率;植物和微生物均对对方的贡献率有显著影响,且重要性均超过ATZ初始浓度(表3)。Qu等^[18]利用穗状狐尾藻修复湖泊底泥ATZ污染,发现植物能够改变修复系统的微生物群落结构,促进ATZ降解细菌醋酸杆菌(*Acetobacter*)和狭义梭菌(*Clostridium-sensu-stricto*)生长。反过来,微生物可减轻ATZ在生长和生理方面对修复植物的胁迫和损伤^[19]。ATZ初始浓度为1 mg·L⁻¹时,植物的贡献率显著高于微生物的;而其他3个初始浓度处理,微生物的贡献率均显著高于植物的。这表明



不同小写字母表示同一初始浓度 ATZ 不同处理下差异显著 ($P < 0.05$), 不同大写字母表示同一处理不同初始浓度 ATZ 差异显著 ($P < 0.05$)
Different lowercase letters mean significant differences among different treatments with same atrazine concentration ($P < 0.05$), different uppercase letters mean significant differences among different atrazine concentrations in the same treatment ($P < 0.05$)

图1 不同条件下 ATZ 的消解速率常数

Figure 1 The dissipation kinetics constant of atrazine in water during the experimental period



不同小写字母表示同一处理对不同初始浓度 ATZ 消解的贡献率差异显著 ($P < 0.05$); * 和 ** 分别表示抑菌和不抑菌条件下植物的贡献率在 0.05 和 0.01 水平上差异显著, 或表示有植物和无植物条件下微生物的贡献率在 0.05 和 0.01 水平上差异显著;

★ 表示同一植物修复系统中微生物与植物的贡献率差异显著 ($P < 0.05$)

Different lowercase letters mean significant differences among different atrazine concentrations in the same treatment ($P < 0.05$); * and ** represent significant difference between treatments of with and without ampicillin (or with and without plants) at the levels of 0.05 and 0.01, respectively;

★ represents significant difference between the microorganism and plant ($P < 0.05$)

图2 植物修复系统中不同因素对 ATZ 消解的贡献率

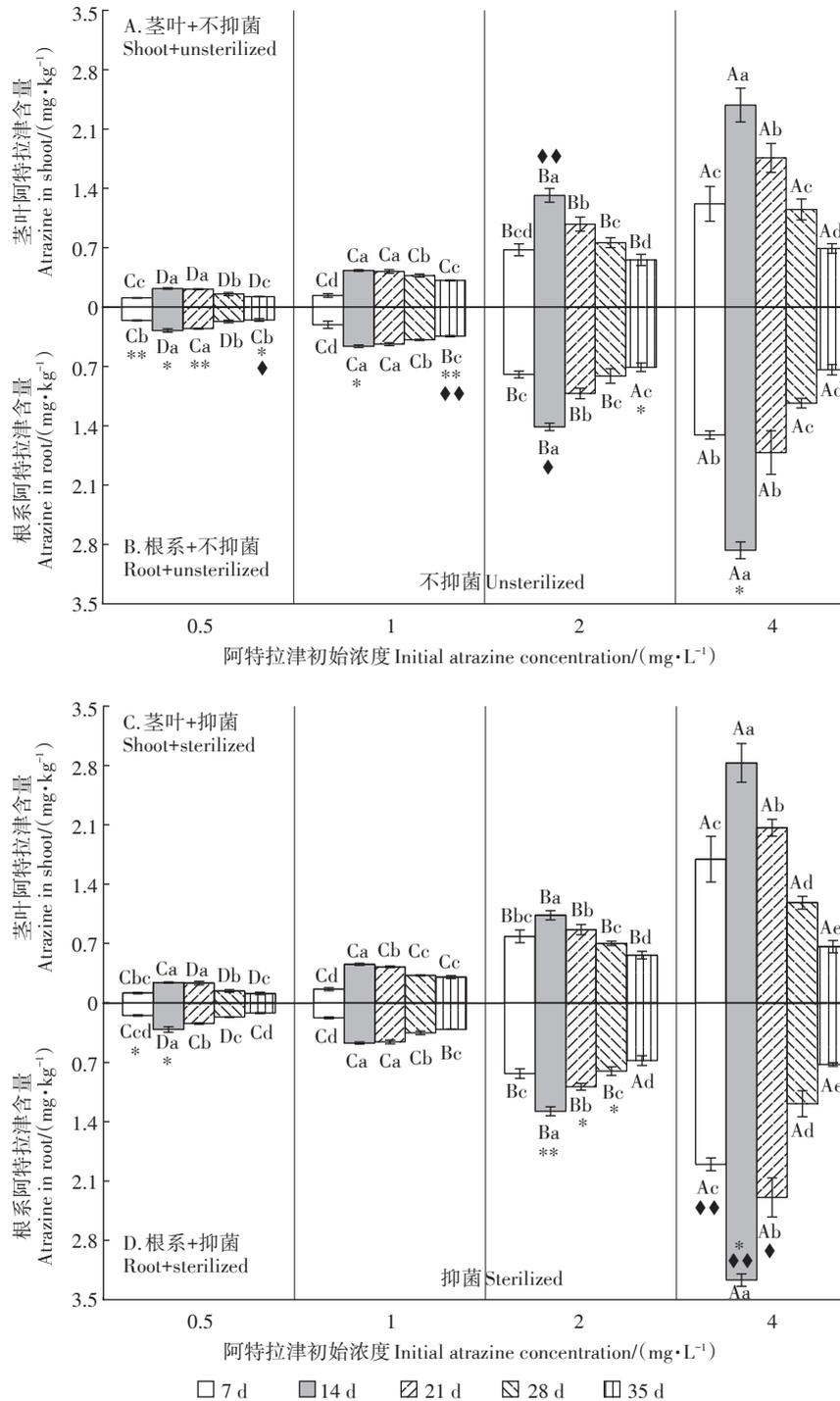
Figure 2 The relative contribution of various factors to atrazine dissipation in water

微生物在植物修复过程中发挥着更为重要的作用。本研究采用添加氨苄青霉素的方法抑菌, 并不能达到完全抑制细菌生长的理想效果, 微生物的降解贡献有可能被低估。其他因素对 ATZ 消解的贡献率为 11%~20%, 0.5 mg·L⁻¹ 显著高于其他浓度处理(图 2)。这表明植物修复系统中其他因素在 ATZ 浓度较低时贡献较大。

2.3 ATZ 在黄菖蒲植株体内的累积、运输和分配

黄菖蒲在含有 ATZ 的培养液中培养, 7、14、21、28 d 和 35 d 时植物茎叶和根系均可检测到 ATZ(图 3)。这表明黄菖蒲根系吸收累积 ATZ 后, 能够向茎叶运输。而且茎叶中 ATZ 含量普遍与根系中的无显著差异。就农药而言, 疏水性是影响其在植物体内向上运输的关键因素^[20]。ATZ 具有中等疏水性 ($\lg K_{ow} =$

2.6)。研究表明, 具有中等疏水性 ($1 < \lg K_{ow} < 4$) 的化合物更容易被植物根部吸收并向上转运, 而高疏水性化合物 ($\lg K_{ow} > 4$) 则更可能持留于根部^[21]。进一步研究表明, ATZ 是通过共质体途径被植物根部吸收, 然后转运至茎叶^[22]。就植物而言, 吸收有毒有害物质后尽快从根系转移至茎叶, 是对该物质耐受的主要响应机制之一。黄菖蒲茎叶和根系 ATZ 含量随培养时间的延长呈现先升高后降低的趋势, 峰值出现的时间各浓度处理均为 14 d 时, 显著高于 7、28 d 和 35 d 时的含量(图 3)。ATZ 含量后期持续降低, 表明其在植物体内发生降解。将累积于体内的有毒物质降解为低毒或无毒的物质, 不仅是植物耐受性的体现, 而且是植物修复潜力的反映, 更是理想修复植物应具有的特性。由此推断, 黄菖蒲具有修复 ATZ 污染的潜力。在水体



不同大写字母表示同一时间不同初始浓度处理差异显著 ($P < 0.05$), 不同小写字母表示同一初始浓度不同时间差异显著 ($P < 0.05$); * 和 ** 分别表示茎叶和根系 ATZ 含量在 0.05 和 0.01 水平上差异显著; ◆ 和 ◆◆ 分别表示抑菌与不抑菌处理茎叶(或根系) ATZ 含量在 0.05 和 0.01 水平上差异显著。Different uppercase letters mean significant differences among initial atrazine concentrations during the same treatment period ($P < 0.05$); different lowercase letters mean significant differences among different treatment periods for the same initial atrazine concentration ($P < 0.05$); * and ** represent significant difference between root and shoot at the levels of 0.05 and 0.01, respectively; ◆ and ◆◆ represent significant difference between treatments with and without ampicillin at the levels of 0.05 and 0.01, respectively.

图3 黄菖蒲体内 ATZ 含量

Figure 3 Atrazine in roots and shoots of *I. pseudacorus*

异噁草松污染的植物修复研究中, Alencar 等^[17]发现大藻 (*Pistia stratiotes*) 不仅具有较高的污染去除能

力, 而且植物组织中并无该除草剂累积, 这样就避免了植物衰败对水体造成二次污染。所以, ATZ 污染

理想修复植物的筛选,应对累积于植物体内的 ATZ 的归趋进行深入研究,进一步明确其降解产物的种类及其毒性效应。

黄菖蒲茎叶和根系 ATZ 含量随初始浓度的升高而增加(图3),二者呈显著线性关系(图4); $4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 处理显著高于其他浓度处理, $2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 处理显著高于 $0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 处理(图3)。污染物初始浓度与修复植物累积量之间的正相关关系,在农药^[23]和其他有机物^[24]中均有发现。这意味着污染负荷一定程度上增加,会提高修复植物对污染物的累积量。但 Dosnon-Olette 等^[23]证实,农药的植物毒性与其浓度呈正相关关系。因此,污染物初始浓度过高,会对修复植物产生毒害作用,植物生长受到抑制甚至死亡,导致吸收、转运和降解污染物的能力下降。

黄菖蒲体内 ATZ 含量多数浓度处理无显著差异,但 $0.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 和 $1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 处理 28 d 时根系 ATZ 含量前者显著高于后者; $2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 处理根系和茎叶累积峰值时(14 d)不抑菌处理均显著高于抑菌处理(图3A);而 $4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 处理,黄菖蒲根系 ATZ 含量在 7、14 d 和 21 d 时不抑菌处理却显著低于抑菌处理(图3B)。有研究证实,当 ATZ 暴露浓度不高于 $2\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,黄菖

蒲无明显药害症状^[12]。而随着 ATZ 浓度升高,加之微生物的协同作用减弱,黄菖蒲生长受到抑制,ATZ 由根系向茎叶的转移量及在根系内的降解量减少,导致抑菌处理根系含量较高。

本研究 ATZ 使用的是制剂产品,制剂产品中含有的助剂等其他成分可能会对试验产生影响,这须在后续相关研究中予以考虑。

3 结论

(1) ATZ 浓度 $\leq 4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,历时 35 d 植物修复系统中 ATZ 的消解率 $\geq 90\%$; ATZ 初始浓度、植物和微生物均显著影响 ATZ 的消解率,其中 ATZ 初始浓度影响的重要性居首要地位。

(2) 植物修复系统中,植物对 ATZ 消解的贡献率为 34%~49%; ATZ 初始浓度对植物的贡献无显著影响,但显著影响微生物的贡献。微生物对植物的贡献具有显著的促进作用。

(3) 黄菖蒲根系能够吸收 ATZ 并将之转运至茎叶,且转运能力较强,茎叶含量可与根系相当。植物体内 ATZ 含量与 ATZ 初始浓度存在显著正相关性。ATZ 可在植物体内(根系和茎叶)发生降解。

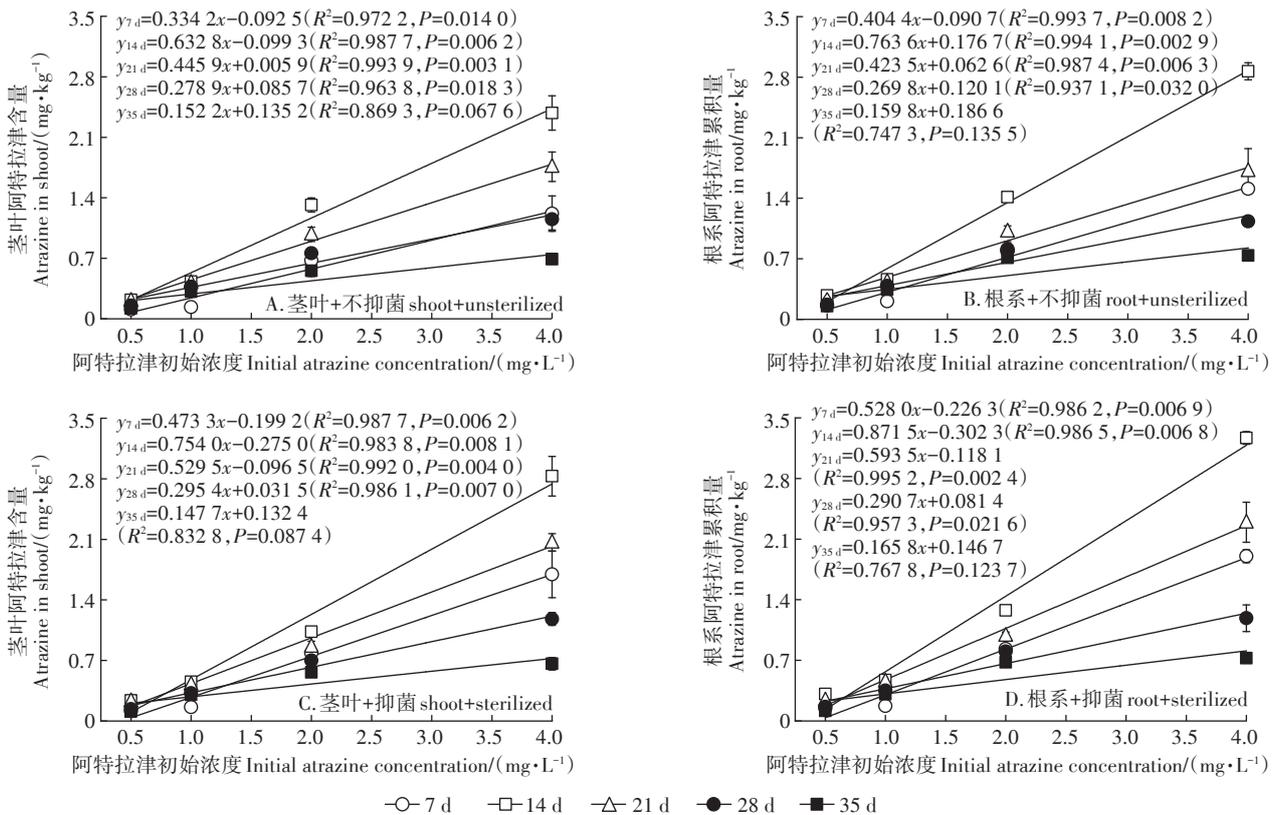


图4 不同培养时间黄菖蒲 ATZ 累积量与培养液 ATZ 初始浓度的相关性

Figure 4 Correlation between atrazine contents in plant and initial atrazine concentrations during different treatment period

参考文献:

- [1] Kolekar P D, Patil S M, Suryavanshi M V, et al. Microcosm study of atrazine bioremediation by indigenous microorganisms and cytotoxicity of biodegraded metabolites[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2019, 374: 66-73.
- [2] 徐雄, 李春梅, 孙静, 等. 我国重点流域地表水中29种农药污染及其生态风险评价[J]. *生态毒理学报*, 2016, 11(2): 347-354.
XU Xiong, LI Chun-mei, SUN Jing, et al. Residue characteristics and ecological risk assessment of twenty-nine pesticides in surface water of major river-basin in China[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2016, 11(2): 347-354.
- [3] 余伟铨, 石运刚, 李洁, 等. 长江流域重庆段水体和沉积物中农药分布特征及风险评价[J]. *生态毒理学报*, 2020, 15(2): 220-230.
SHE Wei-duo, SHI Yun-gang, LI Jie, et al. Distribution and risk assessment of pesticides in water and sediments in the Yangtze River of Chongqing Section[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2020, 15(2): 220-230.
- [4] Wang A, Hu X, Wan Y, et al. A nationwide study of the occurrence and distribution of atrazine and its degradates in tap water and groundwater in China: Assessment of human exposure potential[J]. *Chemosphere*, 2020, 252: 126533.
- [5] 瞿梦洁, 李慧冬, 刘伟, 等. 水土环境介质中阿特拉津修复过程研究进展[J]. *生态毒理学报*, 2017, 12(4): 119-128.
QU Meng-jie, LI Hui-dong, LIU Wei, et al. A review on remediation of atrazine in soil and water systems[J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2017, 12(4): 119-128.
- [6] Abdel-Mottaleb N, Wilson P C. Dissipation of acetaminophen, atrazine, carbamazepine, and sulfamethoxazole in water mediated by *Acorus gramineus* and *Canna hybrida* 'Orange Punch' [J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2019, 230(6): 1-12.
- [7] Khrunyk Y, Schiewer S, Carstens K L, et al. Uptake of C¹⁴-atrazine by prairie grasses in a phytoremediation setting[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2017, 19(2): 104-112.
- [8] 陈建军, 李明锐, 张坤, 等. 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[J]. *农业环境科学学报*, 2014, 33(12): 2368-2373.
CHEN Jian-jun, LI Ming-rui, ZHANG Kun, et al. Uptake and removal efficiency of atrazine in soil by several weeds[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2014, 33(12): 2368-2373.
- [9] Weyens N, van der Lelie D, Taghavi S, et al. Exploiting plant-microbe partnerships to improve biomass production and remediation[J]. *Trends in Biotechnology*, 2009, 27(10): 591-598.
- [10] Sanchez V, Javier Lopez-Bellido F, Canizares P, et al. Assessing the phytoremediation potential of crop and grass plants for atrazine-spiked soils[J]. *Chemosphere*, 2017, 185: 119-126.
- [11] Liu Y, Fan X, Zhang T, et al. Effects of the long-term application of atrazine on soil enzyme activity and bacterial community structure in farmlands in China[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 262: 114264.
- [12] Wang Q, Que X, Li C, et al. Phytotoxicity of atrazine to emergent hydrophyte, *Iris pseudacorus* L.[J]. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 2014, 92(3): 300-305.
- [13] Chapin F S, Moilanen L, Kielland K. Preferential use of organic nitrogen for growth by a non-mycorrhizal arctic sedge[J]. *Nature*, 1993, 361: 150-153.
- [14] 董静. AMF-美人蕉共生系统降解水中阿特拉津特性的研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2016.
DONG Jing. Study on degradation characteristics of atrazine in water by AMF-Canna symbiotic system[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2016.
- [15] 杨凯, DMITRY Bazhanov, 李成云, 等. 固液萃取-高效液相色谱-串联质谱法同时测定土壤中阿特拉津及其降解产物[J]. *分析科学学报*, 2017, 33(4): 478-482.
YANG Kai, DMITRY Bazhanov, LI Cheng-yun, et al. Simultaneous determination of atrazine and its degradation products in soil using vortex extraction and high performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry[J]. *Journal of Analytical Science*, 2017, 33(4): 478-482.
- [16] Sánchez V, Francisco, López-Bellido J, et al. Enhancing the removal of atrazine from soils by electrokinetic-assisted phytoremediation using ryegrass (*Lolium perenne* L.) [J]. *Chemosphere*, 2019, 232: 204-212.
- [17] Alencar B T B, Ribeiro V H V, Cabral C M, et al. Use of macrophytes to reduce the contamination of water resources by pesticides[J]. *Ecological Indicators*, 2020, 109: 105785.
- [18] Qu M, Li N, Li H, et al. Phytoextraction and biodegradation of atrazine by *Myriophyllum spicatum* and evaluation of bacterial communities involved in atrazine degradation in lake sediment[J]. *Chemosphere*, 2018, 209: 439-448.
- [19] Dong J, Wang L, Ma F, et al. Effects of *Funnelliformis mosseae* inoculation on alleviating atrazine damage in *Canna indica* L. var. flava Roxb.[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2017, 19(1): 46-55.
- [20] Ju C, Dong S, Zhang H, et al. Subcellular distribution governing accumulation and translocation of pesticides in wheat (*Triticum aestivum* L.) [J]. *Chemosphere*, 2020, 248: 126024.
- [21] Collins C, Fryer M, Grosso A. Plant uptake of non-ionic organic chemicals[J]. *Environmental Science & Technology*, 2006, 40(1): 45-52.
- [22] Ju C, Zhang H, Wu R, et al. Upward translocation of acetochlor and atrazine in wheat plants depends on their distribution in roots[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 703: 135636.
- [23] Dosnon-Olette R, Couderchet M, El Arfaoui A, et al. Influence of initial pesticide concentrations and plant population density on dimethomorph toxicity and removal by two duckweed species[J]. *Science of the Total Environment*, 2010, 408(10): 2254-2259.
- [24] 吴云霄. 混种模式对土壤中PAHs污染的强化修复作用[J]. *生态环境学报*, 2015, 24(5): 873-878.
WU Yun-xiao. Strengthen phytoremediation on PAHs in soils by combined plants cultivation[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2015, 24(5): 873-878.