

芦苇 菖蒲和水葱对水体中 Cd 富集能力的研究

任 珺^{1,2}, 陶 玲^{1,2}, 杨 倩^{1,2}, 余方可^{1,2}

(1.兰州交通大学环境与市政工程学院, 环境生态研究所, 兰州 730070; 2.甘肃高等学校环境科学与技术实验教学示范中心, 兰州 730070)

摘 要:通过对芦苇、菖蒲和水葱在 6 种 Cd 浓度(0.5、1.0、5.0、15.0、30.0、60.0 mg·L⁻¹)处理条件下的水培实验,测定分析了 3 种湿地植物及其不同生长部位对于 Cd 的富集能力。结果表明,3 种湿地植物在不同 Cd 处理浓度条件下的 Cd 的富集能力表现出明显的差异性。植株地上和地下部分富集的 Cd 含量均随着水培溶液中 Cd 处理浓度的增加而增加,呈现出显著的正相关关系。菖蒲对水体中的 Cd 具有最强的富集能力,而芦苇对 Cd 的富集能力最弱。高浓度的 Cd 处理会显著促进 3 种湿地植物对 Cd 的吸收和富集,低浓度条件对植物的 Cd 富集能力没有明显影响。3 种湿地植物地下部分对水体中 Cd 的富集能力显著大于地上部分,均达到 1 倍以上。水葱、菖蒲、芦苇均能够有效吸收水体中的 Cd,对 Cd 的去除最高分别可达 10 074.17、14 759.33 mg·kg⁻¹ 和 4 620.00 mg·kg⁻¹,均可作为植物修复重金属污染水体的遴选物种,用于重金属 Cd 污染水体的生物修复。

关键词:菖蒲;芦苇;水葱;Cd²⁺;富集

中图分类号:X173 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2010)09-1757-06

Accumulation Ability of Cd in Water for *Phragmites australis*, *Acorus calamus* and *Scirpus tabernaemontani*

REN Jun^{1,2}, TAO Ling^{1,2}, YANG Qian^{1,2}, YU Fang-ke^{1,2}

(1.School of Environmental and Municipal Engineering, Institute of Environmental Ecology, Lanzhou Jiaotong University, Lanzhou 730070, China; 2.Demonstration Center for Experimental Teaching of Environmental Science and Technology in Colleges of Gansu Province, Lanzhou Jiaotong University, Lanzhou 730070, China)

Abstract: The hydroponic experiments for *Phragmites australis*, *Acorus calamus*, *Scirpus tabernaemontani* were carried out to measure and establish the Cd accumulation ability of these three wetland plants under 6 Cd treatments (0.5, 1.0, 5.0, 15.0, 30.0, 60.0 mg·L⁻¹) in hydroponic solution. The results suggested that the Cd accumulation ability was varied depending on the plant species, growing parts of plants and the Cd concentration in treatments, and there were significant difference among 3 plant species and among different Cd treatments. There were significant correlation relationships between the Cd accumulation contents and Cd concentrations for the overground and underground growing parts of each plant species, and the Cd accumulation contents in plant bodies always increased with the addition of Cd concentrations in proportion. Among these 3 wetland plants, *Acorus calamus* always performed the strongest Cd accumulation ability, and *Phragmites australis* had the lowest Cd accumulation ability. Comparing with the control, the lower concentration Cd treatments did not affected the Cd accumulation of three wetland plants, but the higher concentration Cd treatments promoted the accumulation of Cd for three plants. The Cd accumulation ability of the underground parts of three wetland plants was greater than the overground parts significantly, and the Cd accumulation contents of the underground parts was to more than double of the overground parts. The Cd accumulation contents in bodies of three plants could arrive to 10 074.17, 14 759.33, 4 620.00 mg·kg⁻¹ for *Phragmites australis*, *Acorus calamus*, *Scirpus tabernaemontani* respectively. These three wetland plant species all were suitable to use as the plants for controlling the Cd pollution in waste water.

Keywords: *Acorus calamus*; *Phragmites australis*; *Scirpus tabernaemontani*; Cd²⁺; accumulation

水体环境中的重金属对水生动植物有很高的毒

性且不易从环境中去除^[1-4]。水环境的重金属污染不但影响到水域生态系统,而且也威胁到人类的健康。湿地植物通过体内吸收富集和根系的吸附作用,对水体中重金属的净化有明显的效果,是一种重要的水体重金属污染的生态修复方法。有许多种湿地植物对污染

收稿日期:2010-04-07

基金项目:长江学者和创新团队发展计划(IRT0966)

作者简介:任 珺(1969—),博士,教授,主要从事环境科学、生态学的教学和研究工作。E-mail:renjun@mail.lzjtu.cn

废水中的重金属具有极强的富集能力,这些植物体内的重金属浓度可达其生长废水中重金属浓度的数百、甚至数千倍^[5-6]。

目前,已经发现了 Co、Cu、Pb、Ni、Se、Mn 和 Zn 重金属或类重金属的超富集植物 400 余种^[7]。其中发现的 Cd 富集植物均为十字花科遏蓝菜属植物(*Thlaspi caerulescens*)^[9]。不同植物对环境中的 Cd 表现出不同的生物学反应和富集能力^[1,2,8-11]。

本文以芦苇、菖蒲、水葱这 3 种黄河流域湿地中常见且具有较好的处理效果的挺水植物为研究对象,探讨了在不同 Cd 处理浓度下植物体内 Cd 的含量与分布,不仅为人工湿地处理不同污水的植物筛选提供科学依据,同时也为利用湿地植物修复重金属污染水体提供了理论指导^[12-15]。

1 材料与方法

选取湿地中常见、且具有较好处理效果的挺水植物芦苇、菖蒲和水葱作为供试材料。植物来源于江苏沭阳县新槐苗圃的水栽苗,实验前将其置于营养液中培养备用。

采用水培法进行幼苗预培养,取 35 个容积为 14 L 的清洁塑料圆桶,每桶内分别注入 10 L 营养液,在桶上放置开孔泡沫板作为植物的生长载体。从 3 种植物中分别选取高度、生物量相近的各 3 株移入泡沫载体的 3 个圆孔内,使其根部浸没入营养液中。每桶内芦苇、菖蒲、水葱各 3 株。另外每种植物各设定一株作为平行样。于 2008 年 4 月 9 日开始将植物幼苗置于营养液中培养 14 d。营养液采用 Hoagland 配方: (mmol·L⁻¹)1.25 Ca(NO₃)₂·4 H₂O, 0.5 KH₂PO₄, 1.5 KNO₃, 0.5 MgSO₄·7 H₂O, 0.25 NaCl; (μmol·L⁻¹)11.5 H₃BO₃, 1.8 MnSO₄, 0.08 CuSO₄, 0.026 H₂MoO₄, 22.4 FeEDTA。水培溶液组成为营养液和含 Cd 污染物的溶液,污染物以 CdCl₂·2.5H₂O 的形态添加。待植物生长状况稳定(14 d)后,根据浓度梯度的不同,向桶内添加重金属污染物。共设计 7 个处理,其中不添加重金属的营养液为对照处理(0.0 mg·L⁻¹),Cd 的投加浓度为:0.5、1.0、5.0、15.0、30.0、60.0 mg·L⁻¹,每个处理 6 次重复。

对植物的生长管理采用露天培养,每隔 3 d 浇水并补充一次营养液,始终保持植物能够获得充足的通风和光照。并于 15 d 后采集植物样品,对植物体内富集的重金属含量进行测定,重复 6 次。在此期间对植株的生长反应进行观察、记录。

将 7 个处理的植物根据物种、添加的污染物浓度

的不同,分别整株采回。将取回的样品带回实验室,先用自来水进行冲洗,去除表面污物,再用去离子水冲洗 3 遍。洗净的植物分成地上与地下两部分,放在培养皿中待用。将晾干后的植物样品放入烘箱中,在 105 ℃杀青 30 min。将杀毒过的植物在 70 ℃烘干 8 h 至恒重,将烘干样品用电子天平进行称重,分别得到地上与地下部分的干重。然后用粉碎机将烘干后的样品粉碎,如有需要,用研钵进行 2 次粉碎。粉碎后的样品粉末装入乙烯袋中备用。准确称量芦苇、菖蒲地上与地下部分各 0.250 0 (±0.000 1)g,水葱地上与地下部分各 0.100 0 (±0.000 1)g 样品粉末,直接放入 30 mL 瓷坩埚内。将称量好的样品先在低温电炉上碳化至不冒烟为止(约 10~30 min),再将瓷坩埚转入马弗炉中在 600 ℃下灰化 5 h。向灰化后的样品粉末中加入 1:1 的硝酸溶液 10 mL,进行样品的稀释、提取,然后转入 50 mL 容量瓶内,并用去离子水定容。全过程以空白样为对照。采用电感耦合等离子发射仪(ICP-AES)测定样品内重金属浓度。

采用 Statistica6.0 统计软件,对实验数据利用方差分析(ANOVA),对不同污染物浓度和不同生长部位之间的差异性进行显著性分析。

2 结果与分析

2.1 不同湿地植物对 Cd 富集能力的差异性

双因素方差分析的结果表明(表 1),植物种类和不同 Cd 浓度处理均显著影响植物地上和地下部分对 Cd 的富集能力,3 种湿地植物的地上和地下部分富集的 Cd 含量,在植物种类间和不同 Cd 浓度处理间均表现出显著差异。

在对照条件下,水葱、菖蒲、芦苇的地上部分和地下部分富集的 Cd 含量间没有显著差异(表 2)。在所

表 1 Cd 处理和植物种类对 3 种湿地植物 Cd 富集能力的影响的方差分析

Table 1 The analysis of variance for the effects of different Cd treatments and species on accumulative ability of 3 wetland plants

特征	变量	df	F	P
地上部分	Cd 污染物浓度	6	39.952 8***	<0.001
	植物种类	2	33.813 6***	<0.001
	Cd 污染物浓度×植物种类	12	17.632 7***	<0.001
地下部分	Cd 污染物浓度	6	58.810 1***	<0.001
	植物种类	2	32.725 7***	<0.001
	Cd 污染物浓度×植物种类	12	14.646 3***	<0.001

注:*** 方差分析的结果为极显著差异(P<0.001)。

表 2 3 种植物地上部分与地下部分 Cd²⁺积累浓度(mg·kg⁻¹)Table 2 Cd²⁺ accumulative concentration in above-ground parts and under-ground parts of three wetland plants(mg·kg⁻¹)

	Cd 处理浓度/mg·L ⁻¹	水葱	菖蒲	芦苇	F-值
地上部分	0	20.20±16.77aA	11.61±9.54aA	8.24±5.75aA	1.69
	0.5	94.50±9.93cA	124.92±28.03bA	160.51±13.44aAB	18.45***
	1.0	167.17±86.08cA	500.60±30.24aA	208.00±20.93bB	67.95***
	5.0	469.59±146.28bA	1328.20±59.37aB	291.70±28.94cB	214.65***
	15.0	474.24±150.25cA	4207.00±662.87aC	1040.67±264.56bC	136.93***
	30.0	3505.92±287.14bB	7301.67±415.65aD	2134.43±314.47cD	364.20***
	60.0	5374.42±1714.84bC	7166.67±1214.25aD	1145.97±108.19cC	38.86***
	F-值	61.62***	212.63***	136.47***	
地下部分	0	31.097±17.62aA	31.72±14.76aA	18.04±10.27aA	1.69
	0.5	198.28±26.64bA	365.67±92.50aA	200.55±24.66bAB	16.80***
	1.0	361.91±52.22bA	534.17±122.31aA	416.00±40.84bB	7.22**
	5.0	550.67±28.58cA	2162.13±215.25aA	1939.00±148.74bC	198.09***
	15.0	3876.42±1140.65bB	8655.00±1503.26aB	3266.67±501.82bD	41.11***
	30.0	10074.17±891.65bC	14759.33±5405.23aC	4620.00±506.63cE	15.31***
	60.0	9994.17±1074.92bC	13494.67±831.82aC	2821.00±206.21cF	281.98***
	F-值	272.95***	54.58***	228.03***	

注:同行中带有相同小写字母或同列中带有相同大写字母的数值之间不存在显著性的差异($P>0.05$);*表示同行或同列数据间有显著差异($P<0.05$),**较显著差异($P<0.01$),***极显著差异($P<0.001$)。

有 6 种不同 Cd 浓度处理条件下,植物地上部分和地下部分富集的 Cd 含量在植物间均表现出显著差异。在 Cd 浓度为 0.5 mg·L⁻¹ 处理条件下,菖蒲地上部分富集的 Cd 含量显著高于水葱而低于芦苇富集的 Cd 含量,水葱和芦苇地下部分富集的 Cd 含量没有显著差异,且均显著低于菖蒲地下部分富集的 Cd 含量。在 Cd 浓度为 1.0 mg·L⁻¹ 处理条件下,水葱和芦苇地上和地下部分富集的 Cd 含量间没有显著差异,但均显著低于菖蒲。在 Cd 浓度为 5.0 mg·L⁻¹ 处理条件下,水葱地上部分富集的 Cd 含量显著高于芦苇而低于菖蒲富集的 Cd 含量,芦苇地上部分富集的 Cd 含量显著高于水葱而低于菖蒲地下部分富集的 Cd 含量。在 Cd 浓度为 15 mg·L⁻¹ 处理条件下,芦苇地上部分富集的 Cd 含量显著高于水葱而低于菖蒲富集的 Cd 含量,水葱和芦苇地上和地下部分富集的 Cd 含量间没有显著差异,但均显著低于菖蒲。在高浓度 Cd 处理(30.0、60.0 mg·L⁻¹)条件下,水葱地上和地下部分富集的 Cd 含量显著高于芦苇而低于菖蒲地上和地下部分富集的 Cd 含量(表 2)。

2.2 不同 Cd 浓度处理对植物 Cd 富集能力的影响

随着 Cd 处理浓度的升高,水葱、菖蒲、芦苇的地上部分和地下部分富集的 Cd 含量明显升高。在对照和各个 Cd 处理之间,菖蒲和芦苇的地上和地下部分

富集的 Cd²⁺含量均表现出极显著差异(水葱地上部分: $F=61.62, P<0.001$;水葱地下部分: $F=272.95, P<0.001$;菖蒲地上部分: $F=212.63, P<0.001$;菖蒲地下部分: $F=54.58, P<0.001$;芦苇地上部分: $F=136.47, P<0.001$;芦苇地下部分: $F=228.03, P<0.001$)。

水葱地上部分富集的 Cd 含量在对照和低浓度 Cd 处理(0.5、1.0、5.0、15.0 mg·L⁻¹)之间没有显著差异,但均显著低于高浓度 Cd 处理(30.0、60 mg·L⁻¹),而最高浓度 Cd 处理条件下,水葱地上部分富集的 Cd 含量又显著高于 30.0 mg·L⁻¹ 浓度的 Cd 处理。水葱和菖蒲地下部分富集的 Cd 含量在对照和低浓度 Cd 处理(0.5、1.0、5.0 mg·L⁻¹)之间、30.0 mg·L⁻¹ 和 60 mg·L⁻¹ 浓度的 Cd 处理之间没有显著差异。在 15.0 mg·L⁻¹ 浓度 Cd 处理条件下,这两种植物地下部分富集的 Cd 含量显著低于高浓度的 Cd 处理(30.0、60 mg·L⁻¹),显著高于对照和低浓度 Cd 处理。菖蒲地上部分富集的 Cd 含量在对照和低浓度 Cd 处理(0.5、1.0 mg·L⁻¹)之间、30.0 mg·L⁻¹ 和 60 mg·L⁻¹ 浓度的 Cd 处理之间没有显著差异。15.0 mg·L⁻¹ 浓度 Cd 处理与对照和低浓度 Cd 处理相比,显著促进了菖蒲地上部分的 Cd 富集量。在较高浓度 Cd 处理(30.0、60 mg·L⁻¹)条件下,菖蒲地上部分的 Cd 富集量之间没有显著差异,但均显著高于其他处理。在 30.0 mg·L⁻¹ 浓度 Cd 处理条件

下,芦苇地上和地下部分富集的 Cd 含量显著高于对照和其他处理。芦苇地上部分富集的 Cd 含量在 $15.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度的 Cd 处理条件下没有显著差异,但均显著高于对照和低浓度 Cd 处理。芦苇地下部分在 $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度 Cd 处理下的 Cd 富集量显著低于 $15.0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度的 Cd 处理,而显著高于对照和其他处理。根据现场观察,在 $60 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 浓度 Cd 处理条件下,芦苇的根和茎叶的生长均受到了抑制,出现了烂根和黄叶现象,说明芦苇富集量在高浓度条件下的下降是由于植物生长减慢、新陈代谢水平下降引起的。

对同一污染物浓度下同种植物体内不同部位的 Cd 富集量进行分析,结果表明同一植物不同部位对水体中 Cd 的富集效果存在差异。水葱地下部分 Cd 富集量显著高于地上部分。不同 Cd 浓度处理条件下,水葱地下部分 Cd 富集量是地上部分的 1.17~8.17 倍;菖蒲地下部分 Cd 富集量显著高于地上部分,菖蒲地下部分 Cd 积累浓度是地上部分的 1.07~2.93 倍;芦苇地下部分 Cd 富集量显著高于地上部分,芦苇地下部分 Cd 富集量是地上部分的 1.25~6.65 倍(表 2)。在较高 Cd 浓度处理条件下,菖蒲和芦苇地下部分富集的 Cd 含量明显高于地上部分,表现出较强的对高浓度 Cd 污染水体的富集能力。

2.3 植物体内富集的 Cd 含量与水溶液中 Cd 浓度的相关关系

水葱、菖蒲、芦苇 3 种植物地上和地下部分富集的 Cd 含量(y)与水溶液中 Cd 处理浓度(x)均具有显著的正相关关系($P < 0.001$)。3 种湿地植物对 Cd 的富集量均随着水培溶液中 Cd 含量的增加而增加(表 3)。说明影响植物吸收和富集重金属的主要因素是生长介质内这种重金属的浓度,但在吸收速度和 Pb 的生物毒性方面还需要进一步研究。

3 讨论

在同一 Cd 浓度处理条件下,菖蒲的地上和地下部分总是表现出较强的富集能力;对于同一种湿地植物,生长介质中的 Cd 浓度较高时,其富集的 Cd 浓度也较高。水葱、菖蒲和芦苇的 Cd 富集浓度与水培溶液中 Cd 浓度呈显著的线性关系。3 种湿地植物体内的 Cd 富集量会随着水培溶液中 Cd^{2+} 浓度的增加而增加,影响植物吸收和富集重金属的主要因素往往是生长介质内这种重金属的浓度^[15-16,27]。

有研究表明,将有害离子积累于根部是植物阻止其对光合作用及新陈代谢活性毒害的一种策略^[18,29-30]。Stolts 等研究认为重金属在湿地植物体内的分布趋向于根部积累^[18]。大量研究表明,植株体内的重金属含量都随着污染物浓度的增加而升高,地下部分含量均高于地上部分含量^[1,4,17,20-22,28,31]。黄艺等研究发现 Cu、Pb 和 Cd 被根际吸收后半数以上被限制在根中而未输送到茎叶中,其在根内的平均百分含量分别为 58.0%、72.6%和 57.2%^[23]。翅碱蓬不同部位对不同重金属的累积情况有所不同,根对 Cd 的累积能力最强,但是茎和叶子累积能力却变化不明显^[24]。胡恭任等对 3 种重金属进入桐花树植物体后大都积聚在根部的研究也证明了这一点^[25]。这与本实验研究结果相符,在相同培养时间下同种植物不同部位对 Cd 的吸收存在差异,植株地下部分 Cd 含量显著高于地上部分 Cr 含量,其中菖蒲体内地上部分和地下部分 Cd 积累浓度均为最高。因为重金属与植物作用时,根首先接触重金属,对重金属进行吸收或排斥,同时根细胞壁中存在大量交换位点,能将重金属离子交换吸收或固定,从而促进或阻止重金属离子进一步向地上部分运输^[26]。

表 3 3 种植物体内 Cd^{2+} 积累浓度与水溶液中 Cd^{2+} 浓度的相关性

Table 3 Correlation of Cd^{2+} content in cadmium contaminated water to above-ground parts and under-ground parts of three wetland plants

	植物种类	线性回归方程	R^2	F	P
地上部分	水葱	$y = -35.7584 + 92.882x$	0.866 2	259.05***	<0.001
	菖蒲	$y = 857.5813 + 131.2789x$	0.785 4	146.39***	<0.001
	芦苇	$y = 334.4288 + 23.7535x$	0.453 5	33.19***	<0.001
地下部分	水葱	$y = 566.2195 + 189.4453x$	0.823 4	186.50***	<0.001
	菖蒲	$y = 1663.8723 + 254.3101x$	0.691 6	89.71***	<0.001
	芦苇	$y = 1064.7064 + 52.2718x$	0.422 8	29.30***	<0.001

注:*** 表示回归方程具有极好的拟合性($P < 0.001$)。

4 结论

水葱、菖蒲、芦苇均能够有效吸收水体中的 Cd, 均可作为植物修复重金属污染水体的遴选物种。其中菖蒲对水体中 Cd 的积累效果明显高于水葱和芦苇, 故菖蒲作为低、中浓度重金属污染水体的修复植物优于水葱和芦苇。水体中的不同 Cd 浓度处理会明显影响到植物的吸收和富集作用, 3 种湿地植物在较高 Cd 浓度的处理条件下, 无论是地下还是地上部分均表现出较强的 Cd 富集能力。水葱、菖蒲、芦苇均能够有效吸收水体中的 Cd, 对 Cd 的去除最高分别可达 $10\ 074.17$ 、 $14\ 759.33\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和 $4\ 620.00\ \text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$, 其中菖蒲的吸收能力显著高于水葱和芦苇。菖蒲和芦苇可以用于高浓度的 Cd 污染水体的植物修复。

参考文献:

- [1] 许秀琴, 朱勇, 杨挺, 等. 水体重金属的污染危害及其修复技术[J]. 污染防治技术, 2007, 20(4): 67–69.
XU Xiu-qin, ZHU Yong, YANG Ting, et al. Harm and remediation of water pollution of heavy metals[J]. *Pollution Control Technology*, 2007, 20(4): 67–69.
- [2] 朱映川, 刘雯, 周遗品, 等. 水体重金属污染现状及其治理方法研究进展[J]. 广东农业科学, 2008, 8: 143–146.
ZHU Ying-chuan, LIU Wen, ZHOU Yi-pin, et al. Reused path of heavy metal pollution in hydro-environment and its research advance[J]. *Guangdong Agricultural Sciences*, 2008, 8: 143–146.
- [3] 孟多, 周立岱, 于常武. 水体重金属污染现状及治理技术[J]. 辽宁化工, 2006, 35(9): 534–536, 549.
MENG Duo, ZHOU Li-dai, YU Chang-wu. Heavy metal pollution of water body and treatment[J]. *Liaoning Chemical Industry*, 2006, 35(9): 534–536, 549.
- [4] Mishra V K, Tripathi B D. Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes[J]. *Bioresource Technology*, 2008, 99: 7091–7097.
- [5] Baker A J M, McGrath S P. Decontamination of polluted soils using crops[M]. Boca Raton Florida: CRC Press LLC, 1994: 41–49.
- [6] He W, Yongfeng J. Bioaccumulation of heavy metals by *Phragmites australis* cultivated in synthesized substrates[J]. *Journal of Environmental Science*, 2009, 10: 1409–1414.
- [7] 刘晓维, 王洁琼, 堵燕钰, 等. 净化废水中重金属的湿地植物筛选研究[J]. 常州工学院学报, 2007, 20(5): 38–46.
LIU Xiao-wei, WANG Jie-qiong, DU Yan-yu, et al. Uptake of several wetland plants to two heavy metals of polluted wastewater[J]. *Journal of Changzhou Institute of Technology*, 2007, 20(5): 38–46.
- [8] Blaylock M, Ensley B, Salt D, et al. Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants[J]. *Biotechnology*, 1995, 13(7): 468–474.
- [9] McGrath S P. Integrates soil and sediment research: A basis for proper protection[C]//Eijsackers HJP. (eds). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993: 673–676.
- [10] 马前, 张小龙. 国内外重金属废水处理新技术的研究进展[J]. 环境工程学报, 2007, 1(7): 10–14.
MA Qian, ZHANG Xiao-long. Advances in new technology for heavy metal wastewater treatment at home and abroad[J]. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, 2007, 1(7): 10–14.
- [11] 王正兴, 沈耀良. 受污水体水生植物修复技术的应用及其发展[J]. 四川环境, 2006, 25(3): 77–80.
WANG Zheng-xing, SHEN Yao-liang. Application and prospect of the aquatic plants in polluted water purification[J]. *Sichuan Environment*, 2006, 25(3): 77–80.
- [12] 奉若涛, 渠荣遴, 李德森, 等. 水体重金属污染的植物修复研究(Ⅲ)——种苗过滤去除水中重金属镉[J]. 农业环境科学学报, 2003, 22(1): 28–30.
FENG Ruo-tao, QU Rong-lin, LI De-sen, et al. Research of phytoremediation for heavy metal pollution in water(Ⅲ): The blastofiltration of Cd from water[J]. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2003, 22(1): 28–30.
- [13] 吴志强, 顾尚义, 李海英, 等. 重金属污染土壤的植物修复及超积累植物的研究进展[J]. 环境科学与管理, 2007, 32(3): 67–71, 75.
WU Zhi-qiang, GU Shang-yi, LI Hai-ying, et al. Phytoremediation of heavy metal s-contaminated soils and hyper-accumulators research advance[J]. *Environmental Science and Management*, 2007, 32(3): 67–71, 75.
- [14] 王德科, 李芸云, 李国平, 等. 不同种类的湿地植物积累 Zn 能力的差异及规律研究[J]. 常州工学院学报, 2007, 20(1): 39–42.
WANG De-ke, LI Tan-yun, LI Guo-ping, et al. Variations among wetland plant species in Zn accumulation and their rules[J]. *Journal of Changzhou Institute of Technology*, 2007, 20(1): 39–42.
- [15] 李华, 程芳琴, 王爱英, 等. 三种水生植物对 Cd 污染水体的修复研究[J]. 山西大学学报(自然科学版), 2005, 28(3): 325–327.
LI Hua, CHENG Fang-qin, WANG Ai-ying, et al. Phytoremediation of Cd contaminated water by hydrophyte[J]. *Journal of Shanxi University (Natural Science Edition)*, 2005, 28(3): 325–327.
- [16] 刘秀梅, 聂俊华, 王庆仁. 6 种植物对 Pb 的吸收与耐性研究[J]. 植物生态学报, 2002, 26(5): 533–537.
LIU Xiu-mei, NIE Jun-hua, WANG Qing-ren. Research on lead uptake and tolerance in six plants[J]. *Acta Phytocologica Sinica*, 2002, 26(5): 533–537.
- [17] 陈德翼, 郑刘春, 党志, 等. Cu^{2+} 和 Pb^{2+} 存在下改性玉米秸秆对 Cd^{2+} 的吸附[J]. 环境化学, 2009, 28(3): 379–382.
CHEN De-yi, ZHENG Liu-chun, DANG Zhi, et al. Effect of Cd^{2+} adsorption by modified corn stalk in Cu^{2+} and Pb^{2+} aqueous solutions[J]. *Environmental Chemistry*, 2009, 28(3): 379–382.
- [18] 王小平, 李婷, 李柏姬, 等. 姬松茸中 Cu, Zn, Ag, Cd 和 Hg 累积特性的初步研究[J]. 环境化学, 2009, 28(1): 94–98.
WANG Xiao-ping, LI Ting, LI Bai-ji, et al. A preliminary study on accumulation characteristics of copper, zinc, silver, cadmium and mercury in *Agaricus blazeimurill*[J]. *Environmental Chemistry*, 2009, 28(1): 94–98.

- [19] Zurayk R, Sukkariyah B, Baalbaki R. Common hydrophytes as bioindicators of nickel, chromium and cadmium pollution[J]. *Water Air and Soil Pollution*, 2001, 127:373-388.
- [20] Stoltis E, Gregor M. Accumulation properties of As, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland species growing in submerged mine tailings[J]. *Environmental and Experimental Botany*, 2002, 47:271-280.
- [21] 魏树和, 周启星, 王 新. 超积累植物龙葵及其对镉的富集特征[J]. 环境科学, 2005, 26(3):167-171.
WEI Shu-he, ZHOU Qi-xing, WANG Xin. Cadmium-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. and its accumulating characteristics[J]. *Environmental Science*, 2005, 26(3):167-171.
- [22] Li S, Liu YG, Li YL, et al. The hyperaccumulating of *Scipus tabernae-montani* to Cd and its potential for phytoremediation[J]. *Guihaia*, 2007, 27(2):180-185.
- [23] 陈 俊, 王敦球, 张学洪, 等. 李氏禾修复重金属(Cr Cu Ni)污染水体的潜力研究[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(4):1514-1518.
CHEN Jun, WANG Dun-qiu, ZHANG Xue-hong, et al. The ability of *Leersia hexandra swartz* to remediate heavy metals (Cr, Cu, Ni) contaminated waters[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2008, 27(4):1514-1518.
- [24] 黄 艺, 陈有健, 陶 澍. 菌根植物根际环境对污染土壤中的 Cu、Zn、Pb、Cd 形态的影响[J]. 应用生态学报, 2000, 11(3):431-434.
HUANG Yi, CHEN You-jian, TAO Shu. Effect of rhizospheric environment of VA-mycorrhizal plants on forms of Cu, Zn, Pb and Cd in polluted soil[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2000, 11(3):431-434.
- [25] 朱鸣鹤, 丁永生, 郑道昌, 等. 潮滩植物翅碱蓬对 Cu、Zn、Pb 和 Cd 累积及其重金属耐性[J]. 海洋环境科学, 2005, 24(2):13-16.
ZHU Ming-he, DING Yong-sheng, ZHENG Dao-chang, et al. Accumulation and tolerance of Cu, Zn, Pb and Cd in plant *Suaeda heteroptera* Kitag in tideland[J]. *Marine Environmental Science*, 2005, 24(2):13-16
- [26] 胡恭任, 于瑞莲, 吕 斌. 桐花树对水体中铬、镍、铜污染的修复实验研究[J]. 中国矿业, 2009, 18(1):68-72.
HU Gong-ren, YU Rui-lian, LV Bin. Experimental study on water contamination phytoremediation of Cr^{6+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} by *pittosporum* trees [J]. *China Mining Magazine*, 2009, 18(1):68-72.
- [27] Matos A T, Uhlig C, Hansen E, et al. Ecophysiological responses of *Empetrum nigrum* to heavy metal pollution[J]. *Environmental Pollution*, 2001, 112:121-129.
- [28] 陈明利, 张艳丽, 吴晓芙, 等. 人工湿地植物处理含重金属生活废水的实验研究[J]. 环境科学与技术, 2008, 31(12):164-168.
CHEN Ming-li, ZHANG Yan-li, WU Xiao-fu, et al. Characteristics of selected wetland plant species for removal of $\text{Zn}^{2+}/\text{Cd}^{2+}$ from wastewater [J]. *Environmental Science and Technology*, 2008, 31(12):164-168.
- [29] 宋 瑜, 金 樑, 曹宗英, 等. 植物对重金属镉的响应及其耐受机理[J]. 草业学报, 2008, 17(5):84-91.
SONG Yu, JIN Liang, CAO Zong-ying, et al. Response and resistance mechanisms of plants to cadmium[J]. *Acta Prataculturae Sinica*, 2008, 17(5):84-91.
- [30] 张超兰, 陈文慧, 韦必帽, 等. 几种湿地植物对重金属镉胁迫的生理生化响应[J]. 生态环境, 2008, 17(4):1458-1461.
ZHANG Chao-lan, CHEN Wen-hui, WEI Bi-mao, et al. Response of physiology and biochemistry of plants in wetland to heavy metal cadmium stress[J]. *Ecology and Environment*, 2008, 17(4):1458-1461.
- [31] 徐德福, 李映雪, 李久海, 等. 几种挺水植物对重金属锌的抗性能力及其影响因素[J]. 生态环境学报, 2009, 18(2):476-479.
XU De-fu, LI Ying-xue, LI Jiu-hai, et al. Resistance and affection factors to high concentration of zinc uptake and accumulation by some emergent plants[J]. *Ecology and Environmental Sciences*, 2009, 18(2):476-479.