

## 盐沼植物互花米草的重金属富集特性研究进展

李富荣<sup>1, 2, 3</sup>, 段琳琳<sup>3</sup>, 王富华<sup>1\*</sup>

1. 广东省农业科学院农产品公共监测中心, 广东 广州 510640;

2. 珍稀濒危动植物生态与环境保护部共建教育部重点实验室, 广西师范大学, 广西 桂林 541004;

3. 广西师范大学生命科学院, 广西 桂林 541004

**摘要:** 盐沼植物互花米草因其较高的生物量和较强的生物降解功能, 在提高生态系统生产力的同时, 也影响着整个潮滩湿地生态系统的物质循环, 对受污染生态环境有重要的修复作用。互花米草对滨海湿地环境改善和重金属富集等生态功能方面的报道逐渐增多, 这些研究成果为滨海湿地的重金属污染治理提供了理论依据和科学指导。根据最新的研究成果, 对互花米草的重金属富集特性相关研究进行综述, 从其与重金属富集相关的生长特性、对重金属胁迫的耐受性、在互花米草群落和室内模拟实验中的重金属富集规律、互花米草制品吸附重金属能力以及影响互花米草重金属富集的因素等几个方面加以总结, 并针对互花米草用于重金属污染湿地植物修复的研究提出了一些建议。

**关键词:** 互花米草; 盐沼植物; 重金属富集; 植物修复

**中图分类号:** Q948.11; X173      **文献标志码:** A      **文章编号:** 1674-5906 (2013) 07-1263-06

**引用格式:** 李富荣, 段琳琳, 王富华. 盐沼植物互花米草的重金属富集特性研究进展[J]. 生态环境学报, 2013, 22(7): 1263-1268.  
LI Furong, DUAN Linlin, WANG Fuhua. Research progress in heavy metal accumulation of the halophyte *Spartina alterniflora* [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2013, 22(7): 1263-1268.

潮滩盐沼湿地是陆海交互作用的重要界面, 但也是典型的环境脆弱带和敏感带, 极易受到人类活动的破坏<sup>[1]</sup>。重金属通过径流输入、污水排放、大气沉降等方式进入潮滩湿地, 接近城市地区的河口潮滩成为重金属污染的主要寄宿地之一<sup>[2]</sup>。重金属因其特殊的化学性质和毒性效应, 被称为环境中具有潜在危害的重要污染物, 具有高度危害性和难治理性。近年来, 对滨海湿地重金属污染修复的研究逐渐成为热点。利用植物吸收机制降低滨海湿地重金属污染程度的植物修复技术得到国内外学者的普遍关注<sup>[3]</sup>。有研究发现, 某些湿地植物能吸收和累积土壤中的重金属, 并在体内发生迁移转化, 从而降低重金属对湿地生态系统的危害<sup>[4]</sup>。

互花米草 (*Spartina alterniflora*) 为禾本科米草属 (*Spartina*) 多年生草本植物, 原产于大西洋沿岸<sup>[5]</sup>。由于其对潮间带生境极强的适应性, 并具有较宽的生态幅, 在受强烈潮汐作用的平均潮程以及平均潮程以下均可分布等多种特性, 成为全球范围内诸多海滨区域保滩护岸、促淤造陆、绿化海滩的先锋种<sup>[6]</sup>。我国于1979年引进了互花米草, 并在沿海各省滩涂多点引种, 目

前在我国滩涂上已有了广泛的分布, 形成了可观的盐沼植被。由于互花米草具有较高的生物量和较强的生物降解功能, 其在提高生态系统生产力 (其年初级生产力可达 $3\ 154\ \text{g}\cdot\text{m}^{-2}\ \text{DW}$ ) 的同时, 也影响着整个潮滩湿地生态系统的物质循环, 对受污染生态环境有重要的修复作用<sup>[7-8]</sup>。互花米草对滨海湿地土壤环境改善和重金属富集等生态功能方面的报道逐渐增多, 这些研究成果为滨海湿地重金属污染治理提供了理论依据和科学指导。本文根据最新的研究成果, 对互花米草的重金属富集特性相关研究进行了综述, 并对互花米草用于湿地重金属污染植物修复的潜在问题提出了一些建议。

### 1 互花米草的生长特性

互花米草是一种多年生根状茎植物, 茎秆坚韧、直立, 高达1~3 m, 直径在1 cm以上。地下部分通常由短而细的须根和长而粗的地下茎组成, 其根系发达, 常密布于地下30 cm深的土层内, 有时可深达50~100 cm<sup>[9]</sup>。同时, 互花米草能进行有性繁殖和无性繁殖, 具有极高的繁殖系数和极强的繁殖能力, 其繁殖体包括种子、根状茎与断落的植物<sup>[10]</sup>。另外, 互花米草对环境、气

**基金项目:** 广西自然科学基金 (2013jyBA30053); 珍稀濒危动植物生态与环境保护部共建教育部重点实验室研究基金 (桂科能 1201Z005); 广东省农业科学院院长基金 (201418); 2013年广东省现代农业特色蔬菜产业技术体系建设专项

**作者简介:** 李富荣 (1984年生), 女, 副教授, 博士, 主要从事恢复生态学研究。E-mail: lifr0314@163.com

\*通信作者: 王富华 (1962年生), 男, 研究员, 博士生导师。E-mail: wfhwqs@163.com

**收稿日期:** 2013-03-21

候具有极强的适应性和耐受能力,能在广阔的地理气候范围内分布,且其生长对基质条件无特殊要求,在壤土、黏土和粉砂土中均能生长,其中以在河口的淤泥质海滩上生长最好<sup>[11]</sup>。作为一种典型的盐生植物,互花米草从淡水到海水具有广适盐性,适盐范围为0%~3%,对盐胁迫有高抗性<sup>[12]</sup>。生物量较小通常是限制重金属超累积植物广泛应用于重金属植物修复最主要的原因<sup>[3,13]</sup>,而互花米草来源丰富、生物量大、繁殖较快、适应性强、成本低廉的特性使其成为重金属植物修复资源具有了一定的优势。

## 2 互花米草对重金属胁迫耐性

重金属胁迫往往阻碍植物正常的生理代谢,影响植物的生长和发育<sup>[14]</sup>。植物能够通过一系列应对策略,如降低含水量、产生抗氧化酶、改变渗透调节物质来缓解重金属胁迫带来的伤害<sup>[15]</sup>。对重金属胁迫有较好耐性是植物可用于重金属植物修复的必要条件之一。不少重金属胁迫实验表明,互花米草对Cd、Pb、Hg、Zn等重金属胁迫都具有较好的耐受性。

Cd是环境中最具毒性且常见的重金属之一,有关互花米草对Cd胁迫耐性的研究相对较多,其耐受机制主要有几个方面。首先是渗透调节作用:用不同浓度Cd溶液处理互花米草后证实其对Cd有较大的耐受范围,Cd浓度未超过 $0.6 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,互花米草的生长形态未受明显损害;且互花米草根和叶中脯氨酸含量的不同变化表明,互花米草能通过增加可溶性糖等渗透物质进行渗透调节,从而抵抗环境胁迫,保护自身少受伤害<sup>[16]</sup>。其次是酶系统保护作用:由超氧化物歧化酶(SOD)、过氧化物酶(POD)、过氧化氢酶(CAT)组成的抗氧化酶系统是一个有效的活性氧清除系统,可减轻重金属对植物的毒害<sup>[17]</sup>。李丽霞等<sup>[18]</sup>的研究表示互花米草在一定范围内可以通过提高抗氧化酶系统活性来抵抗Cd导致的氧化胁迫,但Cd浓度超过一定阈值后( $4.0 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ ),互花米草即遭受较严重的不可逆损伤。第三是重金属螯合作用,植物体内能螯合重金属的有机酸还参与重金属的吸收、运输、贮存、解毒等生理代谢过程,在植物耐重金属胁迫时发挥重要作用<sup>[19]</sup>。草酸、柠檬酸、抗坏血酸和富马酸作为互花米草体内主要的有机酸,对其抵抗Cd胁迫起了重要的解毒作用。其花、茎和细根中草酸的含量与Cd富集显著相关,表明草酸与细根中对Cd的吸收和Cd从地下部到地上部迁移有关。细根中柠檬酸及根状茎中抗坏血酸含量随Cd胁迫的增强而升高,其解毒作用对促进互花米草中Cd的生物富积有重要作用<sup>[20-21]</sup>。第四是细胞区

室化作用,Cd在互花米草亚细胞中的分布规律为细胞壁>胞液>细胞器,随着Cd处理浓度的增加,Cd在细胞壁中的分配比例增大,胞液中Cd分布比例相应减小,细胞壁和胞液相互协调,增强互花米草对重金属Cd的耐性<sup>[22]</sup>。

Pb不是植物生长发育的必需元素,能从多个方面影响植物生理代谢、品质和生物量等<sup>[23]</sup>。柴民伟等<sup>[24]</sup>发现不同程度Pb胁迫对互花米草形态特征的影响不大,而细胞膜外渗率和丙二醛含量仅在最大Pb胁迫下才显著增加,说明其对Pb胁迫具有较宽的耐受范围。脯氨酸和可溶性糖含量在Pb胁迫下明显的增加有利于互花米草对Pb胁迫的抵抗。在Pb胁迫下互花米草体内的主要有机酸在不同部分中含量变化不同。如须根中的柠檬酸与全Pb和水溶性Pb之间呈显著正相关,说明柠檬酸与须根在Pb的吸收、解毒过程中发挥一定作用。根茎中抗坏血酸与水溶性Pb呈显著正相关,而与全Pb含量之间无正相关关系,说明除了抗坏血酸螯合外,还有其它的解毒响应机制。茎、叶和花序中的有机酸与Pb积累之间无正相关关系,说明有机酸在互花米草从地下向地上部分的重金属转运过程中的作用不显著,原因有待进一步研究。

Hg也是植物生长和发育的非必需元素,是对植物具有显著毒性的污染物质,目前发现能富集Hg的植物相对较少。而用含不同浓度氯化甲基汞( $\text{MeHgCl}$ )的营养液处理互花米草后发现其对Hg胁迫有一定的耐受性。在有机汞浓度不超过 $10 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时仍可维持生长。当浓度为 $15 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时植株形态才表现出受损症状,而其地下部鲜重在 $25 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 处理后才显著降低。从其叶片电解质相对外渗率来看, $15 \mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 是互花米草对培养液甲基汞的临界耐受浓度<sup>[25]</sup>。

Zn是植物生长发育不可缺少的元素,但Zn含量超过一限度时,会导致植物根部受损,影响水分和养分吸收,造成生长不良甚至死亡<sup>[26]</sup>。在浓度逐渐升高的 $\text{ZnSO}_4$ 溶液处理下,互花米草的生长呈现先增加后降低的趋势, $500 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ 质量分数处理下,其株高、分蘖数和生物量达最大值。Zn在互花米草各器官分配比例总的趋势为细胞壁>胞液>细胞器,表明Zn主要在互花米草各器官细胞壁和液泡中分布,细胞壁的沉淀作用及液泡的区隔化作用是互花米草耐Zn的主要机制<sup>[27]</sup>。

## 3 互花米草的重金属富集规律

由于特定的生境及长期适应,互花米草对金属元素具有较强的吸收和富集能力。互花米草的这种生物富集作用既是其对逆境条件的被动反应,可以将介质中较高含量的重金属摄入体内,通过发达的地下部分将其阻滞于地下部分。同

时,也是互花米草生理代谢的积极反应,将必需的营养元素泵入体内,运输、转化、积累并发挥其生物活性作用,如对铁、锰、锌等多价元素的不断吸收和积累是为了保证供给植物有效价态的营养,以促使光合作用,蛋白质合成等生理反应正常进行<sup>[28]</sup>。为更深入地探讨互花米草对重金属污染环境的净化作用,不少学者对不同区域中互花米草群落以及外源重金属添加下互花米草的重金属富集规律进行了研究。

### 3.1 互花米草群落的重金属调查

目前国内外越来越多研究报道了不同区域海滩互花米草盐沼中的重金属分布状况,揭示了互花米草体内重金属累积和迁移转化的一些规律。

首先,不同重金属种类累积效应不同。邵歆<sup>[29]</sup>分析了温州潮滩的互花米草中常见重金属元素Cu、Zn、Cd、Mn和Pb的累积、迁移规律,发现互花米草对这5种重金属都有不同程度的累积效应。其中对Mn的累积量明显高于其他4种重金属元素,而Cd和Pb相对较小,而迁移速率表现为Mn>Cd>Pb>Cu>Zn,因此Mn的生物可利用性要比其他3种金属要好。李铭红等<sup>[30]</sup>的研究也表明,元素含量高低和储量大小均为Zn>Pb>Cu>Cd。

其次,不同器官重金属富集能力不同。由于互花米草各器官对重金属元素的选择吸收耐性不同,造成植株不同部位重金属累积情况存在明显差异。植物根系内皮组织能阻碍重金属向光合作用部位的运输,因此大多数盐沼植物将更多的重金属累积在其根系<sup>[31]</sup>。在重金属分配模式上,互花米草地上部分重金属含量大多低于地下部分<sup>[32]</sup>。Salla等<sup>[33]</sup>发现,受重金属Cr、Cu、Pb、Fe和Zn复合污染土壤中的互花米草与清洁土壤中的相比,其根内重金属含量明显更高;但在茎和叶的含量除Cu比清洁土壤中的多65%~140%外,其他重金属在2种土壤中基本上无差别。不过,邵歆<sup>[29]</sup>的研究表明,互花米草的叶对Mn的累积能力最强,其含量分别是根和茎的2倍和3倍;根对Zn的吸收能力最强,对Cu也还具有较强的吸收能力。李铭红等<sup>[30]</sup>的结论与之类似,Zn、Pb、Cu、Cd在互花米草根系中含量高于茎叶,但储量大小为茎叶>根系,根系对不同重金属的富集能力大小为Zn>Cd>Pb>Cu;茎叶对不同重金属的富集能力大小为Cd>Zn>Pb>Cu。

第三,不同季节重金属富集规律不同。由于潮滩植物生物量的季节变化以及根系活动能力的周期性变化,可能引起潮滩沉积物重金属的季节性变化,互花米草重金属含量也会随季节变化。

朱丹婷等<sup>[34]</sup>以4、8、11月和1月分别代表春、夏、秋和冬季采集4次互花米草后分析得出,从春季到冬季,植物体内Pb和Cr含量呈上升趋势,Cu和Zn含量呈先上升后下降趋势。而钦佩等<sup>[35]</sup>在1989年3月至11月期间每月采样1次,研究互花米草重金属动态变化发现,Mn的地上部分曲线和Fe的地上部及地下部曲线在8月份出现明显低谷,而6月和9月都有2个明显的峰;Cu曲线在7月份出现一明显的峰后急速下降,8月份后无抬升趋势;Zn曲线6月份出现低谷,9月份达到峰值。互花米草根Fe、Mn、Al、Ti、Zn、Cr、Cu、Ni均在1月份发生富集,而在6月份出现次富集,8月与10月含量相对较低,Cd在10月浓度最高,其他季节含量相当,10月与1月Pb浓度相对较高,6月与8月浓度相对较低<sup>[36]</sup>。对互花米草5—10月期间Hg(II)和MeHg<sup>+</sup>的动态变化连续监测得出,前者在整个生长期逐渐下降,而后者在5月至7月间逐渐上升之后一直下降<sup>[37]</sup>。

第四,重金属富集总量较大。单株互花米草富集重金属总量较大,但由于互花米草根相互盘结且分布较深,进行整株收割难度较大。互花米草地上部分对重金属的富集量占单株的43.45%,有的高达89.43%,加上互花米草地上部生物量较大,通过收割地上部分来降低环境中重金属总量仍有较大意义。以互花米草地上部分干质量为1.33 kg·m<sup>-2</sup>计算<sup>[38]</sup>,单位面积的互花米草地上部分富集Cu、Zn、Ni、Cr、Mn、Co、Fe、V的量分别为14.256、32.054、11.298、27.055、144.518、10.395、726.163、11.214 mg·m<sup>-2</sup><sup>[39]</sup>。互花米草富集重金属达到一定程度后,将互花米草地上部分收割,可以减少其生长环境的重金属质量分数。而且互花米草作为多年生植物,收割后生长速度很快,在生长的同时又会继续富集重金属。

### 3.2 互花米草重金属模拟实验

为更好地了解互花米草对不同浓度重金属富集和迁移的规律,用室内模拟实验来探讨互花米草重金属富集的机制和特点的相关研究也逐渐展开。用不同浓度CdCl<sub>2</sub>溶液处理互花米草发现,Cd在互花米草不同器官中的积累量存在较大差异。茎、根茎、须根中Cd含量及积累量随Cd处理浓度的升高而增加,其中须根中Cd含量及积累量均高于其他器官。Cd处理质量分数为100 μg·g<sup>-1</sup>时,花序和叶中Cd质量分数达到最大值,分别为8.65和7.82 μg·g<sup>-1</sup>。在Cd处理为200 μg·g<sup>-1</sup>时,须根中Cd质量分数高达390.00 μg·g<sup>-1</sup>(DW),积累量达3 200 μg·株<sup>-1</sup>。Cd在互花米草体内转运能力

较低,绝大部分Cd积累在地下部位<sup>[20, 22]</sup>。

在ZnSO<sub>4</sub>溶液处理下,互花米草各器官中的Zn质量分数均随处理浓度升高而增加,须根在1000 μg·g<sup>-1</sup>处理浓度下达最大值60.64 μg,同一Zn处理下各器官Zn质量分数大小为须根>叶>茎>根茎。而各器官中的Zn积累量呈现先增加后降低的趋势,500 μg·g<sup>-1</sup>质量分数处理下,叶中Zn积累量达最大值250 μg。这与Zn在互花米草体内的转运规律一致,在500 μg·g<sup>-1</sup>质量分数处理下,Zn转运系数达最大值2.38,1000 μg·g<sup>-1</sup>质量分数处理下,转运系数最小,为1.97,总体来看,Zn在互花米草中的转运系数较高,说明互花米草转运Zn的能力较强<sup>[27]</sup>。

而Cd-Zn交互作用下,Cd含量在互花米草地上部及根部比Cd单一处理时显著增加,Zn含量在根部显著低于Zn单一处理组,但地上部差异不显著,说明Zn能促进Cd的吸收,Cd抑制Zn的吸收<sup>[40]</sup>。Cd-Zn处理组中,Cd积累量在互花米草地上部显著高于Cd处理组,但根部Cd积累量却显著低于Cd处理组;而Zn积累量在地上部及根部均显著低于Zn单一处理组。Cd、Zn在互花米草体内的转运系数在Cd-Zn处理组均高于单一处理组。从两种元素在互花米草各器官中的亚细胞分布来看,Zn的添加影响了Cd的亚细胞分布,Cd的出现对Zn在互花米草细胞中的分布影响不明显。Cd和Zn在互花米草叶中的化学形态主要以氯化钠提取态存在,表明互花米草中Cd和Zn多以果胶酸盐结合态或蛋白质结合态存在。

Windham等<sup>[41]</sup>用不同质量分数Pb基质(29、58 μg·g<sup>-1</sup>)培养互花米草后发现,在高Pb处理下其生物量有所下降,而互花米草各器官(叶、茎、根状茎和根)中的Pb质量分数和贮藏量均显著增加,Pb贮藏量增加高达800%,且互花米草将大部分累积在地上部分(叶和茎),使地上部和地下部贮藏量比例增大。柴民伟等<sup>[24]</sup>的研究结果也表明Pb胁迫处理使互花米草各器官生物量下降,且根茎和叶下降明显,但大部分器官中的全Pb和水溶性Pb都随Pb处理浓度上升而增加,且大部限制于须根,未向其他组织转移。在w(Pb)为2000 mg·kg<sup>-1</sup>时,须根中的全Pb质量分数高达381.99 μg·g<sup>-1</sup>,水溶性Pb质量分数为55.72 μg·g<sup>-1</sup>。

Qian等<sup>[42]</sup>用含Cu量为1 mg·L<sup>-1</sup>的CuSO<sub>4</sub>溶液进行互花米草室内水培实验,10 d后测得其地上部和地下部干物质铜质量分数为35和350 mg·kg<sup>-1</sup>;而同样条件下以含Hg量相同的HgCl<sub>2</sub>溶液培养10 d后其地上部干物质质量分数为20 mg·kg<sup>-1</sup>。仲崇信等<sup>[43]</sup>用不同Hg浓度的营养液处理互花米草实生苗和分蘖苗后认为互花米草具有较高的富Hg

能力,是典型的抗Hg植物。在一定范围内互花米草吸收汞与基质Hg含量呈正相关,但吸收Hg的能力因基质不同而有所差异,在水培基质中的吸收量要高于土培基质。各营养器官富Hg能力的顺序为根>叶>地上茎。另外,其分蘖苗抵抗Hg毒害的能力明显强于实生苗。

#### 4 互花米草制品吸附重金属

除研究互花米草生长过程中对重金属的富集特性外,为充分利用这种成本低廉且来源丰富的生物资源进行重金属污染治理,不少人还从制备活性炭方面进行了尝试。互花米草茎秆含碳高达46.7%,且产量高分布广,年初级生产力高达1.5 kg·m<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup> DW,是良好的活性炭制备原料<sup>[29, 44-45]</sup>。目前对互花米草活性炭的重金属吸附能力及其影响因素也展开了一些研究。

Li等<sup>[45]</sup>对影响互花米草活性炭吸附Pb(II)能力的多种因素进行分析后认为,活性炭表面pH值有重要作用,当pH值在4.8~5.6范围内时,采用活化温度为700 °C条件下可使其对Pb(II)的吸附达最大吸附量99 mg·g<sup>-1</sup>。王正芳等<sup>[46]</sup>发现当浸渍比(磷酸与原料质量比)为1.0,活化温度为700 °C时制备的互花米草活性炭对Cd的吸附性能最好,最大吸附容量可达47.85 mg·g<sup>-1</sup>。他们还将互花米草经厌氧发酵转化为清洁能源后的发酵渣废弃物用于制备活性炭<sup>[47]</sup>。且发现互花米草厌氧发酵渣活性炭随着活化温度升高而Cd吸附量逐渐增大,当剂料质量比为1.0而活化温度为700 °C时,对Cd的吸附达最大值38.91 mg·g<sup>-1</sup>。其Cd吸附能力远远高于商业活性炭,这为Cd废水处理提供了一种低价高效的方法<sup>[48-49]</sup>。而在厌氧条件下将互花米草高温分解(400 °C,相对低温)生成生物炭后,其对污水中Cu(II)的最大吸附量可达48.49 mg·g<sup>-1</sup><sup>[50]</sup>。

#### 5 影响互花米草重金属富集的因素

互花米草作为一种盐沼植物,具有极强的耐盐性,而盐胁迫下其对重金属的耐受性改变也受到关注。Chai等<sup>[51]</sup>研究发现NaCl使互花米草对不同程度Cd胁迫有不同的适应策略。NaCl加大了低Cd胁迫(1 mM)对互花米草的毒性,使其生物量,株高,叶绿素a、b含量等下降;但对高Cd胁迫(3 mM)无明显影响。低Cd胁迫下,脯氨酸和Ca<sup>2+</sup>含量随NaCl浓度升高而增加;而高Cd胁迫下二者分别表现为下降或不变,且NaCl可通过增加高Cd胁迫下CAT和POD活性从而降低植物的氧化压力并缓解Cd胁迫毒性。在Cd富集特性方面,随NaCl浓度升高互花米草体内Cd浓度在高、低Cd胁迫下分别表现为增加和减少,但总Cd含量均有所增加。NaCl使低Cd胁迫下Cd从根部到地上部的

迁移率提高,增加了互花米草对Cd的植物提取能力,而高Cd胁迫下这一变化不明显。

CaCl<sub>2</sub>在一定程度上可促进互花米草的Cd耐受能力,随CaCl<sub>2</sub>浓度的增加,互花米草株高、分蘖数、地上干质量、地下干质量和过氧化氢酶活性呈先升高后下降的变化<sup>[52]</sup>。与单一CdCl<sub>2</sub>胁迫相比,添加CaCl<sub>2</sub>使互花米草脯氨酸含量降低,缓解了重金属Cd对互花米草的毒害作用。且CaCl<sub>2</sub>使互花米草地上部和地下部分Cd含量及转运系数均显著升高,说明CaCl<sub>2</sub>对Cd有一定的活化作用,能提高互花米草对重金属Cd的吸收和向上部的转运能力。

碳纳米管(CNT)作为基于纳米技术的一种新型吸附材料,因其独特的物理化学性能对铜、锌、铅等重金属离子有极强的吸附能力<sup>[53]</sup>。Chai等<sup>[54]</sup>对其与互花米草结合使用后对不同程度Cd胁迫的响应进行研究,发现CNT能缓解高Cd胁迫对互花米草的危害,减弱地上部生物量、水分含量和植株高度的下降程度;而且能通过提高K<sup>+</sup>和Ca<sup>2+</sup>含量,降低Na<sup>+</sup>/K<sup>+</sup>和Na<sup>+</sup>/Ca<sup>2+</sup>的比值来缓解Cd胁迫的毒害效果。CNT还能减少Cd胁迫下的可溶性物质产生。另外,除高Cd胁迫下的地下部外,其地下部和地上部Cd含量都明显增加。低Cd胁迫下,CNT虽未明显改变Cd的负效应,但会提高互花米草的总Cd累积量。而高Cd胁迫下,CNT能缓解Cd对植物生长的抑制,促进地上部Cd累积,降低地下部Cd累积。因此,不同程度Cd胁迫下CNT对植物生长和Cd累积的影响不同,在结合CNT和互花米草进行Cd污染修复时,还应考虑Cd胁迫程度。

## 6 互花米草重金属污染修复研究展望

互花米草对重金属的富集能力已越来越受到国内外学者的关注,虽然其对重金属胁迫的耐性特征和对重金属元素的富集规律已经取得一些进展,但其中涉及的生理和分子生物学机理还有许多地方仍不明确。相对互花米草群落的原位调查而言,互花米草对不同重金属的胁迫实验研究仍较少,对一些种类的重金属耐性和富集特征尚不清楚。加强互花米草对重金属元素的单一或复合污染的响应研究,将有助于深入了解其富集重金属的特征和机理。

另外,由于互花米草保滩促淤的功能对全球诸多沿海滩涂环境做出了巨大贡献,并被誉为“生态系统工程师”<sup>[9]</sup>。但其蔓延速度之快,也使其成为全球海岸生态系统中最成功的入侵植物之一<sup>[55]</sup>。因此,在充分利用互花米草能富集重金属等积极的环境效应时,对其入侵性也不容忽视。

但目前关于互花米草在重金属污染环境中的入侵能力和入侵机制是否发生改变的研究还较为少见,显然值得重点研究。

## 参考文献:

- [1] AN S Q, LI H B, GUAN B H, et al. China's natural wetlands: past problems, current status, and future challenges[J]. *Ambio*, 2007, 36: 335-342.
- [2] FANG S B, JIA X B, YANG X Y, et al. A method of identifying priority spatial patterns for the management of potential ecological risks posed by heavy metals[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2012, 237-238: 290-298.
- [3] BHARGAVA A, CARMONA F F, BHARGAVA M, et al. Approaches for enhanced phytoextraction of heavy metals[J]. *Journal of Environmental Management*, 2012, 105: 103-120.
- [4] REDONDO-GÓMEZ S, MATEOS-NARANJO E, VECINO-BUENO I, et al. Accumulation and tolerance characteristics of chromium in a cordgrass Cr-hyperaccumulator, *Spartina argentinensis*[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2011, 185: 862-869.
- [5] 仲维畅. 大米草和互花米草种植功效的利弊[J]. *科技导报*, 2006, 24(10): 72-78.
- [6] 李富荣,陈俊勤,陈沐荣,等. 互花米草防治研究进展[J]. *生态环境学报*, 2007, 16(6): 1795-1800.
- [7] ZHOU H X, LIU J E, ZHOU J, et al. Effect of an alien species *Spartina alterniflora* Loisel on biogeochemical processes of intertidal ecosystem in the Jiangsu coastal region, China[J]. *Pedosphere*, 2008, 18(1): 77-85.
- [8] 高文华,杜永芬,王丹丹,等. 福建罗源湾潮间带沉积物重金属含量空间分布及其环境质量影响[J]. *环境科学*, 2012, 33(9): 3097-3103.
- [9] 王卿,安树青,马志军,等. 入侵植物互花米草——生物学、生态学及管理[J]. *植物分类学报*, 2006, 44(5): 559-588.
- [10] DAEHLER C C, STRONG D R. Variable reproductive output among clones of *Spartina alterniflora* (Poaceae) invading San Francisco Bay, California: The influence of herbivory, pollination, and establishment site[J]. *American Journal of Botany*, 1994, 81: 307-313.
- [11] 沈永明. 江苏省沿海互花米草人工盐沼的分布及效益[J]. *国土与自然资源研究*, 2002, 2: 45-47.
- [12] 陈中文,李博,陈家宽. 长江口崇明东滩土壤盐度和潮间带高程对外来种互花米草生长的影响[J]. *长江大学学报: 自然科学版*, 2005, 2(2): 6-11.
- [13] 王宏斌,束文圣,蓝崇钰. 重金属污染生态学研究现状与展望. *生态学报*, 2005, 25(3): 596-605.
- [14] YADAV S K. Heavy metals toxicity in plants: An overview on the role of glutathione and phytochelatin in heavy metal stress tolerance of plants[J]. *South African Journal of Botany*, 2010, 76: 167-179.
- [15] SUN Q, YE Z H, WANG X R, et al. Cadmium hyperaccumulation leads to an increase of glutathione rather than phytochelatin in the cadmium hyperaccumulator *Sedum alfredii*[J]. *Journal of Plant Physiology*, 2007, 164(11): 1489-1498.
- [16] 韩会玲,张侠,尹海波,等. 盐胁迫和镉胁迫下互花米草生理特性的变化[J]. *江苏农业科学*, 2013, 41(2): 361-363.
- [17] BRIAT L R, LEBRUN M. Plant responses to metal toxicity[J]. *Plant Biology and Pathology*, 1999, 322(1): 43-54.
- [18] 李丽霞,赵吉强,陈世华,等. 互花米草(*Spartina alterniflora* L.)对重金属Cd胁迫的生理响应[J]. *烟台大学学报: 自然科学与工程版*, 2009, 22(4): 328-332.
- [19] SUN R L, ZHOU Q X, WEI S H. Cadmium accumulation in relation to organic acids and nonprotein thiols in leaves of recently found Cd hyperaccumulator *Rorippa globosa* and the Cd-accumulating plant *Rorippa islandica*[J]. *Journal of Plant Growth Regulation*, 2011, 30(1): 83-91.
- [20] CHAI M W, LI R L, SHI F C, et al. Effects of cadmium stress on growth, metal accumulation and organic acids of *Spartina alterniflora* Loisel[J]. *African Journal of Biotechnology*, 2012, 11(22): 6091-6099.
- [21] 易龙生,王文燕,陶冶,等. 有机酸对污染土壤重金属的淋洗效果研究[J]. *农业环境科学学报*, 2013, 32(4): 701-707.
- [22] 潘秀,刘福春,柴民伟,等. 镉在互花米草中积累、转运及亚细胞的分布[J]. *生态学杂志*, 2012a, 31(3): 526-531.

- [23] 李德明, 孙润生, 张秀娟. 水生植物对几种重金属耐性的研究进展[J]. 武汉生物工程学院学报, 2011, 7(2): 149-153.
- [24] 柴民伟, 刘福春, 曹迪, 等. Pb对互花米草的生理特性和Pb在体内积累的影响[J]. 南开大学学报: 自然科学版, 2011, 44(6): 33-40.
- [25] 田吉林, 诸海焱, 杨玉爱, 等. 大米草对有机汞的耐性、吸收及转化[J]. 植物生理与分子生物学学报, 2004, 30(5): 577-582.
- [26] 孙健, 铁柏清, 钱湛. Cd、Pb、Cu、Zn、As复合污染对杂交水稻苗的联合生理毒性效应及临界值[J]. 土壤通报, 2006, 36(5): 981-985.
- [27] LIU J R, LI Y, LI K Q. Optimization of preparation of microporous activated carbon with high surface area from *Spartina alterniflora* and its p-nitroaniline adsorption characteristics[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2013, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jece.2013.06.003>.
- [28] 钦佩, 谢民, 仲崇信. 福建罗源湾海滩互花米草盐沼中18种金属元素的分布[J]. 海洋科学, 1989, 6: 23-27.
- [29] 邵歆. 潮滩植物互花米草对重金属的累积、迁移研究[J]. 温州农业科技, 2007, 2: 19-22.
- [30] 李铭红, 李侠, 薄芳芳, 等. 海涂湿地生态系统中重金属元素的富集特征[J]. 浙江师范大学学报: 自然科学版, 2007, 30(2): 141-146.
- [31] BURKE D J, WEIS J S, WEIS P. Release of metals by the leaves of the saltmarsh grasses *Spartina alterniflora* and *Phragmites australis*[J]. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2000, 51: 153-159.
- [32] 全为民, 李春鞠, 沈益绿, 等. 崇明东滩湿地营养盐与重金属的分布与累积[J]. 生态学报, 2006, 26(10): 3324-3331.
- [33] SALLA V, HARDAWAY C J, SNEDDON J. Preliminary investigation of *Spartina alterniflora* for phytoextraction of selected heavy metals in soils from Southwest Louisiana[J]. Microchemical Journal, 2011, 97: 207-212.
- [34] 朱丹婷, 李铭红, 李侠. 互花米草群落对重金属元素的循环和富集特征[J]. 安徽农业科学, 2010, 38(3): 1203-1205, 1208.
- [35] 钦佩, 马连坤, 谢民, 等. Fe、Cu、Mn、Zn在互花米草(*Spartina alterniflora*)初级生产中的动态研究[J]. 生态学报, 1993, 13(1): 64-67.
- [36] 谢红霞. 长江口潮滩芦苇与互花米草中重金属累积的比较研究[D]. 上海: 华东师范大学硕士学位论文, 2006.
- [37] HELLER A A, WEBER J H. Seasonal study of speciation of mercury(II) and monomethylmercury in *Spartina alterniflora* from the Great Bay Estuary, NH[J]. The Science of the Total Environment, 1998, 221: 181-188.
- [38] 赵大昌, 刘勋, 陈树培, 等. 中国海岸带植被[M]. 北京: 海洋出版社, 1996, 214-221.
- [39] 胡恭任, 于瑞莲. 泉州湾互花米草中重金属富集程度分析[J]. 华侨大学学报: 自然科学版, 2008, 29(2): 250-255.
- [40] 潘秀, 石福臣, 刘立民, 等. Cd、Zn及其交互作用对互花米草中重金属的积累、亚细胞分布及化学形态的影响[J]. 植物研究, 2012b, 32(6): 717-723.
- [41] WINDHAM L, WEIS J S, WEIS P. Lead Uptake, Distribution, and effects in two dominant salt marsh macrophytes, *Spartina alterniflora* (Cordgrass) and *Phragmites australis* (Common Reed)[J]. Marina Pollution Bulletin, 2001, 42(10): 811-816.
- [42] QIAN J H, ZAYED A, ZHU M L, et al. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: III. Uptake and accumulation of ten trace elements by twelve plant species[J]. Journal of Environmental Quality, 1999, 28(5): 1448-1456.
- [43] 仲崇信, 钦佩. 水培大米草吸收汞及其净化环境作用的探讨[J]. 海洋科学, 1983, 2: 6-11.
- [44] 王正芳, 郑正, 罗兴章, 等. H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>活化法制备互花米草活性炭[J]. 环境化学, 2011a, 30(2): 524-531.
- [45] LI K Q, WANG X H. Adsorptive removal of Pb (II) by activated carbon prepared from *Spartina alterniflora*: Equilibrium, kinetics and thermodynamics[J]. Bioresource Technology, 2009, 100: 2810-2815.
- [46] 王正芳, 郑正, 罗兴章, 等. 互花米草活性炭对镉的吸附[J]. 环境化学, 2011b, 30(6): 1081-1086.
- [47] 王正芳, 郑正, 罗兴章, 等. 互花米草厌氧发酵渣活性炭的制备、表征及吸附性能研究[J]. 农业环境科学学报, 2010a, 29(7): 1374-1381.
- [48] 王正芳, 郑正, 罗兴章, 等. 互花米草厌氧发酵渣活性炭处理含镉废水的研究[J]. 农业环境科学学报, 2010b, 29(12): 2383-2389.
- [49] WANG Z F, NIE E, LI J H, et al. Carbons prepared from *Spartina alterniflora* and its anaerobically digested residue by H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> activation: Characterization and adsorption of cadmium from aqueous solutions[J]. Journal of Hazardous Materials, 2011, 188: 29-36.
- [50] LI M, LIU Q, GUO L J, et al. Cu(II) removal from aqueous solution by *Spartina alterniflora* derived biochar[J]. Bioresource Technology, 2013, 141: 83-88.
- [51] CHAI M W, SHI F C, LI R L, et al. Effect of NaCl on growth and Cd accumulation of halophyte *Spartina alterniflora* under CdCl<sub>2</sub> stress[J]. South African Journal of Botany, 2013a, 85: 63-69.
- [52] 何真真, 柴民伟, 魏远, 等. 氯化钙对互花米草镉积累及胁迫的影响[J]. 生态学报, 2013, 32(6): 1571-1577.
- [53] GAO Z, BANDOSZ T J, ZHAO Z, et al. Investigation of the role of surface chemistry and accessibility of cadmium adsorption sites on open-surface carbonaceous materials[J]. Langmuir, 2008, 24: 11701-11710.
- [54] CHAI M W, SHI F C, LI R L, et al. Interactive effects of cadmium and carbon nanotubes on the growth and metal accumulation in a halophyte *Spartina alterniflora* (Poaceae) [J]. Plant Growth Regulation, 2013b, DOI 10.1007/s10725-013-9817-4.
- [55] CHUNG C H. Forty years of ecological engineering with *Spartina* plantations in China[J]. Ecological Engineering, 2006, 27: 49-57.

## Research progress in heavy metal accumulation of the halophyte *Spartina alterniflora*

LI Furong<sup>1,2,3</sup>, DUAN Linlin<sup>3</sup>, WANG Fuhua<sup>1\*</sup>

1. Public Monitoring Center for Agro-product of Guangdong Academy of Agricultural Sciences, Guangzhou 501640, China;

2. Key Laboratory of Ecology of Rare and Endangered Species and Environmental Protection (Guangxi Normal University),

Ministry of Education, Guilin, Guangxi 541004, China; 3. College of Life Science, Guangxi Normal University, Guilin, Guangxi 541004, China

**Abstract:** Due to high biomass and strong biodegradation function, the halophyte *Spartina alterniflora* could not only improve the productivity of the ecosystems, but also affect the material cycles of the wetland ecosystems, which is important to restore the contaminated environment. More and more researches on the environmental improvement and heavy metal accumulation of *S. alterniflora*, to provide theoretical basis and scientific guide for the restoration of the heavy metal polluted coastal wetlands. This paper reviewed relevant researches about heavy metal accumulation of *S. alterniflora*. Specifically, the following aspects were summarized and analyzed, such as the growth characteristics, the heavy metal stress tolerance, the accumulation traits in *S. alterniflora* communities and exogenous adding experiments, the adsorption capacity of its products, and the influence factors of heavy metal enrichment of *S. alterniflora*. Finally, the authors presented some suggestions about further development to use *S. alterniflora* for phytoremediation of heavy metal contaminated tidal wetlands.

**Key words:** *Spartina alterniflora*; halophyte; heavy metal accumulation; phytoremediation