

DOI: 10.7524/AJE.1673-5897.20210803001

周晓声, 娄厦, Larisa Dorzhievna Radnaeva, 等. 植物对土壤重金属富集特性研究进展[J]. 生态毒理学报, 2022, 17(3): 400-410

Zhou X S, Lou S, Radnaeva L D, et al. Advances in heavy metal accumulation characteristics of plants in soil [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2022, 17(3): 400-410 (in Chinese)

植物对土壤重金属富集特性研究进展

周晓声¹, 娄厦^{1,2,*}, Larisa Dorzhievna Radnaeva³, Elena Nikitina³, 汪豪¹

1. 同济大学土木工程学院水利工程系, 上海 200092

2. 同济大学长江水环境教育部重点实验室, 上海 200092

3. 俄罗斯科学院西伯利亚分院贝加尔湖自然管理研究所自然系统化学实验室, 乌兰乌德 670047, 俄罗斯联邦布里亚特共和国, 俄罗斯联邦

收稿日期: 2021-08-03

录用日期: 2021-10-26

摘要: 植物修复是土壤重金属污染修复的有效手段之一, 其修复过程、影响因素及机理已经得到广泛研究。明确植物富集重金属过程中的影响因素, 诱导提高植物修复能力是提高植物修复重金属污染效果的关键。本文在总结国内外研究现状的基础上, 对植物富集重金属的特性和影响植物富集的因素以及对植物富集重金属的评价指标进行了综述。

关键词: 重金属; 植物; 富集; 土壤; 植物修复

文章编号: 1673-5897(2022)3-400-11

中图分类号: X171.5

文献标识码: A

Advances in Heavy Metal Accumulation Characteristics of Plants in Soil

Zhou Xiaosheng¹, Lou Sha^{1,2,*}, Larisa Dorzhievna Radnaeva³, Elena Nikitina³, Wang Hao¹

1. Department of Hydraulic Engineering, College of Civil Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China

2. Key Laboratory of Yangtze River Water Environment, Ministry of Education, Tongji University, Shanghai 200092, China

3. Laboratory of Chemistry of Natural Systems, Baikal Institute of Nature Management of Siberian Branch of the Russian Academy of Sciences, Ulan-Ude 670047, Republic of Buryatia, Russia

Received 3 August 2021

accepted 26 October 2021

Abstract: Phytoremediation is one of the effective means to restore heavy metal pollution in soil. The remediation mechanism and its influencing factors have been widely studied. How to improve the phytoremediation effect of heavy metal pollution and to clarify its influencing factors is the focus of recent research. Based on the literatures at home and abroad, this paper reviewed the heavy metal accumulation characteristics of plants, its influence factors, and the assessment methods.

Keywords: plants; heavy metal; accumulation; soils; phytoremediation

环境中的重金属主要来源于燃烧的燃料、农田使用的农药、采矿冶金和生产工业无机化学品以及

电镀、石油精炼等工厂废水。在工业化和城市化不断发展过程中, 环境中的重金属排放量不断增加。

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(42072281); 上海市“科技创新行动计划”资助项目(20230742500, 22ZR1464200); 中央高校基本科研业务费专项(22120210576)

第一作者: 周晓声(1997—), 男, 硕士研究生, 研究方向为河口海岸水动力与水环境, E-mail: 2032441@tongji.edu.cn

*** 通讯作者 (Corresponding author),** E-mail: lousha@tongji.edu.cn

排放的重金属被雨水冲刷后,随着地面径流扩散到水体和土壤中。由于其难降解、累积性强和毒性高等特点,环境中的重金属不仅很难消失,还会在整个生态系统的食物链中循环和累积,威胁生态系统的稳定和人群健康。近年来,重金属的环境生物效应、生态系统中重金属的积累迁移规律以及针对重金属污染的环境修复等方面的研究得到了越来越多的关注。

环境土壤重金属污染的修复方法主要有物理修复、化学修复和生物修复。物理修复主要基于土壤理化性质和重金属特性,通过物理方法分离或固定土壤中的重金属,以降低环境中的重金属含量。该方法操作简单见效快,但可能改变原有土壤性质,且其修复效果大多是暂时性的^[1];化学修复是通过向土壤中投加一些化学试剂,改变土壤中的酸碱度(pH值)、氧化还原电位(Eh值)等理化性质,钝化重金属,减轻重金属对生态环境的危害,但是该方法通过改变元素的存在形态来减少其风险的过程,并未减少污染物再释放,修复后依然有一定的环境风险^[2]。生物修复通过生物催化降解环境中的有毒有害物质,是一种受控或自发进行的消除环境污染的过程。生物修复包括微生物修复、植物和动物修复。微观角度来讲,生物修复是利用细菌、真菌、水生藻类和陆生植物等的代谢活动来降解或减轻污染物的毒性,通过改变污染物的化学或物理特性从而影响它们在环境中的迁移、转化和降解速率。生物修复中的植物修复技术以廉价高效、操作简单、安全可靠和环境友好的优点,成为最具发展潜力的土壤重金属修复技术之一^[3]。本文基于植物对土壤重金属富集的生理机制,总结了影响植物吸收重金属的关键因素,并对评价植物吸收效率的指标进行了综述。

1 植物富集重金属的生理机制 (Physiological mechanism of heavy metal enrichment in plants)

植物对重金属的富集是一个复杂的过程。植物可以将重金属固定在根系表面。通过根系分泌物改善根系周围的环境,在根系周围形成氧化薄膜,可以与重金属离子结合使其沉淀在根系表面。这样既可以对重金属进行吸附,又可以降低重金属对植物的毒性作用,增加植物对重金属的耐受性。植物还可以将重金属吸收进入体内储存。有些植物根系会分泌有机酸,活化环境中的重金属离子,有利于植物更好的吸收。随后,重金属会与细胞壁结合或者由细胞膜转运后,进入植物细胞内部,并通过植物细胞对

重金属离子的毒性做出应对以后,直接存储在植物根部;或者经过转运蛋白转运到木质部中,向植物地上部分运输后,在叶片中进行积累。

1.1 植物根系对重金属的活化

植物吸收重金属元素主要通过根系与其周围的土壤间的物质交换。植物根系可以吸收的重金属一般具有迁移性的可溶态和可交换态,即具有生物有效性的重金属。但是重金属通常是以比较难溶解的状态存在于土壤或者水体中,因此,植物吸收重金属,就必须通过将其活化,把重金属溶解成为植物根系容易吸收的状态^[4]。植物根系能够分泌一些糖类、氨基酸和有机酸等物质,能够影响重金属的存在形态,提高重金属的生物有效性,有助于促进植物根系的吸收。

1.2 植物根系对重金属的吸附和吸收

植物对重金属的富集包括植物根系的吸附作用和植物对重金属的吸收。植物根系的吸附是重金属通过共价、静电或分子力的作用被吸附在植物表面导致。植物根系细胞细胞壁结构可以捕获重金属离子并吸附到细胞壁的结合位点上^[4]。植物细胞壁主要由纤维素、半纤维素、果胶和蛋白质组成,可以提供羧基、羟基、氨基和醛基等官能团与重金属离子结合。因此重金属进入植物细胞过程中,细胞壁会阻止部分重金属进入植物体内,导致重金属在细胞壁上富集^[5]。研究发现,铅(Pb)会在细胞壁中形成大量的沉积物^[6]。植物根系细胞壁积累了植物根系中70%~90%铜(Cu)、锌(Zn)和镉(Cd)^[7]。植物在修复重金属污水过程中,植物细胞壁结构发生变化,其表面的基团参与重金属离子的吸附,基团的数量与重金属的吸附效能密切相关^[8]。

水生植物体内能形成特殊的通气组织,将大气中的氧气输送到根表,从而将亚铁离子氧化成铁离子,铁离子在根表表面沉积形成胶体,即植物的根表铁膜^[9]。根表铁膜属于两性胶体,其对土壤中阴、阳离子都有一定的吸附作用,进而影响植物对重金属的吸收和转运^[10]。Zhang等^[11]研究表明,水稻对Zn的吸收效果受铁膜形成量的影响,即存在促进作用,也存在抑制Zn的作用。水稻根表铁膜对Cd、Pb能够产生富集作用,阻碍其向植物根系细胞内转运^[10];水稻幼苗硒(Se)含量与根表铁膜形成密切相关,其可以抑制Se从根向地上部分的转移^[12]。根表有铁膜的植物受到Cu的毒性作用小,说明根表铁膜的存在有利于提高湿地植物对重金属的抗性。

植物可以通过根部细胞对重金属进行主动吸收,将重金属吸收到植物体内。植物根部细胞主动吸收依靠细胞膜上的转运蛋白来完成转运工作^[4]。由于离子通道的选择性较低,重金属可以借助必需营养元素的传输系统穿过根部细胞膜进入细胞^[13]。例如钙(Ca)离子转运蛋白是植物吸收重金属的关键载体^[14]。镁(Mg)、Cd 和 Zn 等可以通过 Ca 离子通道穿过苋菜根细胞被吸收^[15]。

1.3 植物体内重金属的累积

重金属进入植物根系后,会被储存在植物的地下部分,或者被导管向地上部分运输后储存。植物体内的重金属会被运输到细胞壁、液泡等一系列代谢不活跃的区域或者亚细胞结构中,这一过程被称为区隔化作用^[16]。细胞水平上,重金属主要分布在质外体以及液泡中^[16]。植物的液泡属于非生理活性的结构部分。进入液泡的重金属会被隔离、钝化和沉淀,从而使重金属的毒性降低。植物体内可以产生植物螯合肽、有机酸和金属硫蛋白等一系列物质作为金属结合配体来缓解重金属对植物的伤害。在

重金属的累积中,游离的氨基酸发挥了关键的作用,例如游离的组氨酸被认为是镍(Ni)超累积中最重要的配体^[17]。植物细胞内的螯合肽和金属硫蛋白可以与重金属形成复合物,从而降低重金属的生物有效性,缓解重金属对植物的危害。

植物还可以通过调节体内的抗氧化系统来缓解重金属导致的体内氧化胁迫。抗氧化系统主要包括抗氧化酶类如超氧化物歧化酶(SOD)、过氧化物酶(POD)、过氧化氢酶(CAT)等和抗氧化物质如还原型谷胱甘肽(GSH)等^[18]。近年来,国内外对重金属导致植物氧化胁迫的研究越来越重视。表 1 列举一些植物应对重金属胁迫时,抗氧化系统的响应。通过植物的抗氧化系统中各种物质变化的分析,可以了解重金属对植物的影响。重金属胁迫下,植物会激活多种抗氧化酶,提高植物体内抗氧化酶水平,减轻活性氧过量所引起的细胞损坏。不同重金属胁迫下,超富集植物抗氧化酶表达和活性差异很大^[13]。Pb 胁迫下,金丝草叶中 SOD、POD 酶活性提高,可降低重金属所引起的细胞膜损坏^[19]。

表 1 不同植物抗氧化系统对重金属元素的响应

Table 1 Response of different plant antioxidant systems to heavy metals

植物种类 Plant species	金属元素 Metal elements	表现 Performance	参考文献 Reference
竹柳 Bamboo willow	Cr、Cu、Pb、Zn	脯氨酸(PRO)含量增加,过氧化物酶(POD)、超氧化物歧化酶(SOD)活性升高 The content of proline (PRO) increased, and the activity of peroxidase (POD) and superoxide dismutase (SOD) increased	[20]
凤眼莲 <i>Eichhornia crassipes</i>	Cd	PRO 和热休克蛋白合成增强 Enhancement of PRO and heat shock protein synthesis	[21]
芦苇 <i>Phragmites australis</i>	Cd	体内还原型谷胱甘肽(GSH)含量、过氧化氢酶(CAT)和 POD 的活性提升 The content of glutathione (GSH) increased, and the activity of catalase (CAT) and POD in plant increased	[22]
宽叶香蒲 <i>Typha latifolia</i>	Cd	提高体内的硫醇含量与 Cd 螯合 The mercaptan in plant increased and chelated with Cd	
水蓼 <i>Polygonum hydropiper</i> L.	Cd	SOD 和 CAT 活性增加 The activity of SOD and CAT increased	[23]
蓖麻 <i>Ricinus communis</i>	Cd	SOD 和 CAT 活性上升;POD 活性在 Cd 浓度低时上升,随浓度上升而下降 The activity of SOD and CAT increased; POD increased at low Cd concentration and decreased with increasing Cd concentration	[24]
	Zn	SOD 和 POD 活性提高 The activity of SOD and POD increased	
	Cu	使 CAT 活性略有提高 The activity of CAT was slightly increased	
再力花 <i>Thalia dealbata</i> Fraser	Cr	GSH 含量、SOD 和 POD 活性提高 The content of GSH increased, and the activity of SOD and POD increased	[25]

2 影响植物富集重金属的因素 (Factors affecting plant enrichment of heavy metals)

2.1 重金属的种类和浓度

植物对不同重金属的富集能力具有很大的差异性。李星等^[26]通过7种湿地植物修复电镀废水的研究实验发现,芦苇对重金属元素铬(Cr)、Zn、Fe、Mn、Ni和Cu的富集系数分别为0.54、6.07、0.21、11.32、2.37和1.76;实验中的水葫芦、稗草和蘆草等植物也表现出对不同重金属有不同的富集能力。这说明,植物对不同重金属的富集能力具有较大差距。芦苇对Zn、Mn的富集能力强于对其他重金属元素的富集。代军等^[27]在鄱阳湖水生植物对重金属富集作用研究中,对比芦苇等几种水生植物对Cu、Pb和Zn的富集能力,也发现芦苇中Zn的含量最高,体现了同一水生植物对不同重金属的富集作用具有不同的选择性。

重金属浓度对植物富集能力也具有一定的影响。谢丹超^[28]的研究表明,凤眼莲、美人蕉、菖蒲和石菖蒲对Cu具有较好的耐受性,在致死浓度范围内,这些植物对Cu的吸收量随着浓度的升高而增大。在Fe、Cu、Zn、Cd和Cr浓度为1~5 mg·L⁻¹范围内,满江红、浮萍和凤眼莲3种湿地植物对重金属的富集能力与其浓度成正比^[29]。林芳芳等^[30]在香蒲、芦苇和鸭拓草对Pb抗性实验中,得到在Pb浓度0~200 mg·L⁻¹范围内,香蒲和芦苇对Pb污染的富集量与Pb浓度成正比,而鸭拓草则是先升高后降低。这说明了香蒲和芦苇对重金属Pb的抗性比鸭拓草强。水蓼对重金属Cd的富集能力也是随着Cd浓度的增大而呈现先增后降现象,在1 mg·L⁻¹ Cd条件时,水蓼富集及转运Cd的能力达到最高^[23]。重金属对植物生长的影响表现出低促高抑现象^[6],即低浓度重金属对植物生长有促进作用,植物对重金属积累的量随着重金属浓度的增大而增多。汤茜等^[25]和韦江玲等^[31]通过实验发现,低浓度时Cr对湿地植物再力花和竹柳的叶绿素含量和生物量都存在促进作用。随着重金属浓度的升高,植物可以对胁迫做出相应的生理调节,来缓解或消除重金属胁迫给植物带来的伤害,维持植物的正常生长,但是植物对重金属胁迫的缓解能力有一定的阈值。高浓度的有毒重金属对植物细胞结构有破坏作用,导致植物枯萎死亡。高浓度下植物对重金属的富集能力也会随着重金属浓度升高而降低。

多种重金属共存同一环境时,植物富集的效果

与单一重金属的影响效果存在差异,会出现拮抗或协同作用。该过程机理非常复杂,涉及到重金属的种类、浓度大小、植物种类以及组织部位等众多因素^[32]。徐楠^[33]研究了Hg²⁺、Cd²⁺复合污染对浮萍的影响,Hg²⁺和Cd²⁺的协同作用增加了对浮萍叶细胞的伤害。何婷婷^[34]研究了复合污染下东南景天对重金属的吸收富集情况,得出在复合重金属污染下,当土壤中Cd含量高1.31倍时,东南景天Cd含量却低68.53%。这种情况出现的原因可能是超高含量的Zn缓解植物对土壤中其他重金属的富集^[35]。

2.2 pH值

pH值是影响重金属的理化性质的一个重要因素。根据重金属和其存在环境的性质,改变环境的pH值可以改变重金属的生物有效性。通常情况下,降低土壤pH值会提高土壤溶液中的重金属含量。pH值是藻类、菌类和水生植物富集重金属的主要影响因子。在植物生存环境中,绝大多数重金属是以难溶态存在的,其可溶性受pH值控制。重金属随着环境中pH值的增大而发生沉淀,进而影响植物的吸收与利用。当植物生存环境的pH值低于6,金属不易形成氢氧化物沉淀,而呈离子态有利于吸收。

然而,大量实验表明并非植物生存环境中重金属的生物有效性越高,植物对重金属的吸收能力越强。这是由于pH值不仅仅可以影响植物生存环境中的重金属的有效性,还会影响植物。在极酸土壤条件下,植物无法存活,即不存在富集能力^[36]。pH值为5.84,遏蓝菜对Zn和Cd的吸收达到最大,随着pH值升高或降低,二者在遏蓝菜中积累量均下降^[37]。仇荣亮等^[38]对十字花科植物*A. corsicum*和*A. murale*富集Ni的实验表明,在pH值从4.97升至6.08时,2种植物吸收Ni的能力增加了2倍~3倍。可能是土壤中H⁺减少,相对提高了植物根生物配合体对金属离子的吸收,也可能是土壤金属离子移动性降低,离子间竞争吸附作用减弱,提高了根系对Ni的吸收^[39]。

2.3 盐度

植物生长环境的盐度会影响植物生长和与外界物质的交换,进而影响植物对重金属离子的吸收效率。研究表明,植物必需金属元素离子与其他金属离子之间在细胞膜、细胞壁上存在竞争吸附,这导致重金属离子的吸收量随着盐度的增加而减少^[40]。在花椰菜根系中,Ca运载体系可能参与了Cd的吸收转运过程,二者相互拮抗,Cd阻碍了植物对Ca的吸

收转运^[41]。而且Ca浓度提高显著抑制天蓝遏菜对Cd的吸收^[42]。在盐度0.5~10 g·L⁻¹范围内,龙须眼子菜对Cd的吸附表明,随着盐度的升高,吸附有减少的趋势。表明Cd离子与钠(Na)离子之间可能存在着竞争吸附^[43]。

2.4 Eh 值

Eh 值与 pH 值一样会影响重金属的存在形态。Eh 值可以改变重金属在土壤溶液中的溶解能力,从而改变重金属的运移特征。通常情况下,当土壤 Eh 值提高时,土壤溶液中重金属浓度都会有不同程度的增加,这是由于 Eh 值提高改变了重金属的化学价态,使重金属的生物有效性发生了变化。比如 Cr⁶⁺ 水溶性比 Cr³⁺ 强, Eh 值升高可将 Cr³⁺ 氧化成 Cr⁶⁺。但也有一些重金属在 Eh 值降低时才会被活化,比如类重金属砷(As), As³⁺ 比 As⁵⁺ 更容易溶解^[44]。

Eh 值会影响植物根系表面,形成一层沉淀。植物根系周围的 Eh 值增大时,植物根系周围会形成有红黄色的水合氧化铁沉淀或者根际的结核,沉淀形成过程将使重金属生物有效性降低。当植物根际处于局部氧化状态,并且生长环境中存在大量的 Fe²⁺ 时,湿地植物根表会形成氧化铁薄膜。湿地植物的根表铁膜具有吸附、螯合重金属的功能,可以将低浓度的重金属聚集到根系表面,影响植物的吸收^[45]。研究表明,水稻根表产生的铁膜对 Sb 有吸附作用,大约有 60%~80% Sb³⁺ 和 40%~60% Sb⁵⁺ 累积在水稻根表铁膜中^[46]。水稻幼苗 Se 含量与根表铁膜密切相关,其可以抑制 Se 从根向地上部分的转移^[12];高羊茅与灰化藁草的根表铁膜能够增加根对 Pb 的吸收,减少 Pb 从根向地上部的转移^[45]。随着 Eh 值的增大,大量重金属会被植物吸附到根系表面,从而降低环境中重金属的浓度。

2.5 无机盐

无机盐作为化肥的主要成分为植物生长提供必需的营养元素、改善土壤的性质、提高土壤的肥力水平,有利于促进植物生长,从而增加植物对重金属的富集,加强植物修复作用。无机盐在土壤中与重金属离子的作用方式存在着明显的多样性与复杂性。一些无机盐能够调节土壤的酸碱环境。铵态氮肥可以导致土壤酸化,促进植物对重金属的吸收,因为铵态氮肥中的铵根离子,可以通过硝化作用或者离子交换作用置换出 H⁺,甚至通过水解作用,使得植物根系周围土壤 pH 值降低,提高土壤中重金属离子的生物有效性^[47]。而硝态氮肥则可以导致土壤碱

化,增加土壤颗粒或土壤胶体吸附的重金属量,使得土壤溶液中自由重金属离子的浓度降低^[48]。陈永亮^[49]用根垫法研究了不同形态氮源对红松苗木根际 pH 及养分有效性的影响,结果表明铵态氮的处理使苗木根际微量元素 Fe、Mn、Cu 和 Zn 的生物有效性增加,而硝态氮处理降低了 Fe、Mn、Cu 和 Zn 的生物有效性。

不同的无机盐的影响方式存在一定的差异。磷酸盐的作用机制包括难溶磷酸盐的直接表面吸附、诱导增强土壤的吸附作用、磷酸根离子与重金属离子发生沉淀作用等^[50]。植物根际沉积物中的总磷主要以无机磷的形态存在,无机磷与重金属化学形态存在相关性。研究表明,浓度 0.75 mmol·L⁻¹ 的磷使高羊茅草根对 Cd 的吸收降低 15.31%,降低植物地上部分对 Cd 的吸收量 3.93%^[51]。磷对缓解 Cd 给高羊茅生长和生理指标的负面影响有重要作用。磷的营养盐可以最大限度地减少 Cd 对植物生长的潜在负面影响。磷的补充可以通过对 Cd 的吸收转化起到改善 Cd 的毒性作用。无机盐在土壤中的化学行为没有明确的作用规律,其影响效果与无机盐的种类、土壤的性质、重金属离子种类和植物本身的特点等多种因素有关。

3 植物富集重金属评价指标 (Evaluation index of plant enrichment of heavy metals)

随着重金属对环境的污染日益严重,人们环境保护和治理意识逐渐加强,生态环境治理已经成为学者们研究的热点。植物修复作为一种较为新兴的修复技术,其成本低、操作简单和环境友好的优点,得到了越来越多人的认同。研究学者们对发现适用于污染修复的植物进行了大量研究,并通过很多指标对植物修复污染物的能力进行评价。常用来评价植物对重金属的富集特征和效率的有去除率(R)、富集系数(BCF)和转移系数(TF)等。

3.1 去除率

重金属去除率指的是重金属经过植物修复后,土壤或者水体中的重金属所减少的百分比。通过植物的吸收、挥发、根滤、降解和稳定等作用,净化土壤或水体中的污染物。去除率可以直观地反映植物修复环境的能力,与重金属富集能力具有一致性^[52]。去除率(R)的公式为:

$$R = \frac{(C_0 - C)}{C_0} \times 100\% \quad (1)$$

式中:R 为去除率(%); C₀ 为底泥中重金属的背景

值; C 为实验结束时底泥中重金属含量。在植物修复过程中,去除率可以作为评价植物修复效果的指标。

对比凤眼莲、芙蓉莲和紫萍对废水中重金属 Fe、Cu、Cd、Cr、Zn 和 Ni 的去除率,可以得出凤眼莲在三者中去除重金属效果最好。而凤眼莲对 Fe、Cr、Cu、Cd、Zn 和 Ni 的去除率分别为 $(83 \pm 4.4)\%$ 、 $(66 \pm 1.4)\%$ 、 $(63 \pm 4.2)\%$ 、 $(76 \pm 3.4)\%$ 、 79% 和 $(67 \pm 2.4)\%$ [53],说明凤眼莲是一种具有植物修复潜力的湿地植物。在 $1, 2$ 和 $5 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 重金属 Fe、Cu、Cd、Cr 和 Zn 初始浓度下,进行满江红、凤眼莲和浮萍植物修复实验,得到在较低浓度即 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,植物对重金属的去除率最高,随着金属浓度和试验时间增加,去除率降低 [50],说明这几种湿地植物对几种重金属的抗性较差,在高浓度重金属环境中,不能很好地富集重金属。植物对重金属的去除率,可以直接反映出植物对重金属污染的修复效果。但由于去除率没有考虑修复过程中植物的生物量对修复效果的影响,因此,去除率常与富集系数以及转运系数一起综合评价某种湿地植物对重金属的富集能力。

3.2 富集系数和转运系数

重金属超富集植物有 4 个基本特征 [54]。(1)临界含量特征。超富集植物地上部分干质量与重金属含量比,As、Pb、Cu、Ni、Co $> 1\ 000 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, Zn、Mn $> 10\ 000 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, Au $> 1 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$, Cd $> 100 \text{ } \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ [55]。(2)转移特征。地上部分重金属含量应该高于地下部分。(3)耐性特征。超富集植物对有毒污染物耐受力高。(4)富集系数特征。富集系数 > 1 , 甚至 > 10 。

富集系数和转移系数是评价超富集植物富集能力的 2 个重要的特征。富集系数(BCF)通过植物体内的重金属含量与土壤中重金属含量的比值来表示,其反映了土壤-植物体系中重金属由土壤向植物体迁移的难易程度,是衡量生物体富集底泥中重金属能力的重要指标 [56]。

$$\text{BCF} = C_p / C_s \quad (2)$$

式中: C_p 为植物体地上或者地下部分某重金属含量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); C_s 为土壤中某重金属含量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。富集系数比植物体内积累量更重要,因为它提供了植物累积金属元素的浓度相对于环境中元素浓度的指标 [57]。

由于植物对重金属耐受性原理不同,植物存储重金属的器官也不同。大多数植物对重金属的吸收主要在植物根部发生,储存重金属主要发生在植物

的地上部分。因此,植物地上部分的重金属含量可以反映出植物吸收重金属能力的强弱。因此,转运系数(TF)可以反映植物体不同部位的对重金属转运能力和吸收能力差异。

$$\text{TF} = C_s / C_r \quad (3)$$

式中: C_s 为植物地上部某重金属含量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$); C_r 为植物根部中某重金属含量($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)。大多数植物的重金属转运系数对于植物修复具有重要意义,因为转运系数高的植物更加适合进行植物修复去除污染物 [58]。

在 $10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理下,芦苇的地上、地下部分富集系数为 94.5 和 190.7,转运系数为 0.496 [59]。绿苋菜在 $1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ Cd 处理下,植物地上、地下部分富集系数分别为 17.55 和 33.08,转运系数为 0.53 [60]。Zn 浓度在 $0 \sim 18 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 范围内,浮萍的富集系数在 671 ~ 1 678 范围内随着 Zn 的浓度先增加后减小,当浓度为 $14.23 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,富集系数达到最大 [61]。Upadhyay 等 [62] 模拟人工湿地进行宽叶香蒲处理污水实验中,得到宽叶香蒲对 Pb、Zn、Cu 和 Cr 的转运系数最大分别为 1.16、1.14、1.057 和 0.68。

3.3 吸附等温式

吸附过程中,吸附等温式是为表达在温度固定条件下,吸附量同溶液浓度之间关系的数学式。常用于拟合植物吸附的公式有 Langmuir 吸附等温式和 Freundlich 吸附等温式。

Langmuir 吸附方程为:

$$q_e = q_{\max} \times k \times C_e / (1 + k \times C_e) \quad (4)$$

式中: q_e 表示平衡时植物中重金属的含量, C_e 表示平衡时溶液中重金属的浓度, $q_{\max}$ 代表植物的最大吸附量, k 表示一个与外界条件如温度、pH 值等相关的吸附常数,反映植物跟重金属的亲合力。方程中的 $q_{\max}$ 值越大表示吸附能力越强, k 值越大表示亲合力越小。彭克俭 [43] 眼子菜对 Cd 的吸附实验,在 $5 \sim 30 \text{ } ^\circ\text{C}$ 范围内不同层次的温度处理条件下,证明 Langmuir 吸附等温式分析龙须眼子菜对溶液中 Cd 的吸附是合理的 [44]。

Freundlich 吸附方程为:

$$a = k \times p^{\frac{1}{n}} \quad (5)$$

式中: a 为以固体单位质量上所吸附的气体质量或标准状态下的体积所表示的吸附量, p 为吸附平衡时的气体分压, k 和 n 是与吸附剂、吸附质种类和吸附温度有关的常数。实验证实,该式只对吸附极限很大的吸附剂和中等压力范围内适用,在压力较高

时将产生显著的偏差^[63]。

实验证明,上述2个吸附等温式适用于不同的吸附情况。张丹等^[64]利用野菊、艾草、薄荷和柠檬4种植物对废水中Pb离子进行吸附实验,并用2种等温式对4植物的实验数据进行拟合,结果表明,2种等温式对不同植物吸附的拟合效果存在差异,野菊和艾草用Langmuir吸附等温式拟合效果好,而薄荷和柠檬用Freundlich吸附等温式拟合效果较好。2个等温吸附式也可同时用于同一种物质的吸附拟合,黄依佳等^[65]通过蓝藻多糖对重金属Pb和Cd进行吸附实验,发现2种吸附等温式均适用于蓝藻多糖的吸附动力学过程。

3.4 其他指标

在植物吸附实验中,存在一些用于评价植物富集效果的其他指标。例如生长率^[66],可以表示植物在控制条件下的生长状态,评价影响因素对植物生长的影响。刘冉^[66]在大型湿地植物对污染物吸收的研究中发现,养殖废水能促进美人蕉生长,而抑制再力花和鸢尾的生长,美人蕉具有更强的适应性和对富营养化较好的改善效果。耐性指数^[67]通过实验处理的植物生物量与空白对照中的生物量的比值计算,也可用于评价影响因素对植物生长的影响。对比Zn胁迫下的18种湿地植物的耐性指数,杨俊兴等^[67]发现石菖蒲对Zn有较高的耐性,其生长没有受到重金属的严重抑制,该植物对Zn具有一定的解毒机制。重金属迁移总量^[68]也是评价植物修复重金属污染潜力的重要指标。刘婉茹^[69]利用重金属地上部迁移总量表示湿地植物红蛋对重金属Cd的累积能力。当考虑环境对重金属的净化作用时,还可以利用植物贡献率^[70]表示植物净化效果的部分,即是利用植物处理的实验组对重金属的去除率与空白对照组去除率的差距的比值,突出植物对重金属净化效果的指标。

4 展望 (Conclusions and prospects)

近年来,植物修复土壤重金属污染技术越来越受到人们的关注。利用自然环境中存在的植物对重金属污染进行修复,是一种低廉、绿色和环保的土壤环境污染治理方法。本文对植物富集重金属的生理机制进行描述,阐述了植物对重金属的固定、吸收和积累。大量研究表明,植物生长所处环境的pH值、盐度、无机盐、Eh值和溶解氧、重金属浓度和种类都会对植物富集重金属产生影响。在植物富集重金属能力研究中,评价植物富集能力的指标有很多,其中

植物的富集系数和转运系数应用较为广泛。

植物修复重金属的过程和机理十分复杂,目前的植物修复技术仍存在一定局限,例如处理的单一性,一种植物往往只能对1种或2种重金属进行富集,对土壤中其他较高浓度的重金属往往没有明显的修复效果,甚至出现某些中毒症状,这限制了植物修复技术在重金属复合污染土壤治理中的应用。因此,在后续研究过程中,应加强植物对重金属吸附生理机制的探究,厘清各种影响因素对植物的作用机制及其交互作用,筛选寻求速生的、生物量大、对重金属耐受性较强的超累积植物,以提高土壤重金属污染的修复效果。

通讯作者简介: 姜厦(1986—),女,博士,副教授,主要研究方向为近岸海域水动力,河口、海岸泥沙输运,滨海湿地污染物迁移及水环境研究。

参考文献 (References):

- [1] 彭曦. 镉污染农田土壤植物修复的强化措施及其效果研究[D]. 长沙: 湖南师范大学, 2020: 1-95
Peng X. Study on strengthening measures and effects of phytoremediation of Cd-contaminated farmland soil [D]. Changsha: Hunan Normal University, 2020: 1-95 (in Chinese)
- [2] 徐一芄, 黄益宗, 张利田, 等. 镉污染土壤修复技术的文献计量分析[J]. 环境工程学报, 2020, 14(10): 2882-2894
Xu Y P, Huang Y Z, Zhang L T, et al. Bibliometric analysis of remediation techniques for cadmium and arsenic contaminated soil [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(10): 2882-2894 (in Chinese)
- [3] 安婧, 宫晓双, 魏树和. 重金属污染土壤超积累植物修复关键技术的发展[J]. 生态学杂志, 2015, 34(11): 3261-3270
An J, Gong X S, Wei S H. Research progress on technologies of phytoremediation of heavy metal contaminated soils [J]. Chinese Journal of Ecology, 2015, 34(11): 3261-3270 (in Chinese)
- [4] 薛欢, 刘志祥, 严明理. 植物超积累重金属的生理机制研究进展[J]. 生物资源, 2019, 41(4): 289-297
Xue H, Liu Z X, Yan M L. Advances in physiological mechanisms of heavy metal hyperaccumulation by plants [J]. Biotic Resources, 2019, 41(4): 289-297 (in Chinese)
- [5] Chen G C, Liu Y Q, Wang R M, et al. Cadmium adsorption by willow root: The role of cell walls and their sub-fractions [J]. Environmental Science and Pollution Re-

- search International, 2013, 20(8): 5665-5672
- [6] Kopittke P M, Asher C J, Blamey F P, et al. Localization and chemical speciation of Pb in roots of signal grass (*Brachiaria decumbens*) and Rhodes grass (*Chloris gayana*) [J]. Environmental Science & Technology, 2008, 42(12): 4595-4599
- [7] Nishizono H, Ichikawa H, Suzuki S, et al. The role of the root cell wall in the heavy metal tolerance of *Athyrium yokoscense* [J]. Plant and Soil, 1987, 101(1): 15-20
- [8] 赵克俭. 城市重金属污染水体的植物修复试验研究[J]. 安徽农业科学, 2010, 38(14): 7462-7464, 7466
- Zhao K J. Experimental research on plants repairing to city water resource polluted by heavy metal [J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2010, 38(14): 7462-7464, 7466 (in Chinese)
- [9] 刘文菊, 朱永官. 湿地植物根表的铁锰氧化物膜[J]. 生态学报, 2005, 25(2): 358-363
- Liu W J, Zhu Y G. Iron and Mn plaques on the surface of roots of wetland plants [J]. Acta Ecologica Sinica, 2005, 25(2): 358-363 (in Chinese)
- [10] 胡莹, 黄益宗, 黄艳超, 等. 根表铁膜对水稻铅吸收转运的影响[J]. 生态毒理学报, 2014, 9(1): 35-41
- Hu Y, Huang Y Z, Huang Y C, et al. Influence of iron plaque on Pb uptake and translocation by rice (*Oryza sativa* L.) [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2014, 9(1): 35-41 (in Chinese)
- [11] Zhang X K, Zhang F S, Mao D. Effect of iron plaque outside roots on nutrient uptake by rice (*Oryza sativa* L.): Phosphorus uptake [J]. Plant and Soil, 1999, 209: 187-192
- [12] Zhou X B, Shi W M. Effect of root surface iron plaque on Se translocation and uptake by Fe-deficient rice [J]. Pedosphere, 2007, 17(5): 580-587
- [13] 何玉君, 孙梦荷, 沈亚婷, 等. 超富集植物与重金属相互作用机制及应用研究进展[J]. 岩矿测试, 2020, 39(5): 639-657
- He Y J, Sun M H, Shen Y T, et al. Research progress on the interaction mechanism between hyperaccumulator and heavy metals and its application [J]. Rock and Mineral Analysis, 2020, 39(5): 639-657 (in Chinese)
- [14] Rodriguez-Hernandez M C, Bonifas I, Alfaro-De la Torre M C, et al. Increased accumulation of cadmium and lead under Ca and Fe deficiency in *Typha latifolia*: A study of two pore channel (*TPC1*) gene responses [J]. Environmental and Experimental Botany, 2015, 115: 38-48
- [15] He B Y, Yu D P, Chen Y, et al. Use of low-calcium cultivars to reduce cadmium uptake and accumulation in edible amaranth (*Amaranthus mangostanus* L.) [J]. Chemosphere, 2017, 171: 588-594
- [16] Deng T H B, van der Ent A, Tang Y T, et al. Nickel hyperaccumulation mechanisms: A review on the current state of knowledge [J]. Plant and Soil, 2018, 423(1-2): 1-11
- [17] Bothe H, Słomka A. Divergent biology of facultative heavy metal plants [J]. Journal of Plant Physiology, 2017, 219: 45-61
- [18] Pinto E, Sigaud-kutner T C S, Leitão M A S, et al. Heavy metal-induced oxidative stress in algae [J]. Journal of Phycology, 2003, 39(6): 1008-1018
- [19] Hou X L, Han H, Cai L P, et al. Pb stress effects on leaf chlorophyll fluorescence, antioxidative enzyme activities, and organic acid contents of *Pogonatherum crinitum* seedlings [J]. Flora, 2018, 240: 82-88
- [20] 胡国涛, 杨兴, 陈小米, 等. [J]. 环境科学学报, 2016, 36(10): 3870-3875
- Hu G T, Yang X, Chen X M, et al. Physiological responses of bamboo-willow plants to heavy metal stress [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2016, 36(10): 3870-3875 (in Chinese)
- [21] Li X, Zhou Y L, Yang Y Q, et al. Physiological and proteomics analyses reveal the mechanism of *Eichhornia crassipes* tolerance to high-concentration cadmium stress compared with *Pistia stratiotes* [J]. PLoS One, 2015, 10(4): e0124304
- [22] Fediuc E, Erdei L. Physiological and biochemical aspects of cadmium toxicity and protective mechanisms induced in *Phragmites australis* and *Typha latifolia* [J]. Journal of Plant Physiology, 2002, 159(3): 265-271
- [23] 葛依立, 陈心胜, 黄道友, 等. 湿地植物水蓼(*Polygonum hydropiper* L.)对镉的富集特征及生理响应[J]. 生态毒理学报, 2020, 15(2): 190-200
- Ge Y L, Chen X S, Huang D Y, et al. Accumulation characteristics and physiological responses of the wetland plant, *Polygonum hydropiper* L. to cadmium [J]. Asian Journal of Ecotoxicology, 2020, 15(2): 190-200 (in Chinese)
- [24] Wang S F, Zhao Y, Guo J H, et al. Antioxidative response in leaves and allelochemical changes in root exudates of *Ricinus communis* under Cu, Zn, and Cd stress [J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2018, 25(32): 32747-32755
- [25] 汤茜, 朱四喜, 赵斌, 等. 湿地植物再力花对铬胁迫的生理生化响应[J]. 科学技术与工程, 2018, 18(35): 108-115
- Tang Q, Zhu S X, Zhao B, et al. Physiological and biochemical responses of *Thalia dealbata* of wetland plants to Cr stress [J]. Science Technology and Engineering, 2018,

- 18(35): 108-115 (in Chinese)
- [26] 李星, 刘鹏, 徐根娣, 等. 人工湿地植物对电镀废水的净化和修复效果研究[J]. 浙江林业科技, 2008, 28(4): 16-21
- Li X, Liu P, Xu G D, et al. Study on phytoremediation of electroplating sewage by wetland plants [J]. Journal of Zhejiang Forestry Science and Technology, 2008, 28(4): 16-21 (in Chinese)
- [27] 代军, 陶春元, 孙剑奇. 鄱阳湖水生植物对重金属铜、铅、锌的富集作用研究[J]. 九江学院学报: 自然科学版, 2010, 25(4): 5-8
- Dai J, Tao C Y, Sun J Q. Study on accumulation of heavy metal Cu, Pb, Zn in aquatic plants of Poyang Lake [J]. Journal of Jiujiang University: Natural Science Edition, 2010, 25(4): 5-8 (in Chinese)
- [28] 谢丹超. 湿地修复生态工程中水生植物对重金属 Cu、Zn 污染废水的净化研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2005: 1-59
- Xie D C. Copper and zinc removal by aquatic plants in constructed wetland ecosystem [D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2005: 1-59 (in Chinese)
- [29] Rai P K. Heavy metal phyto-technologies from Ramsar wetland plants: Green approach [J]. Chemistry and Ecology, 2018, 34(8): 786-796
- [30] 林芳芳, 丛鑫, 黄锦楼, 等. 人工湿地植物对重金属铅的抗性[J]. 环境工程学报, 2014, 8(6): 2329-2334
- Lin F F, Cong X, Huang J L, et al. Resistance of artificial wetland plants to lead [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2014, 8(6): 2329-2334 (in Chinese)
- [31] 韦江玲, 潘良浩, 陈元松, 等. 重金属 Cr^{6+} 胁迫对荇菜生理生态特征的影响[J]. 广西植物, 2014, 34(1): 89-94
- Wei J L, Pan L H, Chen Y S, et al. Physiological and ecological characteristics of *Cyperus malaccensis* to Cr^{6+} stress [J]. Guihaia, 2014, 34(1): 89-94 (in Chinese)
- [32] Abdel-Sabour M F, Mortvedt J J, Kelsoe J J. Cadmium-zinc interactions in plants and extractable cadmium and zinc fractions in soil [J]. Soil Science, 1988, 145(6): 424-431
- [33] 徐楠. 汞、镉及其复合污染对浮萍的毒害影响及细胞凋亡机制的初探[D]. 南京: 南京师范大学, 2003: 1-58
- [34] 何婷婷. 超高含量重金属复合污染土壤中东南景天修复机制研究[D]. 武汉: 武汉理工大学, 2020: 1-79
- He T T. Study on the remediation mechanism of *Sedum alfredii* in the soil polluted by ultra-high content heavy metals [D]. Wuhan: Wuhan University of Technology, 2020: 1-79 (in Chinese)
- [35] 欧琪琪, 陈永华, 付雄略, 等. 3 种改良剂对铅锌矿渣中重金属形态及植物富集的影响[J]. 环境污染与防治, 2019, 41(9): 1026-1031
- Ou Q Q, Chen Y H, Fu X L, et al. Effects of three conditioners on plant enrichment and matrix forms of heavy metals in lead-zinc slag [J]. Environmental Pollution & Control, 2019, 41(9): 1026-1031 (in Chinese)
- [36] 张帅, 方晓晴, 万敏, 等. 土壤酸胁迫对 2 种植物生长及镉富集的影响[J]. 安徽农业科学, 2020, 48(17): 104-107, 155
- Zhang S, Fang X Q, Wan M, et al. Effects of soil acid stress on the growth and cadmium accumulation of two plants [J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2020, 48(17): 104-107, 155 (in Chinese)
- [37] Brown S L, Chaney R L, Angle J S, et al. Phytoremediation potential of *Thlaspi caerulescens* and bladder *Campion* for zinc- and cadmium-contaminated soil [J]. Journal of Environmental Quality, 1994, 23(6): 1151-1157
- [38] 仇荣亮, 刘凤杰, 万云兵, 等. 植物 *A. murale* 和 *A. corsicum* 修复镍污染土壤[J]. 中国环境科学, 2008, 28(11): 1026-1031
- Qiu R L, Liu F J, Wan Y B, et al. Phytoremediation on nickel-contaminated soils by hyperaccumulators *Alyssum corsicum* and *Alyssum murale* [J]. China Environmental Science, 2008, 28(11): 1026-1031 (in Chinese)
- [39] Kukier U, Peters C A, Chaney R L, et al. The effect of pH on metal accumulation in two *Alyssum* species [J]. Journal of Environmental Quality, 2004, 33(6): 2090-2102
- [40] Fritioff A, Kautsky L, Greger M. Influence of temperature and salinity on heavy metal uptake by submersed plants [J]. Environmental Pollution, 2005, 133(2): 265-274
- [41] Hasegawa I, Shinmachi F, Noguchi A, et al. Physiological characterisation of root cell Cd^{2+} absorption and translocation to shoots in *Brassica* [J]. Develop Plant Soil, 2001, 92: 448-449
- [42] Zhao F J, Hamon R E, Lombi E, et al. Characteristics of cadmium uptake in two contrasting ecotypes of the hyperaccumulator *Thlaspi caerulescens* [J]. Journal of Experimental Botany, 2002, 53(368): 535-543
- [43] 彭克俭. 矿业废弃地植物对重金属的积累及其机理的初步研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2006: 1-165
- Peng K J. Heavy metal accumulation and mechanisms by plants in mining and smelter wastelands [D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2006: 1-165 (in Chinese)
- [44] 郑黎明, 袁静. 重金属污染土壤植物修复技术及其强化措施[J]. 环境科技, 2017, 30(1): 75-78
- Zheng L M, Yuan J. Phytoremediation of soils contaminated by heavy metals and strengthening measures [J]. Environmental Science and Technology, 2017, 30(1): 75-78 (in Chinese)

- [45] Liu C Y, Gong X F, Tang Y P, et al. Lead sequestration in iron plaques developed on *Phalaris arundinacea* Linn. and *Carex cinerascens* Kuckenth. from Poyang Lake (China) [J]. Aquatic Botany, 2015, 122: 54-59
- [46] 刘春英. 鄱阳湖湿地植物根表铁膜的形成及对铅的转运机制研究[D]. 南昌: 南昌大学, 2015: 1-126
Liu C Y. Study on the formation of iron plaque on the root surfaces of wetland plants from Poyang Lake and its translocation mechanism on lead [D]. Nanchang: Nanchang University, 2015: 1-126 (in Chinese)
- [47] 吴仁杰, 陈银萍, 曹雯婕, 等. 营养元素与螯合剂强化植物修复重金属污染土壤研究进展[J]. 中国土壤与肥料, 2021(5): 328-337
Wu R J, Chen Y P, Cao W J, et al. Research advances in phytoremediation of heavy metal contaminated soil strengthened by chelating agents and nutrient elements [J]. Soil and Fertilizer Sciences in China, 2021(5): 328-337 (in Chinese)
- [48] 李勤锋. 红蛋植物对重金属镉的吸收累积特性研究[D]. 南宁: 广西大学, 2012: 1-60
Li Q F. Uptake and accumulation of cadmium in *Echinodorus osiris* plant [D]. Nanning: Guangxi University, 2012: 1-60 (in Chinese)
- [49] 陈永亮. 不同氮源处理对红松苗木根际 pH 及养分有效性的影响[J]. 南京林业大学学报: 自然科学版, 2004, 28(1): 42-46
Chen Y L. The effects of different nitrogen sources on pH and the nutrient availability in the rhizosphere of Korean pine [J]. Journal of Nanjing Forestry University, 2004, 28(1): 42-46 (in Chinese)
- [50] 王朋超, 孙约兵, 徐应明, 等. 施用磷肥对南方酸性红壤镉生物有效性及土壤酶活性影响[J]. 环境化学, 2016, 35(1): 150-158
Wang P C, Sun Y B, Xu Y M, et al. Effects of phosphorous fertilizers on Cd bioavailability and soil enzyme activities in south acidic red soil [J]. Environmental Chemistry, 2016, 35(1): 150-158 (in Chinese)
- [51] Li Y P, Sun M J, He W, et al. Effect of phosphorus supplementation on growth, nutrient uptake, physiological responses, and cadmium absorption by tall fescue (*Festuca arundinacea* Schreb.) exposed to cadmium [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2021, 213: 112021
- [52] 程娜. 北京河流修复中水生植物群落构建与优化配置研究[D]. 郑州: 华北水利水电大学, 2020: 79
Cheng N. Study on the construction and optimal allocation of aquatic plant communities in Beijing River restoration [D]. Zhengzhou: North China University of Water Resources and Electric Power, 2020: 79 (in Chinese)
- [53] Rai P K. Heavy metals/metalloids remediation from wastewater using free floating macrophytes of a natural wetland [J]. Environmental Technology & Innovation, 2019, 15: 100393
- [54] Wei S H, Zhou Q X, Koval P V. Flowering stage characteristics of cadmium hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. and their significance to phytoremediation [J]. Science of the Total Environment, 2006, 369(1-3): 441-446
- [55] Baker A J M, Brooks R R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements, A review of their distribution, ecology and phytochemistry [J]. Biorecovery, 1989, 1(2): 81-126
- [56] Lafabrie C, Major K M, Major C S, et al. Trace metal contamination of the aquatic plant *Hydrilla verticillata* and associated sediment in a coastal Alabama creek (Gulf of Mexico - USA) [J]. Marine Pollution Bulletin, 2013, 68(1-2): 147-151
- [57] Zayed A, Gowthaman S, Terry N. Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: I. Duckweed [J]. Journal of Environmental Quality, 1998, 27(3): 715-721
- [58] Mattina M I, Lannucci-Berger W, Musante C, et al. Concurrent plant uptake of heavy metals and persistent organic pollutants from soil [J]. Environmental Pollution, 2003, 124(3): 375-378
- [59] Zhang X C, Zhang S R, Xu X X, et al. Tolerance and accumulation characteristics of cadmium in *Amaranthus hybridus* L. [J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 180(1-3): 303-308
- [60] Chayapan P, Kruatrachue M, Meentem M, et al. Effects of amendments on growth and uptake of Cd and Zn by wetland plants, *Typha angustifolia* and *Colocasia esculenta* from contaminated sediments [J]. International Journal of Phytoremediation, 2015, 17(9): 900-906
- [61] Khellaf N, Zerdaoui M. Phytoaccumulation of zinc by the aquatic plant, *Lemna gibba* L. [J]. Bioresource Technology, 2009, 100(23): 6137-6140
- [62] Upadhyay A K, Singh N K, Bankoti N S, et al. Designing and construction of simulated constructed wetland for treatment of sewage containing metals [J]. Environmental Technology, 2017, 38(21): 2691-2699
- [63] 王宜辰. Freundlich 吸附等温式的理论推导[J]. 烟台师范学院学报: 自然科学版, 1993, 9(4): 76-78
- [64] 张丹, 张世熔, 王新月, 等. 四种植物材料对废水中铅离子的吸附特征[J]. 地球与环境, 2020, 48(6): 711-718
Zhang D, Zhang S R, Wang X Y, et al. Adsorption characteristics of lead ions in wastewater by four plant derived materials [J]. Earth and Environment, 2020, 48(6): 711-718 (in Chinese)

- [65] 黄依佳, 吴剑荣, 朱莉, 等. 太湖蓝藻多糖应用于重金属离子吸附[J]. 生物加工过程, 2019, 17(2): 214-219
Huang Y J, Wu J R, Zhu L, et al. Adsorption of heavy metal by polysaccharide of Cyanobacteria from Taihu Lake [J]. Chinese Journal of Bioprocess Engineering, 2019, 17(2): 214-219 (in Chinese)
- [66] 刘冉. 大型湿地植物对不同盐度水产养殖废水中多种污染物的吸收效果研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2017: 1-121
Liu R. Studies of the absorption to various pollutant of large wetland plants in aquaculture wastewater with various salinity [D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2017: 1-121 (in Chinese)
- [67] 杨俊兴, 胡健, 雷梅, 等. 锌胁迫下湿地植物抗氧化系统反应及锌富集能力[J]. 生态学杂志, 2017, 36(8): 2274-2281
Yang J X, Hu J, Lei M, et al. Antioxidant system responses and bioaccumulation of Zn in wetland plants under Zn stress [J]. Chinese Journal of Ecology, 2017, 36(8): 2274-2281 (in Chinese)
- [68] Monni S, Salemaa M, White C, et al. Copper resistance of *Calluna vulgaris* originating from the pollution gradient of a Cu-Ni smelter, in southwest Finland [J]. Environmental Pollution, 2000, 109(2): 211-219
- [69] 刘宛茹. 湿地植物红蛋对重金属镉的解毒机制研究[D]. 南宁: 广西大学, 2013: 1-57
Liu W R. Mechanisms of cadmium detoxification in wetland plant *Echinodorus osiris* [D]. Nanning: Guangxi University, 2013: 1-57 (in Chinese)
- [70] 张晓斌. 植物修复在水环境污染治理中的研究[D]. 金华: 浙江师范大学, 2007: 1-87
Zhang X B. Research on phytoremediation for pollution control in water environment [D]. Jinhua: Zhejiang Normal University, 2007: 1-87 (in Chinese) ◆