

武 坤, 孔 潇, 董 郁, 等. 人工湿地植物对污水中重金属铬、镉、铅富集能力的整合分析[J]. 江苏农业学报, 2022, 38(6): 1532-1540.  
doi: 10.3969/j.issn.1000-4440.2022.06.011

# 人工湿地植物对污水中重金属铬、镉、铅富集能力的整合分析

武 坤, 孔 潇, 董 郁, 付为国

(江苏大学农业工程学院, 江苏 镇江 212013)

**摘要:** 以类似响应比的生物富集系数作为效应值, 利用整合分析, 综合定量分析 15 科 45 种湿地植物对铬 (Cr)、镉 (Cd) 和铅 (Pb) 的富集能力。结果显示: 总体上, 人工湿地植物以禾本科和香蒲科植物为主, 且对重金属的富集能力顺序为 Cd>Pb>Cr; 植物不同器官对各重金属的富集能力存在差异, 对 Cr 的富集能力表现为根>叶>茎, 对 Cd 的富集能力表现为根>茎>叶, 对 Pb 的富集能力表现为叶>茎>根; 植物在不同类型人工湿地中富集能力也不相同。

**关键词:** 人工湿地; 植物; 重金属; 富集能力; 整合分析

**中图分类号:** X592      **文献标识码:** A      **文章编号:** 1000-4440(2022)06-1532-09

## Meta-analysis of the accumulation ability of wetland plants to chromium, cadmium and lead in wastewater

WU Kun, KONG Xiao, DONG Yu, FU Wei-guo

(School of Agricultural Engineering, Jiangsu University, Zhenjiang 212013, China)

**Abstract:** In this study, the bioaccumulation coefficients were used as the effect values, and the bioaccumulation abilities of 45 wetland plants in 15 families to chromium (Cr), cadmium (Cd) and lead (Pb) were analyzed. The results showed that, on the whole, the bioaccumulation ability of wetland plants to heavy metals followed the order of Cd>Pb>Cr. Gramineae and Typhaceae plants were widely used in constructed wetlands. The bioaccumulation abilities of different organs of plants to the same heavy metals were different, which were manifested as Cr: root>leaf>stem, Cd: root>stem>leaf, Pb: leaf>stem>root. The accumulation ability of plants in different types of constructed wetlands was also different.

**Key words:** constructed wetland; plants; heavy metals; accumulation ability; meta-analysis

随着工农业的迅速发展,越来越多的重金属被排入到环境中,造成多种形式的重金属污染。其中,重金属水污染则是重金属污染的主要形式之一。重金属水污染通常是指一定量不同种类的重金属排入水体后,造成严重的水体污染,该污染不仅影响水生动物、植物的生长发育,而且还通过食物链的生物富集,最终进入人体,威胁人类的生命健康。不同种类

的重金属致毒性各不相同,其中,铬 (Cr)、镉 (Cd) 和铅 (Pb) 等重金属具有显著的生物毒性,微量即可对人体产生毒性作用。例如日本神通川流域出现的“痛痛病”,便是由水体 Cd 污染所致。因此,如何处理水体重金属污染已越来越受到人们的关注,而相关处理技术的探究也一直是研究的热点。

在重金属污水处理过程中,吸附、离子交换、电解、膜分离以及化学沉淀等物理或化学处理技术在一定程度上虽可有效去除污水中的重金属,但各自在实际应用中存在或部分存在成本高、能耗大和易产生二次污染等问题,导致其综合效益降低。而人工湿地重金属污水处理则是一项以生物处理为主的处理技术,

收稿日期: 2022-03-15

基金项目: 江苏省高校自然科学研究重大项目 (15KJA210001)

作者简介: 武 坤 (1995-), 男, 山东临沂人, 硕士研究生, 主要从事人工湿地去污研究。 (E-mail) 15550947133@163.com

通讯作者: 付为国, (E-mail) fuweiguo@ujs.edu.cn

它是由基质、水体、水生动植物、好氧或厌氧微生物种群组成的复杂生态系统<sup>[1]</sup>,利用其基质、植物和微生物的物理、化学和生物三重协同作用,通过吸附、滞留、吸收、氧化还原、微生物分解和转化等作用机制去除污水中的重金属。其中,作为人工湿地系统的最为重要组成部分的湿地植物,通过对重金属的吸收和富集,在人工湿地重金属污水处理过程中,发挥着极其重要作用<sup>[2]</sup>。例如,在 Pb 质量浓度为 50 mg/L 的污水中,香蒲(*Typha orientalis*)根中 Pb 的富集浓度为 132.2 mg/g,富集系数为 2.64<sup>[3]</sup>;在 Cd 质量浓度为 100 mg/L 的污水中,芦苇(*Phragmites australis*)地上部分和地下部分 Cd 的富集浓度分别为 474.24 mg/kg 和 534.00 mg/kg<sup>[4]</sup>。同时,植物还通过为根区好氧微生物输送氧气<sup>[5-6]</sup>,提高水体中的溶解氧质量浓度和氧化还原电位,促成根区氧化态环境的形成,从而改变水体中重金属的溶解性及其氧化还原状态<sup>[7-9]</sup>,通过增强重金属的生物有效性提高植物对重金属的富集<sup>[10-11]</sup>。另外,伴生在植物根际周边的某些微生物可通过多种途径提高重金属迁移率或生物有效性,也可通过分泌生长激素,促进植物生长,从而增强植物对重金属的富集能力<sup>[12]</sup>。尽管很多学者已对不同类型人工湿地植物对重金属的富集能力进行了独立定量研究,也有文献对此进行定性的分析,但对于这些众多的人工湿地植物重金属富集能力的独立研究结果,目前仍缺少使用系统的或统计的方法,综合性地定量分析人工湿地植物对重金属的富集能力,从而提高人工湿地植物重金属富集能力研究的系统性和广泛性。

本研究拟采用整合分析的方法,不仅分析湿地植物及其不同器官对 Cr、Cd 和 Pb 3 种重金属的富集能力,还分析不同人工湿地类型对植物富集能力

的影响,从而综合评价湿地植物对水体中 Cr、Cd 和 Pb 的富集能力,以克服单一研究结果差异性大、不具普遍代表性的缺点,以期为人工湿地中去污植物的筛选、人工湿地类型的选择以及重金属污水处理工程管理提供科学依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 文献检索

在中国国家知识基础设施(CNKI)和 Web of Science(WoS)进行文献检索,以寻找关于湿地植物富集重金属的研究,文献检索日期为1960–2020年。关键词包括人工湿地、植物、重金属、Cd、Cr 和 Pb 等。所有检索到的文献使用以下标准进行筛选<sup>[13]</sup>:(1)试验数据均从野外实地调查或栽培试验中获得;(2)文献所采用的研究方法类似;(3)明确给出污水中 Cr、Cd、Pb 质量浓度的平均值(*Mean*)、标准差(*SD*)和样本量(*N*);(4)物种明确,至少富集以上 3 种重金属中的一种重金属,且其富集浓度的平均值、标准差和样本量明确;(5)是一篇完整的文章,所有数据和结果均可用于分析。若文中给出的是标准误(*SE*)则利用公式  $SD=SE \times \sqrt{N}$  计算,若数据以图的形式呈现,则利用 GetData Graph Digitizer 软件提取图中数据。

所选文献中如具有以下特征则被排除:(1)重复发表或重复报道的文献;(2)数据不完整的文献,例如,报道了植物中某重金属质量浓度,但未报道污水中相应重金属质量浓度的文献;(3)因添加某特定化合物而影响了植物固有重金属富集能力的文献;(4)综述性文献。本研究共收集了 31 篇人工湿地中湿地植物对重金属 Cr、Cd 和 Pb 富集研究的文献,包含 277 组数据,涉及 15 科 45 种湿地植物(表 1)。

表 1 本研究所用文献基本信息

Table 1 Basic information of literature used in this study

植物所在科	重金属质量浓度 (mg/L)			研究的植物部分	湿地类型	参考文献
	铬 (Cr)	镉 (Cd)	铅 (Pb)			
香蒲科、莎草科	444.000 0		127.300 0	根、茎	表面流人工湿地	[14]
天南星科		0.100 0	5.000 0	整株	漂浮处理湿地	[15]
香蒲科、蓼科	0.320 0		0.570 0	根、茎、叶	水平潜流人工湿地	[16]
蓼科、雨久花科、竹芋科			1.825 0	根	复合人工湿地	[17]
禾本科	0.003 0	0.000 6	0.008 0	茎、叶	水平潜流人工湿地	[18]
蓼科、菊科、莎草科、豆科、雨久花科、苋科、禾本科	1.000 0			整株	表面流人工湿地	[19]
禾本科、香蒲科、莎草科	11.728 0			根、茎、叶	水平潜流人工湿地	[20]

续表1 Continued1

植物所在科	重金属质量浓度 (mg/L)			研究的植物部分	湿地类型	参考文献
	铬 (Cr)	镉 (Cd)	铅 (Pb)			
禾本科、香蒲科	2.630 0	0.010 0	0.080 0	根、茎	表面流人工湿地	[21]
香蒲科、禾本科		0.012 8		根	垂直潜流人工湿地	[22]
蓼科、菊科、莎草科、豆科、雨久花科、苋科、禾本科		0.500 0	2.000 0	整株	表面流人工湿地	[23]
禾本科	0.084 0			根、茎、叶	潜流人工湿地	[24]
禾本科	0.380 0	0.150 0	1.760 0	根	水平潜流人工湿地	[25]
禾本科	0.060 0~0.350 0	0.040 0~0.080 0	0.260 0~0.870 0	根	水平潜流人工湿地	[26]
雨久花科、莎草科	0.110 0~0.150 0		0.102 1~0.110 9	根、茎、叶	复合人工湿地	[27]
天门冬科			50.000 0	根、地上部	漂浮处理湿地	[28]
莎草科、禾本科	10.000 0/20.000 0/40.000 0			根、茎、叶	潜流人工湿地	[29]
禾本科	20.000 0/40.000 0			根、茎、叶	垂直潜流人工湿地	[30]
香蒲科		0.070 0	17.400 0	根、茎、叶	表面流人工湿地	[31]
莎草科、灯芯草科		0.100 0		根	微电场潜流人工湿地	[32]
禾本科			0.010 5	根、茎	漂浮处理湿地	[33]
莎草科、禾本科	10.000 0/20.000 0/40.000 0			根、茎、叶	垂直潜流人工湿地	[34]
石蒜科			0.062 5	根、叶	水平潜流人工湿地	[35]
美人蕉科		2.428 0		根、茎、叶	微电场潜流人工湿地、 潜流人工湿地	[36]
香蒲科、天南星科、槐叶蕨科、雨久花科		0.253 0	2.984 0	根、叶	潜流人工湿地	[37]
禾本科	0.230 0/0.360 0			根	水平潜流人工湿地	[38]
香蒲科	0.440 0	2.281 0	4.446 0	根、叶	表面流人工湿地	[39]
香蒲科、禾本科	3.660 0		7.060 0	根	漂浮处理湿地	[40]
香蒲科	2.300 0		2.800 0	根、茎、叶	漂浮处理湿地	[41]
禾本科、香蒲科	0.860 0	0.980 0	0.620 0	根	漂浮处理湿地	[42]
禾本科	10.000 0		80.000 0	根	漂浮处理湿地	[43]
香蒲科、禾本科、天南星科	0.041 0		0.116 0	根、茎	水平潜流人工湿地	[44]

## 1.2 统计分析

1.2.1 单一研究效应值计算 为消除因研究地点、初始重金属质量浓度、物种和其他变异来源等差异所导致的结果偏差,采用 Li 等<sup>[45]</sup>的方法使用生物富集系数( $BCF$ )作为基础比较指标用来计算响应比率( $R$ )。其计算公式为: $R=C_p/C_w$ ,式中, $C_p$ 是植物体内的重金属质量浓度,而  $C_w$ 则是水体中重金属的质量浓度。为便于分析,在不改变数据点之间关系的前提下,将观察到的变异性进行压缩,即对  $R$  取自然对数压缩,以  $\ln R$  作为效应大小的指标<sup>[46]</sup>。 $\ln R > 0$  表示正向变化或重金属富集增加, $\ln R < 0$  表示负向变化或有重金属从植物体内析出, $\ln R = 0$  则表示没有效果或湿地植物不富集该重金属。

1.2.2 综合效应值计算 采用卡方检验来确定不

同研究结果之间是否存在异质性,并根据异质性情况来选择模型,进行综合效应值(单个效应值合并)计算。若显著性检验结果为 $P > 0.05$ ,说明不同研究结果间异质性不显著,需采用固定效应模型;若 $P < 0.05$ ,则说明不同研究结果间异质性显著,则应选择随机效应模型。所有数据的计算均在 Metawin 2.1 软件中进行<sup>[46]</sup>,绘图使用 Origin 2018 软件。

## 2 结果与分析

### 2.1 植物对 Cr、Cd 和 Pb 的富集能力

计算各独立研究的效应值并对其进行异质性检验,结果(表 2)显示:数据异质性显著( $P < 0.05$ ),因此,选择随机效应模型进行综合效应值计算。

采用随机效应模型,通过加权平均计算综合效

应值(表示湿地植物总体上对重金属富集能力)及其95%置信区间,综合效应值越大,湿地植物对重金属的富集能力越强。研究发现,应用于人工湿地的植物总体上对 Cr、Cd 和 Pb 均具有较强的富集能

力。其中对 Cd 的富集能力最高,综合效应值为 3.776;其次为对 Pb 的富集能力,综合效应值为 3.392;对 Cr 的富集能力最低,综合效应值为 3.029 6 (图 1)。

表 2 随机效应模型计算结果及异质性检验结果

Table 2 Calculation results of random effects model and heterogeneity test results

样本量	综合效应值	置信区间(下限)	置信区间(上限)	Q 值(df=276)	P 值
277	3.304 80	3.093 30	3.516 30	322.841 00	0.029 13

Q 值和 P 值分别表示异质性统计量及其显著性检验。df 表示自由度。

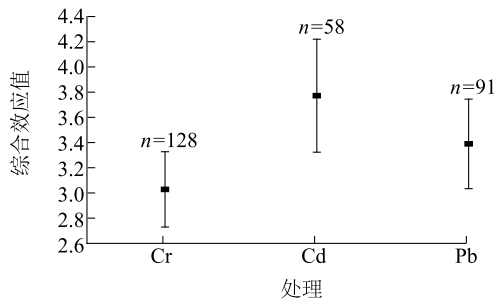


图 1 湿地植物对铬(Cr)、镉(Cd)和铅(Pb)的富集效应值

Fig.1 Accumulation effect values of wetland plants to chromium (Cr), cadmium (Cd) and lead (Pb)

收集的文献涉及的湿地植物包括 15 科,但由于竹芋科和灯芯草科仅收集到一条研究数据,其结果不具代表性,因此,在研究结果中仅展示其他 13 科植物对 Cr、Cd 和 Pb 的富集。结果(图 2)显示:石蒜科、天门冬科、苋科和豆科综合效应值的置信区间与 0 重合,其结果不显著。其他 9 科湿地植物对 Cr、Cd 和 Pb 都有一定富集能力,且它们对 Cr、Cd 和 Pb 的生物富集系数变化不大,其中天南星科(综合效应值为 5.218 7)和雨久花科(综合效应值为 4.506 0)的生物富集能力最强,对重金属的富集效果最显著,而香蒲科(综合效应值为 2.934 5)生物富集系数最低。

本研究数据中共有 9 科植物对 Cr 具有富集能力,而其中豆科和苋科由于样本量少并未纳入分析。因此,本研究仅展现其他 7 科湿地植物对 Cr 的富集。结果(图 3)显示,天南星科和菊科对 Cr 的富集效果不显著,雨久花科植物对 Cr 的富集能力最强,综合效应值为 4.517 5,该科较具代表性的物种是凤眼蓝(*Eichhornia crassipes*)。禾本科、莎草科和蓼科对 Cr 的富集能力相近,其综合效应值分别为 2.808 4、3.128 3 和 3.002 8。其中,禾本科中较具代表性的物种为芦苇,莎草科中较具代表性的物种是野生风车草(*Cyperus alternifolius*),蓼科中较具代表

性的物种是水蓼(*Polygonum hydropiper*)。另外,环境因素可影响植物对 Cr 的富集能力。例如,pH 的差异和氧化物的存在,可能会影响 Cr 的形态和 Cr 的生物富集潜力<sup>[47]</sup>。此外,植物通过多种防御机制来耐受 Cr 的毒害,如络合作用和抗氧化酶清除活性氧等。例如,李氏禾(*Leersia hexandra*)在受 Cr 胁迫时,体内产生草酸等有机酸与 Cr 形成有机酸络合物,增加对 Cr 的吸收<sup>[48]</sup>,而李氏禾体内的抗性内生细菌可以通过改变 Cr 价态的形式去除 Cr<sup>6+</sup><sup>[49]</sup>。

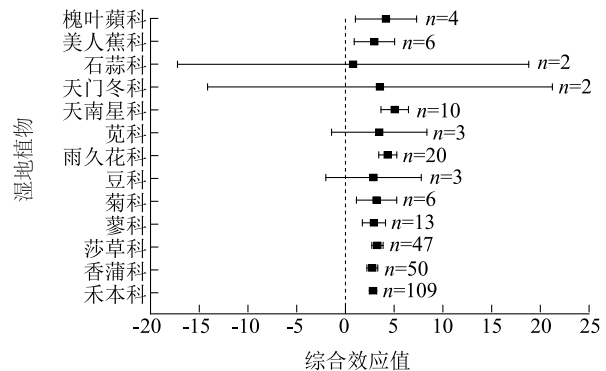


图 2 13 科湿地植物对 Cr、Cd 和 Pb 的富集效应值

Fig.2 Accumulation effect values of wetland plants from 13 families to Cr, Cd and Pb

本研究数据中 12 科湿地植物能够富集 Cd,但其中的豆科、灯芯草科和苋科样本量少,在分析湿地植物对 Cd 富集能力的研究结果中并未纳入豆科、苋科和灯芯草科这 3 科植物。从其他 9 科湿地植物对 Cd 的富集能力中(图 4)可以发现,除菊科、蓼科和槐叶蘋科对 Cd 的富集能力不显著外,其余每科植物均有较强的 Cd 富集能力,代表其富集能力的综合效应值为 3.146 0~4.779 3,富集能力非常显著。其中,香蒲科较具代表性的物种是宽叶香蒲(*Typha latifolia*)。禾本科较具代表性的物种为芦苇和香根草(*Chrysopogon zizanioides*)等物种。蓼科植物中的



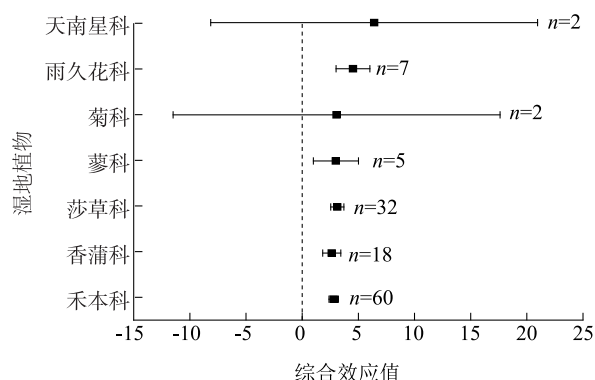


图3 7科湿地植物对Cr的富集效应值

Fig.3 Accumulation effect values of wetland plants from seven families to Cr

水蓼和酸模叶蓼 (*Polygonum lapathifolium*) 以及莎草科中的碎米莎草 (*Cyperus iria*) 和异型莎草 (*Cyperus difformis*) 等均能有效富集 Cd, 常被种植于人工湿地中来处理重金属污水。图 1 中 Cd 的 BCF 平均值较高的原因可能是湿地植物从污水中吸收 Cd 的效率更高, 这与 Ismael 等<sup>[50]</sup>的研究结果类似。尽管目前尚未全面探明不同植物对 Cd 的吸收机制, 但研究结果已显示交换态的 Cd 更容易被植物根部吸收并运输到植物的其他部分<sup>[51]</sup>。图 4 中 Cd 的综合效应值变化较大, 表明不同科的湿地植物对 Cd 的吸收能力差异较大。香蒲科和禾本科的植物表现出较高的 Cd 耐受性, 可能是基于抗氧化酶活性的解毒防御策略<sup>[52]</sup>。此外, 植物自身也会释放有机酸, 减轻重金属对植物的毒害<sup>[53]</sup>。例如, 薛博晗等<sup>[54]</sup>研究发现添加草酸可以提高披碱草 (*Elymus dahuricus*) 对 Cd 的积累, 添加柠檬酸则可以显著提高披碱草的生物量, 对披碱草 Cd 的吸收和转运具有积极的作用。

本研究中有 13 科植物能够富集 Pb, 但其中的豆科、苋科和竹芋科由于各仅有一条数据其结果不具代表性, 因此, 在分析结果中并未纳入豆科、苋科和竹芋科。其他 10 科湿地植物对 Pb 的富集能力见图 5。槐叶藨科、石蒜科、天门冬科和菊科的综合效应值置信区间与 0 重合, 其富集效果不显著。雨久花科和天南星科湿地植物对 Pb 的富集能力最显著, 综合效应值分别为 4.556 7 和 5.006 9, 其次为莎草科植物, 其综合效应值为 3.975 8。禾本科、蓼科和香蒲科等湿地植物对 Pb 也具有显著的富集能力, 其综合效应值也在 3.000 0 左右, 对 Pb 也具有良

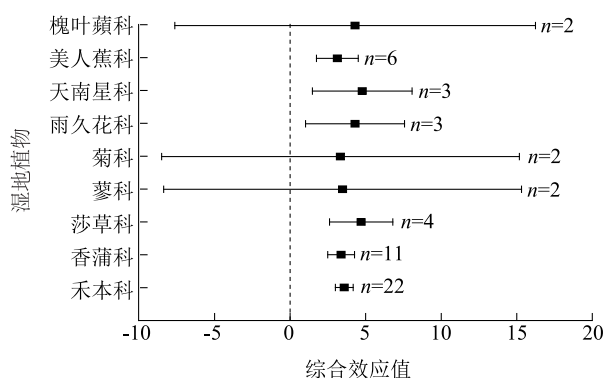


图4 9科湿地植物对Cd的富集效应值

Fig.4 Accumulation effect values of wetland plants from nine families to Cd

好的富集效果。雨久花科的凤眼蓝、禾本科的芦苇和香根草、蓼科的水蓼、莎草科的野生风车草、以及香蒲科的宽叶香蒲等分别为各科较具有代表性的物种。植物对 Pb 的富集能力是由植物的耐受机制决定的, Pb 胁迫会损害植物的生理生化活动, 为了应对 Pb 胁迫, 植物配备了广泛的解毒耐受机制, 包括吸收/解吸、吸收/螯合和转移/积累等过程<sup>[55]</sup>。

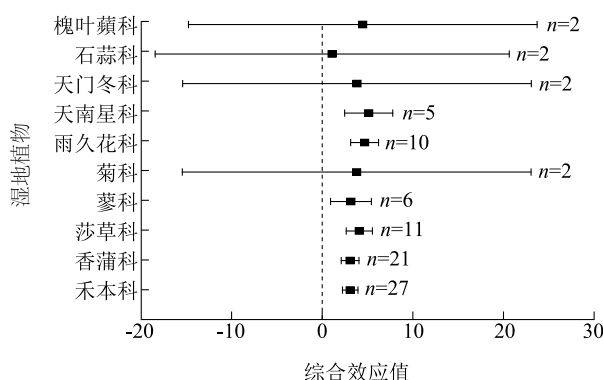


图5 10科湿地植物对Pb的富集效应值

Fig.5 Accumulation effect values of wetland plants from ten families to Pb

## 2.2 植物不同器官对 Cr、Cd 和 Pb 的富集能力

由植物不同器官对重金属富集能力的整合分析结果(图 6)可知, 3 种重金属中, 植物器官总体对 Cd 的富集能力高于对 Pb 的富集能力, 而植物器官总体对 Pb 的富集能力又高于对 Cr 的富集能力。重金属在植物不同器官内的富集能力因重金属种类不同而存在差异, 其中, 植物各器官对 Pb 的富集能力表现为叶>茎>根, 对 Cd 的富集能力表现为根>茎>叶, 而对于 Cr 的富集能力则表现为根>叶>茎。许多研

究结果显示,植物各器官对多数重金属的富集规律一般表现为根>茎>叶,这可能是由于根是植物吸收重金属的主要场所的缘故<sup>[56-57]</sup>。根中重金属含量较高也与植物根系发达且生物量较高有关,因此,重金属通常在根系中的滞留量远远超过茎和叶<sup>[58]</sup>。此外,根际微生物可以通过分泌有机酸、表面活性剂和有关酶,提高根际环境中重金属的生物有效性,从而促进植物对重金属的富集<sup>[59]</sup>。本研究中湿地植物根对 Pb 富集反而低于叶,一方面可能是 Pb 可通过气孔交换和叶面吸附,大量吸收大气中的 Pb 并富集;另一方面,可能是由于土壤中 Pb 的移动性弱和生物有效性低等缘故<sup>[60]</sup>。

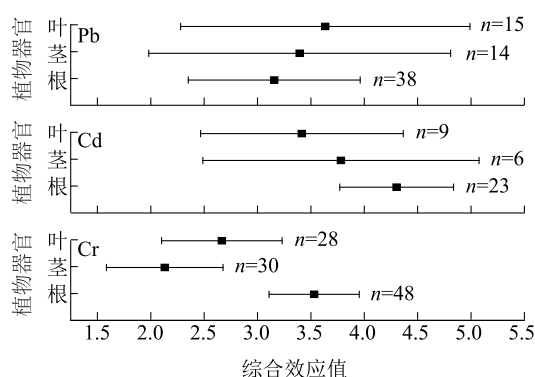


图6 湿地植物各器官对 Cr、Cd 和 Pb 的富集效应值

Fig.6 Accumulation effect values of various organs of wetland plants to Cr, Cd and Pb

### 2.3 不同湿地类型对植物富集重金属的影响

根据人工湿地进水方式的不同,可将湿地划分为表面流、水平潜流和垂直潜流等类型,不同类型的人工湿地具有不同的净化效果。本研究分析了不同类型人工湿地中植物对重金属 Cr、Cd 和 Pb 的富集能力,以探究湿地类型的不同对人工湿地中植物富集重金属能力的影响。结果(图 7、图 8 和图 9)显示:在复合人工湿地中植物对 Cr 的富集能力非常显著,富集能力最高,其次是在潜流人工湿地和表面流人工湿地中。植物在漂浮植物湿地中对 Cd 的富集效果不显著,植物在潜流人工湿地中富集 Cd 的能力大于表面流人工湿地。植物对 Pb 的富集能力在不同类型人工湿地中的表现为:潜流人工湿地>复合人工湿地>水平潜流人工湿地>表面流人工湿地>漂浮植物湿地。潜流人工湿地的进水方式,使污水在湿地床内部流动,充分发挥了植物根系吸附截留的作用,促进了植物对重金属的吸收富集<sup>[61]</sup>。

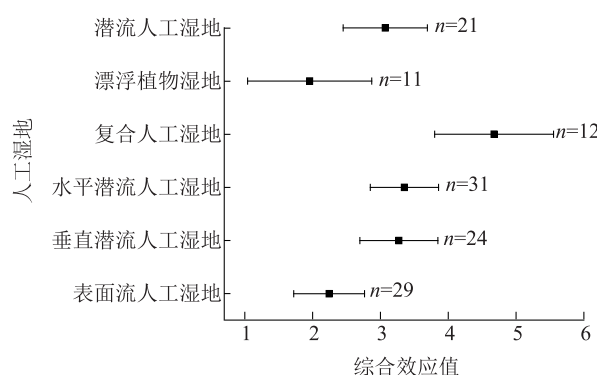


图7 不同类型人工湿地中植物对 Cr 的富集能力

Fig.7 The Cr accumulation ability of plants in different types of constructed wetlands

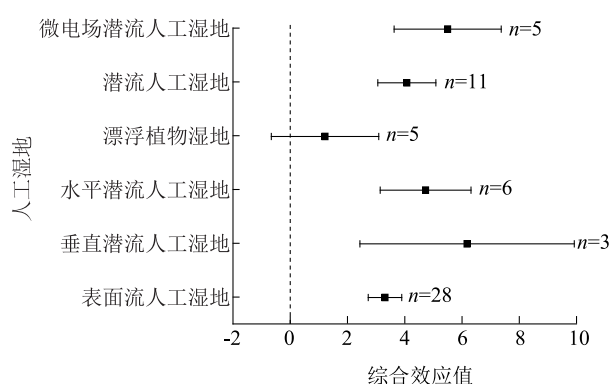


图8 不同类型人工湿地中植物对 Cd 的富集能力

Fig.8 The Cd accumulation ability of plants in different types of constructed wetlands

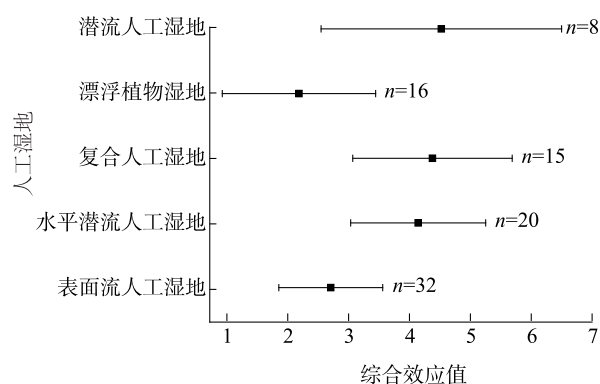


图9 不同类型人工湿地中植物对 Pb 的富集能力

Fig.9 The Pb accumulation ability of plants in different types of constructed wetlands

## 3 结论

本研究整合分析了湿地植物对 Cr、Cd 和 Pb 的富集能力,结果显示:(1)湿地植物对 Cr、Cd 和 Pb

都具有良好的富集能力,其富集能力总体上表现为 Cd>Pb>Cr。不同植物对重金属的富集能力存在差异,对 Cr 富集能力最强的是雨久花科,天南星科和莎草科对 Cd 的富集能力最强,对 Pb 的富集能力最强是天南星科和雨久花科。(2)湿地植物各器官对重金属的富集能力不同,对 Pb 的富集能力表现为叶>茎>根,对 Cd 的富集能力表现为根>茎>叶,对 Cr 的富集能力表现为根>叶>茎。(3)不同人工湿地类型中植物对重金属的富集能力不同,植物在复合人工湿地中对 Cr 的富集能力最强,其次是水平潜流人工湿地和垂直潜流人工湿地,在漂浮植物湿地中富集能力最弱。植物在垂直潜流人工湿地中对 Cd 富集能力最强,微电场潜流人工湿地和水平潜流人工湿地次之,表面流人工湿地较弱。植物对 Pb 的富集能力在不同湿地中表现为潜流人工湿地>复合人工湿地>水平潜流人工湿地>表面流人工湿地>漂浮植物湿地。

#### 参考文献:

- [1] 周桑扬,杨 凯,吴晓芙,等. 人工湿地植物去除废水中重金属的作用机制研究进展[J]. 湿地科学, 2016, 14(5): 717-724.
- [2] 李峰平,魏红阳,马 喆,等. 人工湿地植物的选择及植物净化污水作用研究进展[J]. 湿地科学, 2017, 15(6): 849-854.
- [3] 林芳芳,从 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.
- [4] 马 贵. 湿地植物芦苇对重金属 Cd 富集能力的研究[J]. 化学工程与装备, 2016(9): 42-43.
- [5] YADAV B K, SIEBEL M A, VAN BRUGGEN J J A. Rhizofiltration of a heavy metal (lead) containing wastewater using the wetland plant *Carex pendula*[J]. Clean-Soil, Air, Water, 2011, 39(5): 467-474.
- [6] YANG J, ZHENG G, YANG J, et al. Phytoaccumulation of heavy metals (Pb, Zn, and Cd) by 10 wetland plant species under different hydrological Regimes[J]. Ecological Engineering, 2017, 107: 56-64.
- [7] 王 倩. 人工湿地植物根系泌氧影响污染物去除的机制研究[D]. 济南:山东大学, 2015.
- [8] 毛凌晨,叶 华. 氧化还原电位对土壤中重金属环境行为的影响研究进展[J]. 环境科学研究, 2018, 31(10): 1669-1676.
- [9] CHATTERJEE S, DATTA S, MALLICK P H, et al. Use of wetland plants in bioaccumulation of heavy metals[M]. Berlin, Heidelberg: Springer, 2013: 117-139.
- [10] 李光辉,何长欢,刘建国. 不同湿地植物的根系泌氧作用与重金属吸收[J]. 水资源保护, 2010, 26(1): 17-20.
- [11] 葛星延. 几种漂浮植物对铅尾矿渗出液的耐性及修复潜力研究[D]. 南昌:江西财经大学, 2019.
- [12] ULLAH A, HENG S, MUNIS M F H, et al. Phytoremediation of heavy metals assisted by plant growth promoting (PGP) bacteria: a review[J]. Environmental and Experimental Botany, 2015, 117: 28-40.
- [13] XIANG Z, ZHAO M, OGBODO U S. Accumulation of urban insect pests in China: 50 years' observations on camphor tree (*Cinnamomum camphora*): 4[J]. Sustainability, 2020, 12(4): 1582.
- [14] CLAY L, PICHTEL J. Treatment of simulated oil and gas produced water via pilot-scale rhizofiltration and constructed wetlands[J]. International Journal of Environmental Research, 2019, 13(1): 185-198.
- [15] 谷兆萍. 复合污染下浮萍(*Lemna minor* L.)对重金属吸收、富集特征和机理[D]. 昆明:昆明理工大学, 2011.
- [16] 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.
- [17] 朱加宾. 人工湿地对重金属以及有害微生物去除效果的研究[D]. 南京:南京农业大学, 2018.
- [18] LESAGE E, ROUSSEAU D P L, MEERS E, et al. Accumulation of metals in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in Flanders, Belgium[J]. Science of the Total Environment, 2007, 380(1/3): 102-115.
- [19] LIU J G, LI G H, SHAO W C, et al. Variations in uptake and translocation of copper, chromium and nickel among nineteen wetland plant species[J]. Pedosphere, 2010, 20(1): 96-103.
- [20] ALEMU A, GABBIYE N, LEMMA B. Application of integrated local plant species and vesicular basalt rock for the treatment of chromium in tannery wastewater in a horizontal subsurface flow wetland system[J]. Journal of Environmental Chemical Engineering, 2020, 8(4): 103940.
- [21] GRISEY E, LAFFRAY X, CONTOZ O, et al. The bioaccumulation performance of reeds and cattails in a constructed treatment wetland for removal of heavy metals in landfill leachate treatment (Etuefont, France)[J]. Water Air and Soil Pollution, 2012, 223(4): 1723-1741.
- [22] ARIVOLI A, MOHANRAJ R, SEENIVASAN R. Application of vertical flow constructed wetland in treatment of heavy metals from pulp and paper industry wastewater[J]. Environment Science and Pollution Research, 2015, 22(17): 13336-13343.
- [23] LIU J, DONG Y, XU H, et al. Accumulation of Cd, Pb and Zn by 19 wetland plant species in constructed wetland[J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, 147(3): 947-953.
- [24] RANIERI E. Chromium and nickel control in full- and small-scale subsuperficial flow constructed wetlands[J]. Soil and Sediment Contamination: An International Journal, 2012, 21(7): 802-814.
- [25] BAKHSHODEH R, ALAVI N, MOHAMMADI A S, et al. Removing heavy metals from Isfahan composting leachate by horizontal subsurface flow constructed wetland[J]. Environment Science

- and Pollution Research, 2016, 23(12): 12384-12391.
- [26] BAKHSHOODEH R, ALAVI N, PAYDARY P. Composting plant leachate treatment by a pilot-scale, three-stage, horizontal flow constructed wetland in central Iran[J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017, 24(30): 23803-23814.
- [27] XIAO H, ZHANG S, ZHAI J, et al. Retention and distribution of Cu, Pb, Cr, and Zn in a full-scale hybrid constructed wetland receiving municipal sewage[J]. Water Science and Technology, 2013, 67(10): 2257-2264.
- [28] 唐莹莹, 桂亚男, 王友保, 等. 吊兰对水体铅污染的耐性和吸收特性研究[J]. 上海交通大学学报(农业科学版), 2018, 36(4): 89-94.
- [29] 李志刚, 黄海连, 李素丽, 等. 铬对人工湿地净化生活污水的影响及铬积累规律[J]. 农业环境科学学报, 2010, 29(7): 1362-1368.
- [30] 李志刚, 杨 幽, 安芮辰, 等. 铬污染人工湿地薹米对铬的积累和分布[J]. 广西植物, 2018, 38(6): 681-686.
- [31] 司万童, 冯 磊, 杨 峰, 等. 人工湿地去污对灌溉农田土壤重金属污染的修复[J]. 兰州大学学报(自然科学版), 2012, 48(5): 85-88, 93.
- [32] 张 弦, 王宇晖, 赵晓祥, 等. 微电场人工湿地系统对水中重金属 Cd Zn 和 Cu 去除效果的研究[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(6): 1211-1218.
- [33] KIISKILA J D, SARKAR D, FEUERSTEIN K A, et al. A preliminary study to design a floating treatment wetland for remediating acid mine drainage-impacted water using vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*) [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2017, 24(36): 27985-27993.
- [34] LI S, HUANG H, LI Z, et al. Chromium removal capability and photosynthetic characteristics of *Cyperus alternifolius* and *Coix lacrymajobi* L. in vertical flow constructed wetland treated with hexavalent chromium bearing domestic sewage[J]. Water Science and Technology, 2017, 76(8): 2203-2212.
- [35] SINGH M, SRIVASTAVA R K. Feasibility of using tuberose (*P. tuberosa* L.) in horizontal subsurface flow constructed wetland for heavy metal removal from domestic wastewater[J]. Environmental Progress & Sustainable Energy, 2016, 35(1): 125-132.
- [36] SONG X, YAN D, LIU Z, et al. Performance of laboratory-scale constructed wetlands coupled with micro-electric field for heavy metal-contaminating wastewater treatment [J]. Ecological Engineering, 2011, 37(12): 2061-2065.
- [37] SUKUMARAN D. Phytoremediation of heavy metals from industrial effluent using constructed wetland technology: 5[J]. Applied Ecology and Environmental Sciences, 2013, 1(5): 92-97.
- [38] GARCÍA-VALERO A, MARTÍNEZ-MARTÍNEZ S, FAZ Á, et al. Treatment of wastewater from the tannery industry in a constructed wetland planted with *Phragmites australis* [J]. Agronomy, 2020, 10(2): 176.
- [39] CHANDRA R, YADAV S, BHARAGAVA R N, et al. Bacterial pretreatment enhances removal of heavy metals during treatment of post-methanated distillery effluent by *Typha angustata* L. [J]. Journal of Environmental Management, 2008, 88(4): 1016-1024.
- [40] SHAHID M J, ALI S, SHABIR G, et al. Comparing the performance of four macrophytes in bacterial assisted floating treatment wetlands for the removal of trace metals (Fe, Mn, Ni, Pb, and Cr) from polluted river water [J]. Chemosphere, 2020, 243: 125353.
- [41] ISHAQ H K, FARID M, ZUBAIR M, et al. Efficacy of *Lemna minor* and *Typha latifolia* for the treatment of textile industry wastewater in a constructed wetland under citric acid amendment; a lab scale study[J]. Chemosphere, 2021, 283: 131107.
- [42] AFZAL M, REHMAN K, SHABIR G, et al. Large-scale remediation of oil-contaminated water using floating treatment wetlands [J]. NPJ Clean Water, 2019, 2(1): 3.
- [43] KIISKILA J D, SARKAR D, PANJA S, et al. Remediation of acid mine drainage-impacted water by vetiver grass (*Chrysopogon zizanioides*): a multiscale long-term study[J]. Ecological Engineering, 2019, 129: 97-108.
- [44] RAI U N, UPADHYAY A K, SINGH N K, et al. Seasonal applicability of horizontal sub-surface flow constructed wetland for trace elements and nutrient removal from urban wastes to conserve Ganga River water quality at Haridwar, India [J]. Ecological Engineering, 2015, 81: 115-122.
- [45] LI J, YU H, LUAN Y. Meta-analysis of the copper, zinc, and cadmium absorption capacities of aquatic plants in heavy metal-polluted water; 12[J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2015, 12(12): 14958-14973.
- [46] ROSENBERG M S, ADAMS D C, GUREVITCH J. Metawin: statistical software for meta-analysis with resampling tests [M]. Sunderland: Sinauer Associates, 1997: 1-65.
- [47] SHAHID M, SHAMSHAD S, RAFIQ M, et al. Chromium speciation, bioavailability, uptake, toxicity and detoxification in soil-plant system; a review[J]. Chemosphere, 2017, 178: 513-533.
- [48] 付永臻, 游少鸿, 杨笑宇, 等. 铬超富集植物李氏禾的研究进展 [J]. 安徽农业科学, 2021, 49(2): 12-15, 18.
- [49] 韩 文, 陈海珊, 袁治豪, 等. 一株李氏禾内生细菌去除 Cr (VI) 的特性[J]. 广西植物, 2019, 39(6): 729-736.
- [50] ISMAEL M A, ELYAMINE A M, MOUSSA M G, et al. Cadmium in plants: uptake, toxicity, and its interactions with selenium fertilizers[J]. Metallomics, 2019, 11(2): 255-277.
- [51] LU H, ZHUANG P, LI Z, et al. Contrasting effects of silicates on cadmium uptake by three dicotyledonous crops grown in contaminated soil [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2014, 21(16): 9921-9930.
- [52] KHANNA K, JAMWAL V L, KOHLI S K, et al. Plant growth promoting rhizobacteria induced Cd tolerance in *Lycopersicon esculentum* through altered antioxidative defense expression[J]. Chemosphere, 2019, 217: 463-474.
- [53] 刘 翠, 牟凤利, 王吉秀, 等. 低分子量有机酸对植物吸收和累积重金属的影响综述[J]. 江苏农业科学, 2021, 49(8): 38-



- 43.
- [54] 薛博晗,李 娜,宋桂龙,等. 外源柠檬酸、苹果酸和草酸对披碱草镉耐受及富集的影响[J]. 草业学报, 2018, 27(6): 128-136.
- [55] FAHR M, LAPLAZE L, BENDAOU N, et al. Effect of lead on root growth[J]. *Frontiers in Plant Science*, 2013, 4: 175.
- [56] YADAV S, CHANDRA R. Heavy metals accumulation and eco-physiological effect on *Typha angustifolia* L. and *Cyperus esculentus* L. growing in distillery and tannery effluent polluted natural wetland site, Unnao, India [J]. *Environmental Earth Sciences*, 2011, 62(6): 1235-1243.
- [57] SUN H, WANG Z, GAO P, et al. Selection of aquatic plants for phytoremediation of heavy metal in electroplate wastewater[J]. *Acta Physiologiae Plantarum*, 2013, 35(2): 355-364.
- [58] 谢换换,叶志鸿. 湿地植物根形态结构和泌氧与盐和重金属吸收、积累、耐性关系的研究进展[J]. 生态学杂志, 2021, 40(3): 864-875.
- [59] 乔 旭,王沛芳,郑莎莎,等. 水生植物去除重金属机制及生理响应研究综述[J]. 长江科学院院报, 2015, 32(5): 15-20.
- [60] 段德超,于明革,施积炎. 植物对铅的吸收、转运、累积和解毒机制研究进展[J]. 应用生态学报, 2014, 25(1): 287-296.
- [61] 尹 炜,李培军,叶 闽,等. 复合潜流人工湿地处理城市地表径流研究[J]. 中国给水排水, 2006(1): 5-8.

(责任编辑:张震林)