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. ZHANG Xian, WANG Yu-hui, ZHAO Xiao-xiang, et al. The removal effect of Cd, Zn, and Cu using a micro-electric field constructed wetland system[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2018, 37(6): 1211–1218.

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

张 弦, 王宇晖*, 赵晓祥, 沙 懿

(东华大学环境科学与工程学院,国家环境保护纺织污染防治工程技术中心,上海 201620)

摘 要:为探究高效、生态、环保的水体重金属污染修复方法,将电化学处理与生态工程技术进行优势互补,提出微电场人工湿地高效水体重金属修复系统。通过构建模拟试验人工湿地装置,研究不同水力停留时间和电压条件下,水葱和灯芯草人工湿地对重金属的去除效果,寻找微电场人工湿地处理重金属废水的湿地植物优势种和最佳电压与水力停留时间。结果表明,水葱人工湿地对水中重金属的处理效果比灯芯草人工湿地高 20%以上。当水力停留时间为 5 d、电压为 2 V 左右时,Cd、Zn 和 Cu 3 种重金属的去除率在水葱人工湿地中分别达到了 74.0%、75.8%和 95.6%,去除效果最好。两种植物对 3 种重金属的富集能力有所差异,水葱根部对 3 种重金属富集系数按从大到小依次是 Cu(288.24)>Zn(143.78)>Cd(127.75),而灯芯草根部对 3 种重金属富集系数则是 Cu(299.84)>Cd(166.34)> Zn(159.61)。统计分析表明,电压和水力停留时间都对微电场人工湿地去除水中重金属存在影响,但电压的影响更为显著。

关键词:微电场;人工湿地;水力停留时间;电压

中图分类号: X52 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2018)06-1211-08 doi:10.11654/jaes.2017-1410

The removal effect of Cd, Zn, and Cu using a micro-electric field constructed wetland system

ZHANG Xian, WANG Yu-hui*, ZHAO Xiao-xiang, SHA Yi

(College of Environmental Science and Engineering, State Environmental Protection Engineering Center for Pollution Treatment and Control in Textile Industry, Donghua University, Shanghai 201620, China)

Abstract: To explore a heavy metal wastewater treatment process with high effectiveness, the ecological, and environmental complementary advantages of electrochemical techniques and constructed wetland were coupled in this study to build a new treatment system called a "micro-electric field constructed wetland." Through a simulation test on two different plants species, *Scirpus tabernaemontani* and *Juncus roe-merianus*, we planted a micro-electric field constructed wetland and removed heavy metals from aqueous solution with different hydraulic retention times (HRT) and voltages to find the best conditions for micro-electric field constructed wetland wastewater treatment. The results demonstrated that the treatment efficiency of *S. tabernaemontani* planted in constructed wetland was more than 20% higher than that of *J. roemerianus* planted in constructed wetland. When the HRT was 5 d and the voltage was about 2 V, the removal efficiencies of Cd, Zn and Cu were 74.0%, 75.8%, and 95.6%, respectively, and the removal efficiency is the best. Besides, the enrichment ability of three kinds of heavy metals was different. The root biomass enrichment coefficient of *S. tabernaemontani* was in the order of Cu(288.24) > Zn(143.78) > Cd(127.75), but that of *J. roemerianus* was in the order of Cu(299.84) > Cd(166.34) > Zn(159.61). Statistical analysis shows that both

收稿日期:2017-10-18 录用日期:2018-01-08

作者简介: 张 弦(1993—), 女, 山西临汾人, 硕士研究生, 主要从事人工湿地研究工作。E-mail: 15900965365@163.com

^{*}通信作者:王宇晖 E-mail:yhwang@dhu.edu.cn

the voltage and HRT have an impact on the removal of heavy metals in a micro-electric field constructed wetland, but the influence of voltage is more significant.

Keywords: micro-electric field; constructed wetland; hydraulic retention time; voltage

重金属污染是水体污染中危害最大的问题之一。由于重金属具有难降解、富集性强和污染持续时间长的特点,严重威胁着人类与水体生物的生存中。目前,处理水体重金属污染的方法可以分为三大类。一是物理处理法,包括离子交换法、吸附法、膜分离法、蒸发和凝固法、电渗析法等。二是化学治理法,是通过化学反应使重金属元素与其他物质结合,沉积下来,从而阻断其传播,达到治理污染的目的,包括化学沉淀法、化学还原法、电化学还原和高分子重金属捕集剂法等。三是生物修复法,是通过微生物和植物的吸收、富集、积累等作用去除废水中重金属的方法,包括生物吸附、生物絮凝、生物膜和植物修复法等。3。

根据各种重金属处理方法去除机理的不同,对重金属废水处理的效果和应用范围也存在很大的差异。传统的物理、化学方法处理重金属废水虽然操作方法简单,但运行费用高、投资大、易造成二次污染,处理对象主要是高浓度重金属废水^[4-5]。生物处理法虽然具有效率高、成本低、二次污染少、有利于生态环境的改善等优点,但微生物培养和驯化时间长,抗污负荷能力有限,对于高浓度废水的长期净化效果不佳^[6]。因此,在实际处理重金属废水的应用中,单一的处理方法不能达到令人满意的去除效果,多种污水处理技术联用成为一个新型的研究切入点,如高效藻塘藻菌共生系统与人工湿地联用,已成为低成本水处理技术的重要选择之一^[7];微生物与电化学反应联用,形成微生物电化学系统(BES)^[8]。

近年来,人工湿地处理重金属废水成为国内外研究的热点。人工湿地具有低能耗、低投入、低管理费用和强抗冲击力等优点,是一种集环境效益、经济效益及社会效益为一体的污水处理技术[9-10]。人工湿地利用基质、微生物及动植物群落的物理、化学和生物的相互作用,通过基质的吸附、沉淀和离子交换,微生物分解和植物吸收富集等过程,实现对废水中重金属离子的去除[11]。传统电解法能够实现重金属废水的处理和资源化,且具有工艺成熟、自动化程度高、运行成本低、占地面积小、无二次污染等优点[12]。鉴于人工湿地与电解法对重金属废水处理有着各自的优势,本次研究考虑将二者结合,构建微电场-人工湿地

耦合系统,即在人工湿地的基础上施加一定强度的直流电场,通过二者间相互作用达到更佳的重金属去除效果。本文通过模拟实验研究不同运行条件下人工湿地对重金属的去除效果,寻找处理重金属废水的最佳条件。

1 材料与方法

1.1 试验装置与运行

试验选择水葱(S. tabernaemontani)和灯芯草(J. roemerianus)作为湿地植物,每个人工湿地装置中种 植30株共350g左右、高0.8m的湿地植物,植物生 长两周后开始进行试验。单个人工湿地试验装置如图 1 所示,由一个直径 20 cm、高 20 cm 的黑色塑料桶组 成,底层铺有 4 cm 深、直径 4~6 mm 的砾石,中间铺 设 10 cm 厚、直径 0.5~1 mm 的砂石,最上层铺有 4 cm 深、直径 4~6 mm 的砾石,整个装置平均孔隙率为 32.3%。装置底部安装一根内径 8 mm 的硬塑料管,表 面均匀分布了12个圆孔用于收集试验用水。为保持 湿地系统始终处于水饱和状态,出水口设置在距桶底 15 cm 处。湿地用水从人工湿地填料表面流入湿地, 渗透至装置底部,经由装置底部塑料管的收集,在水 压作用下由出水口排出。装置内部紧靠桶壁两侧设置 两根长 20 cm 的石墨电极棒, 电源采用安泰信 APS3005Si 型直流稳压电源。

水葱和灯芯草人工湿地生态系统装置分别由 15 个这样的人工湿地装置组成,试验装置分为 5 组,每 组包含 3 个平行样,分别为不加电极不种植物的空白

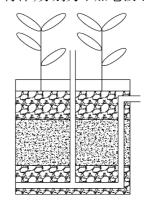


图 1 试验装置示意图

Figure 1 Experimental set-up

组和种植物施加电压分别为 0、1、2 V 和 4 V 的实验 组。重金属废水储存于一个300 L 的黑色不透光塑料 桶中, 在兰格 BT100-1L 的 16 通道蠕动泵的作用下 依次传输进入各个人工湿地中。考虑到不同水力停留 时间对人工湿地去除废水中重金属效率的影响,本试 验还设计了 5 个水力停留时间(0.5,1,2,4 d 和 5 d), 用蠕动泵调节进水流速,每调整一次水力停留时间, 人工湿地系统需进行 3 次水力停留时间的稳定期再 进行试验。整个试验在实验室内进行,人工湿地上方 2 m 处架设补光灯,弥补室内试验造成的植物光照量 的不足。

1.2 试验用水

试验用水采用人工模拟重金属废水,用去离子水 进行配制,所用试剂及重金属废水浓度如表1所示。 废水 pH=6.3~6.6,调节 pH 所用试剂为盐酸、氢氧化 钠溶液。试验所用有机污水由葡萄糖、氯化铵、硝酸 钾、磷酸二氢钾配制。污水中 COD 浓度为 60 mg·L-1, 总氮浓度为 20 mg·L⁻¹, 总磷浓度为 1.5 mg·L⁻¹。

表 1 人工配制废水重金属浓度

Table 1 Heavy metal concentration in artificial wastewater

金属种类	金属盐	离子浓度/mg·L-1
Cu	$Cu(NO_3)_2$	2
Zn	$Zn(NO_3)_2{\boldsymbol{\cdot}}6H_2O$	4
Cd	$Cd(NO_3)_2 \cdot 4H_2O$	0.1

1.3 样品分析方法

1.3.1 出水重金属浓度测试方法

出水水样通过 0.45 µm 滤膜过滤, 弃去初始的 50 mL 溶液, 收集 50 mL 体积滤液后加硝酸酸化,调 节其 pH<2,用聚乙烯瓶存储,用 ICP-MS 测定水样中 各种重金属浓度。

1.3.2 植物样本预处理

整个试验结束后,将植物取出用自来水和去离子 水反复冲洗,晾干后将植物的根与茎叶分离,分别剪 碎并于80℃烘箱中干燥24h,粉碎。分别称取1g植 物样品于 250 mL 锥形瓶中,加 V(硝酸):V(高氯酸) 为 4:1 的混合酸消化液 20~30 mL, 静置过夜, 置于电 热板上加热消化至无色透明为止,加5 mL 去离子水, 加热去除多余硝酸。待锥形瓶中液体剩余 2~3 mL 时, 取下冷却并转移至25 mL 比色管中,去离子水定容至 刻度。用 ICP-MS 测定重金属浓度。

1.3.3 植物重金属富集系数与转移系数的计算[13]

重金属富集系数(Bioconcentration Factor, BCF)是

指植物某一部位的重金属元素浓度与人工湿地进水水 溶液中同一种重金属元素浓度的比值。其计算公式为:

BCF=C 植物体/C 水溶液

式中: $C_{\frac{i}{\hbar}$ 物体为植物体内某一部位(根、茎、叶)的重金 属元素浓度, $mg \cdot kg^{-1}$; C_{xxx} 为人工湿地进水中对应 的重金属元素浓度,mg·L⁻¹。

重金属转移系数(Transfer Factor, TF)是指植物地 上部位的重金属浓度与相应重金属在植物地下部位 的浓度之比。其计算公式为:

TF=C _{地上部}/C _{地下部}

式中: C_{wh} 为植物地上部位(茎和叶)的重金属元素 浓度,mg·kg⁻¹; C #下部为植物地下部位(根)相应重金 属元素浓度,mg·kg⁻¹。

1.4 数据统计分析

采用 Microsoft Excel 2013 对数据进行初步处理 和绘图,采用 SPSS 22 进行数据的统计分析,主要分 析数据的标准误差以及水力停留时间和电压的主体 间效应检验。

2 结果与分析

2.1 两种植物对不同重金属的去除效率

2.1.1 重金属 Cd 的去除率

在不同电压下,种植水葱的微电场人工湿地对重 金属 Cd 的去除率随水力停留时间的增加而逐渐增 加(图 2A)。在水力停留时间为 0.5 d 时, Cd 的去除率 仅为 16.7%~39%; 当水力停留时间增加到 5 d 时, Cd 的去除率达到了 41.1%~74%。可见,水力停留时间对 重金属 Cd 的去除效果影响显著(F=7.13,P<0.05)。另 外,随着人工湿地施加电压的增加,湿地对重金属 Cd 的去除率也有变化,总体呈现先上升后下降的趋势, 且在 2 V 左右的电压条件下重金属去除率最高(图 2A)。不施加电压时,种植水葱的人工湿地对重金属 Cd 的去除率仅为 16.7%~41.1%; 而施加电压为 2 V 时,重金属 Cd 的去除率提升至 42.6%~73.7%。因此, 施加电压可以显著增加 Cd 的去除效果(F=31.185,P< 0.05)。水力停留时间和电压的改变对种植灯芯草的 人工湿地去除 Cd 的效果的影响与种植水葱的人工 湿地相比略有不同(图 2B)。 随水力停留时间的增加, 种植水葱的微电场人工湿地对 Cd 的去除效率也有 所增加,但增加幅度不大,最多增加了23.1%,且水力 停留时间为2d以上时,水力停留时间的增加对重金 属 Cd 的去除率的增加并无明显的促进作用。另外, 施加电压后灯芯草湿地对 Cd 的去除也有一定程度

的增强,且在 2~4 V 电压之间表现最强。

2.1.2 重金属 Zn 的去除率

种植水葱的微电场人工湿地与种植灯芯草的微电场人工湿地在不同水力停留时间的条件下对重金属 Zn 的去除率有所不同,但总体表现为逐渐上升的趋势(图 3)。其中种植水葱的微电场人工湿地对 Zn 的去除从 20.4%~61.6%提升至 45.7%~80.1%,而种植灯芯草的微电场人工湿地则是从 8.7%~26.1%升至 23.2%~41.6%。可见,水力停留时间对种植两种植物的微电场人工湿地的 Zn 去除率都有所增强,但对种植水葱的人工湿地的促进作用更加显著(F=18.617, P<0.05)。电压对两种微电场人工湿地去除重金属 Zn 的影响有所不同。随着电压的增加,种植水葱的人工湿地对重金属 Zn 的去除率也在增加(图 3A),最大去除率出现在施加 4 V 电压时,去除率达到 45.7%~80.1%(F=19.279,P<0.05)。而种植灯芯草的人工湿地

则表现为随施加电压的增加去除率先上升后下降的趋势(图 3B),最高去除率出现在 2 V,去除率达到了23.2%~41.6%,相对不施加电压时平均增加了14.02%,去除效果显著(F=13.71,P<0.05)。所以水力停留时间与电压对水葱人工湿地去除 Zn 均有促进作用且促进程度相当,但施加电压对灯芯草人工湿地去除 Zn 有更明显的促进作用。种植水葱的微电场人工湿地比种植灯芯草的微电场人工湿地对重金属 Zn 有更高的去除效率。

2.1.3 重金属 Cu 的去除率

种植两种植物的微电场人工湿地对重金属 Cu 的去除都保持在较高水平(图 4)。种植水葱的微电场人工湿地对重金属 Cu 的去除效率均在 80%以上,且 水力停留时间和电压对人工湿地去除 Cu 无明显的促进作用(对种植水葱的微电场人工湿地的Cu 去除率进行了两因素方差分析,两种因素 P值均大于

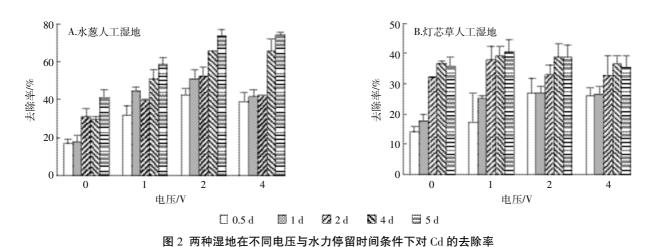


Figure 2 The removal rate of Cd in two types of wetlands under different voltage and hydraulic retention time

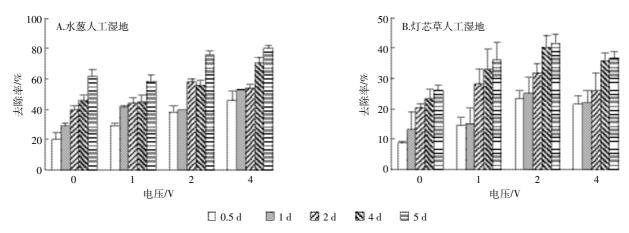


图 3 两种湿地在不同电压与水力停留时间条件下对 Zn 的去除率

Figure 3 The removal rate of Zn in two types of wetlands under different voltage and hydraulic retention time

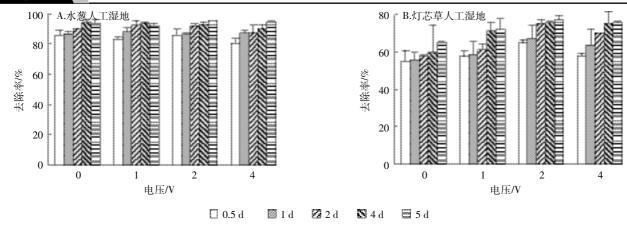


图 4 两种湿地在不同电压与水力停留时间条件下对 Cu 的去除率

Figure 4 The removal rate of Cu in two types of wetlands under different voltage and hydraulic retention time

0.05)。种植灯芯草的微电场人工湿地对 Cu 的去除率比种植水葱的微电场人工湿地要低,但也都保持在55%以上。与种植水葱的人工湿地不同,种植灯芯草的人工湿地对 Cu 的去除受电压影响较大(图 4B)(P<0.05)。随施加电压的增加,种植灯芯草的人工湿地对 Cu 的去除率呈先上升后下降的趋势,并在 2 V 左右去除率最高,从不加电压的55%~64.9%升高至64.6%~77.1%。但水力停留时间对增强种植灯芯草的微电场人工湿地去除重金属 Cu 无显著影响。

2.2 两种植物对不同重金属的富集系数与转移系数 的比较

2.2.1 两种植物对不同重金属富集量的比较

两种植物体内不同重金属含量存在较大的差异,其结果见表 2。由表 2 可知,两种植物体内各种重金属含量表现为 Zn>Cu>Cd。比较两种植物不同部位的重金属(Cd、Zn、Cu)含量发现,重金属含量存在较大的差异。灯芯草的根部对 Cd、Zn、Cu 3 种重金属的富集能力最高,其值分别为 16.86、634.31、589.13 mg·

表 2 两种植物不同部位的重金属含量(mg·kg-1)

Table 2 Heavy metal content in different parts of two plants(mg·kg⁻¹)

植物	部位 -	吸收量		
		Cd	Zn	Cu
水葱	根	12.78±1.86b	575.14±19.00a	576.49±17.32a
	茎叶	$5.04 \pm 0.26 c$	284.24±13.00a	$224.91 \pm 9.58 \mathrm{b}$
灯芯草	根	$16.86 \pm 0.90 c$	634.31±9.23a	589.12±13.79b
	茎叶	10.48±1.09c	324.49±8.52a	245.56±9.82b

注: 表中小写字母表示同种植物同一部位对不同重金属吸收量的显著性比较(n=3),字母相同表示差异不显著(P<0.05)。下同。

kg⁻¹, 而水葱的茎部对 Cd 的富集能力最弱, 其值为 5.04 mg·kg⁻¹。灯芯草比水葱对这 3 种重金属有更强的吸收能力。

2.2.2 两种植物对不同重金属的富集系数的比较

植物对重金属的富集能力可以用富集系数来表示^[14],富集系数是植物根组织或茎叶组织中重金属的富集浓度与水体中重金属浓度的比,它是衡量植物对重金属积累能力大小的一个重要指标,富集系数越大,表示植物对该元素从土壤迁移到植物体内的能力越强,其富集能力越强^[15-16]。

由表 3 的根茎叶富集系数可以看出,两种水生植物对 Cd、Zn、Cu 的富集能力都很强,根茎叶的富集系数都大于 1。不同植物对同一重金属的富集能力有所差异,灯芯草对 Cd 的富集能力较水葱强,其根部富集系数为 166.34,茎叶富集系数为 77.50。两种植物对 Zn 的富集表现与对 Cd 的略有不同,虽然水葱根部的富集能力比灯芯草的较弱,富集系数仅是灯芯草的0.90 倍,但是水葱茎叶的富集能力却高于灯芯草,富集系数是灯芯草的1.18 倍。两种植物对 Cu 的富集能力都很强,根部富集系数都高于 200,茎叶富集系数

表 3 两种植物对不同重金属的富集系数

Table 3 Enrichment coefficient of different heavy metals for two plants

植物	部位 -	富集系数		
但初		Cd	Zn	Cu
水葱	根	127.75±8.60b	143.78±11.50b	288.24±16.71a
	茎叶	49.68±2.62c	71.72±5.75b	110.47±4.79a
灯芯草	根	166.34±8.99b	159.61 ± 2.31 b	299.84±11.89a
	茎叶	77.50±4.91b	60.95±2.13c	122.78±10.94a

也都高于 100。但相对来说,灯芯草的富集能力较水葱略强。同种植物对不同重金属的富集能力亦有着明显的差异,从两种植物对 3 种重金属富集系数比较的结果中可以看出,水葱和灯芯草对 Cu 的富集能力明显高于 Cd 和 Zn。就根部富集系数来说,水葱对 Cu 的富集系数是 Cd 的 2.26 倍,是 Zn 的 2.00 倍,灯芯草根部对 Cu 的富集系数是 299.84,远高于对 Cd (166.34)和 Zn(159.61)的富集系数。水葱对 3 种重金属富集能力按从强到弱依次是 Cu>Zn>Cd,而灯芯草对 3 种重金属富集能力则是 Cu>Cd> Zn。从同种植物的茎叶和根部重金属富集系数来看,水葱和灯芯草两种植物的根部富集系数都大于茎叶富集系数,这可能是因为植物将水体中重金属滞留在根部,是植物对重金属的一种适应[17]。

2.2.3 两种植物对不同重金属的转移系数的比较

转移系数是植物体内地上部分重金属含量与地下部分该重金属含量之比^[18]。它能够体现植物从地下部分向地上部分运输重金属的能力和分配情况。

由表 4 两种植物对 3 种重金属的转移系数比较发现,水葱和灯芯草对 3 种重金属的转移能力都很弱,转移系数都小于 1。同种植物对不同重金属的转移能力有所不同,水葱对 Zn 的转移能力较大,转移系数为 0.51,对另外两种金属的转移系数均小于 0.4,差异不显著。灯芯草对 3 种重金属的转移能力相差较大,转移系数从大到小依次是 Cd>Zn>Cu,差异显著。

表 4 两种植物对不同重金属的转移系数

Table 4 Transfer coefficient of two plants to different heavy metals

植物种类 -	转移系数		
	Cd	Zn	Cu
水葱	0.39±0.06a	0.51±0.07a	0.39±0.06a
灯芯草	0.62±0.08a	$0.51 \pm 0.02 b$	$0.42 \pm 0.01 c$

3 讨论

3.1 人工湿地对重金属的修复效果

人工湿地主要利用基质、微生物及动植物群落的物理、化学和生物的相互作用,通过基质的吸附、沉淀和离子交换,微生物分解和植物吸收富集等过程,实现对废水中重金属离子的去除。

水力停留时间的增加,能够增加湿地生态系统与水体中重金属离子发生反应的时间,达到重金属去除的目的。研究[19]表明,水平流人工湿地停留时间为7d时,重金属Pb、Cd和Cu的去除率仅在30%左右;当

超过 150 d 时,去除效率均达到了 99%^[20]。但是,随着湿地内基质吸附、反应能力渐趋饱和,各种物理、化学、生物反应完全,水力停留时间的加长并不能对重金属的去除起到促进作用。

人工湿地植物对重金属具有富集与转移作用。植 物体对重金属的去除机制主要包含3个方面:①直接 对重金属的吸收、富集。植物生长过程中根系向基质 中分泌低分子量有机酸,其能与重金属形成可溶性络 合物,并通过根系吸收、富集。Sunghyun等[21]发现稗草 根系的吸收累积在重金属去除过程中占主导作用,并 在快速生长期出现累积峰值。②改善根区环境,促进 重金属稳定和沉积。通过植物输氧和根区释氧作用, 利于根区好氧微生物群落絮体的形成,促进对重金属 的吸附稳定[22]。③植物根系能与微生物形成共生关 系,对人工湿地基质起疏松所用,为微生物生长创造 有利环境。微生物转化过程中产生的腐殖质能与重金 属产生螯合作用,从而起到稳定去除效果[23]。不同水 生植物对重金属的富集和转移能力有明显的差异,这 与植物本身对各种重金属的吸收和储存能力有关。植 物对重金属富集量的多少不仅与植物的种类有关,更 与重金属的种类、元素价态、物质结构和溶解度等有 美[24]。

3.2 微电场对人工湿地重金属修复效果的影响

施加电压对人工湿地去除重金属有促进作用,这可能是因为电压既能够影响植物的生长发育和微生物活性,又可以影响人工湿地系统内微电场分布与电流密度,进而加强重金属离子的去除效果。有研究表明^[23],对人工湿地施加一定的直流电能够增强基质流体传质,强化离子定向迁移,并且,适宜的电场能对微生物的代谢进行调节。同时,电流能够促进重金属元素被植物根系吸收,进而达到去除重金属的目的。已有研究表明电场能增加植物细胞表面持有的负电荷,从而提高细胞活性,促进细胞繁殖。Costanzo^[26]研究电场对大豆种子发芽过程的影响,发现电场对植株细胞核的分裂和膜透性产生影响,适宜的电场能提高细胞核的分裂和膜透性产生影响,适宜的电场能提高细胞分裂速度、缩短分裂周期,加速植株生长。赵剑等^[27]对植物组织培养进行电场刺激实验,发现电场能够明显促进苜蓿叶片愈伤组织的发生和形成。

然而,过高的电压会对微生物活性产生抑制作用,降低植物体内生物酶活性,进而阻碍根系吸收金属离子^[28]。电压越高,对湿地生物系统产生的副作用越大,重金属去除率也会随之降低。试验结果中不同重金属去除效果随电压变化有不同的表现,可

能是因为不同种类的微生物代谢受电压影响的程度 不同。

结论

- (1)两种湿地在不同水力停留时间和电压条件下 对 3 种重金属的去除效率从高到低依次为 Cu>Zn> Cd, 且水葱湿地对3种重金属有更好的去除效果。
- (2)人工湿地对重金属的去除效率随水力停留时 间的增加有所提高,但随着湿地内基质吸附、反应能 力渐趋饱和,水力停留时间的加长并不能对重金属的 去除起到促进作用。
- (3)电压对系统处理重金属废水的处理效果影响 显著,随电压升高,重金属去除率均呈先增后减的变 化趋势,电压为2V时去除效果较佳。
- (4)两种水生植物对3种重金属的富集能力有所 差异,灯芯草的根和茎叶部分对3种重金属的吸收量 都大于水葱。水葱对3种重金属富集系数按从大到小 依次是 Cu>Zn>Cd, 而灯芯草对 3 种重金属富集系数 则是 Cu>Cd> Zn。灯芯草对 3 种重金属的吸收量比水 葱多,其中灯芯草根部的吸收量最高。二者对这3种 重金属的转移系数都小于1。

参考文献:

- [1] Begum A, Amin M N, Kaneco S, et al. Selected elemental composition of the muscle tissue of three species of fish, Tilapia nilotica, Cirrhina mrigala and Clarius batrachus, from the fresh water Dhanmondi Lake in Bangladesh[J]. Food Chemistry, 2005, 93(3):439-443.
- [2] Ma Q. Advances in new technology for heavy metal wastewater treatment at home and abroad[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2007, 1(7):10-14.
- [3] 白雁斌, 王天娇, 赵晓玉. 重金属废水处理技术研究进展[J]. 污染防 治技术, 2013(3):36-40.
 - BAI Yan-bin, WANG Tian-jiao, ZHAO Xiao-yu. Research progress of heavy metal wastewater treatment technology[J]. Pollution Control Technology, 2013(3):36-40.
- [4] 胡海祥. 重金属废水治理技术概况及发展方向[J]. 中国资源综合利 用,2008,26(2):22-25.
 - HU Hai-xiang. Overview and development of heavy metal wastewater treatment technology[J]. China Resources Comprehensive Utilization, 2008, 26(2):22-25.
- [5] 付丰连. 物理化学法处理重金属废水的研究进展[J]. 广东化工, 2010, 37(4):115-117.
 - FU Feng-lian. Research progress on treatment of heavy metal wastewater by physical chemistry[J]. Guangdong Chemical Industry, 2010, 37 (4):115-117.
- [6] 张兆伯, 解秀祥, 虢新利. 微生物法处理重金属废水[J]. 现代制造技 术与装备,2003(5):30-30.

- ZHANG Zhao-bo, XIE Xiu-xiang, GUO Xin-li. Treatment of heavy metal sewage with micro-biological method[J]. Modern Manufacturing Technology and Equipment, 2003(5):30-30.
- [7] 李宏伟. 高效藻塘与复合型人工湿地耦合系统处理重金属废水的 研究[D]. 上海: 东华大学, 2015.
 - LI Hong-wei. Study on treatment of heavy metal wastewater by coupling system of high efficiency algal pond and compound constructed wetland [D]. Shanghai: Donghua Univercity, 2015.
- [8] 赵 欣. SMFC-SMEC 耦合系统去除废水中铜与镍离子的研究[D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学,2015.
 - ZHAO Xin. Removal of Copper and nickel in wastewater by SMFC-SMEC coupling system[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2015.
- [9] 吴长淋. 人工湿地处理含重金属废水的研究现状及展望[J]. 化学工 程师, 2009, 23(3):38-41.
 - WU Chang-lin. Recent research anti prospect of treating waste water containing heavy metals in constructed wetlands[J]. Chemical Engineer, 2009, 23(3):38-41.
- [10] Khan S, Ahmad I, Shah M T, et al. Use of constructed wetland for the removal of heavy metals from industrial wastewater[J]. Journal of Environmental Management, 2009, 90(11):3451-3457.
- [11] 周 丽. 人工湿地污水处理技术研究和应用现状[J]. 工业用水与废 水,2016,47(5):8-12. ZHOU Li. Research and application of sewage treatment technology of constructed wetland[J]. Industrial Water & Wastewater, 2016, 47(5):
- [12] 李洪伟, 安俊菁, 聂文斌. 电化学技术在有色冶金含重金属废水处 理的运用与实践[J]. 云南冶金, 2015, 44(6):74-78. LI Hong-wei, AN Jun-jing, NIE Wen-bin. The application and practice of electrochemical techniques on waste water with heavy metals in non-ferrous metallurgy[J]. Yunnan Metallurgy, 2015, 44(6):74-78.
- [13] Asheesh K Y, Rouzbeh A, Naresh K, et al. The removal of heavy metals in wetland microcosms: Effects of bed depth, plant species, and metal mobility[J]. Chemical Engineering Journal, 2012, s211/212(22):501-507.
- [14] Salt D E, Blaylock M, Kumar N P, et al. Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants[J]. Biotechnology, 1995, 13(5):468-474.
- [15] 李庚飞. 4 种植物对 3 种重金属的吸收研究[J]. 东北农业科学, 2013, 38(3):86-88. LI Geng-fei. Studies on absorption of three kinds of heavy metal by four plant species[J]. Journal of Jilin Agricultural Sciences, 2013, 38 (3):86-88.
- [16] 尹士君, 汤金如. 人工湿地中植物净化作用及其影响因素[J]. 煤炭 技术, 2006, 25(12):115-118. YIN Shi-jun, TANG Jin-ru. Function of plants in artificial wetland[J]. Coal Technology, 2006, 25(12):115-118.
- [17] Liu A F, Wu X H, He F, et al. Effect of different combination system of constructed wetland on zooplankton community structure[J]. Environmental Science, 2007, 28(2): 309-314.
- [18] 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

农业环境科学学报 第 37 卷第 6 期

- 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 Zn²+/Cd²+ from wastewater [J]. Environmental Science & Technology, 2008, 31(12):164–168.
- [19] Cheng S, Grosse W, Karrenbrock F, et al. Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals[J]. *Ecological Engineering*, 2002, 18(3):317–325.
- [20] Khan S, Ahmad I, Shah M T, et al. Use of constructed wetland for the removal of heavy metals from industrial wastewater[J]. *Journal of Envi*ronmental Management, 2009, 90(11):3451–3457.
- [21] Sunghyun K, Hyewon L, Insook L. Enhanced heavy metal phytoextraction by *Echinochloa crus-galli* using root exudates[J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2010, 109(1):47–50.
- [22] Iris V, Antoine V, Markus D, et al. Impact of plants on the microbial activity in soils with high and low levels of copper[J]. European Journal of Soil Biology, 2008, 44(1):92–100.
- [23] Isabel G, Amparo C, Alexander N, et al. Biodegradable chelate enhances the phytoextraction of copper by *Oenothera picensis* grown in copper-contaminated acid soils[J]. *Chemosphere*, 2011, 84(4):490– 496.
- [24] 周宁晖. 应用水生植物去除水中氮、磷及重金属的研究[D]. 南京:

南京理工大学, 2012.

- ZHOU Ning-hui. Study on the removal of nitrogen, phosphorus and heavy metal in water by using hydrophytes[D]. Nanjing: Nanjing University of Science and Technology, 2012.
- [25] Rajnicek A M, Mccaig C D, Gow N A. Electric fields induce curved growth of Enterobacter cloacae, Escherichia coli, and Bacillus subtilis cells; Implications for mechanisms of galvanotropism and bacterial growth[J]. Journal of Bacteriology, 1994, 176(3):702-713.
- [26] Costanzo E. The influence of an electric field on the growth of soy seedlings[J]. *Journal of Electrostatics*, 2008, 66(7):417–420.
- [27] 赵 剑, 马福荣. 静电场对芷苜蓿愈伤组织抗寒能力的影响[J]. 生物物理学报, 2000, 16(2):406-412.

 ZHAO Jian, MA Fu-rong. Effects of high vorostatic fleld on cold acclimating ability of alfalfa (*Medicago sativa* L.) leaf callus[J]. *Acta Bio-physica Sinica*, 2000, 16(2):406-412.
- [28] 卢守波, 宋新山, 张 涛. 微电场-人工湿地耦合工艺去除重金属研究[J]. 环境工程, 2011(增刊): 353-356.

 LU Shou-bo, SONG Xin-shan, ZHANG Tao. Study on heavy metal removal by micro-electric field constructed wetland[J]. *Environmental Engineering*, 2011(Suppl): 353-356.