

中文核公期刊/CSCD

请通过网上投稿系统投稿 网址:http://www.aes.org.cn

三级模拟人工湿地对镉钨复合污染废水净化研究

伍德,张威宇,刘玉玲,姚俊帆,张朴心,彭鸥,铁柏清

引用本文:

伍德, 张威宇, 刘玉玲, 姚俊帆, 张朴心, 彭鸥, 铁柏清. 三级模拟人工湿地对镉钨复合污染废水净化研究[J]. 农业环境科学学报, 2023, 42(6): 1368–1378.

在线阅读 View online: https://doi.org/10.11654/jaes.2022-1096

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

植物塘+人工湿地系统对灌溉水净化及稻米镉的阻控效果

刘寿涛,何钟响,许蒙,李丹阳,罗海艳,刘孝利,铁柏清 农业环境科学学报.2019,38(5):1060-1068 https://doi.org/10.11654/jaes.2018-1216

不同植物组合人工湿地中磷去向特征研究

叶磊, 李希, 田日昌, 吴凤平, 孟岑, 夏梦华, 郭宁宁, 凡翔, 李裕元, 王辉 农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2409-2419 https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0761

复合人工湿地处理低浓度畜禽养殖废水的净化效果

刘长娥,周胜,孙会峰,张继宁,陈桂发 农业环境科学学报.2017,36(7):1416-1424 https://doi.org/10.11654/jaes.2017-0112

生物炭/凹凸棒石复合材料对铅镉的吸附

李贝贝, 张亚平, 郭炳跃, 杨锟鹏, 沈凯, 胡文友 农业环境科学学报. 2023, 42(5): 1116-1127 https://doi.org/10.11654/jaes.2022-0797

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 农业环境科学学报. 2018, 37(6): 1211-1218 https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1410



关注微信公众号,获得更多资讯信息

伍德,张威宇,刘玉玲,等.三级模拟人工湿地对镉钨复合污染废水净化研究[J].农业环境科学学报,2023,42(6):1368-1378. WU D, ZHANG W Y, LIU Y L, et al. Purification of cadmium-tungsten composite polluted simulated wastewater by a three-stage simulated constructed wetland[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2023, 42(6): 1368-1378.

三级模拟人工湿地对镉钨复合污染废水净化研究

伍德^{1,2,3},张威宇^{1,2,3},刘玉玲^{1,2,3},姚俊帆^{1,2,3},张朴心^{1,2,3},彭鸥^{1,2,3},铁柏清^{1,2,3*} (1.湖南农业大学环境与生态学院,长沙 410128; 2.湖南省灌溉水源水质污染净化工程技术研究中心,长沙 410128; 3.农业农 村部南方产地污染防控重点实验室,长沙 410128)

摘 要:为探究水培条件下,模拟人工湿地对镉(Cd)、钨(W)复合污染废水的净化效果及机理,本研究通过预实验筛选出的三种常见水生植物:再力花(Thalia dealbata Fraser)、旱伞草(Cyperus alternifolius L.)、铜钱草(Hydrocotyle vulgaris L.)搭建水培模式的三级模拟人工湿地,设3个处理,分别为单独种植处理(T1)、两两搭配种植处理(T2)、3种搭配种植处理(T3),对初始浓度为25 µg·L⁻¹Cd、75 µg·L⁻¹W的复合废水进行动态试验的研究。结果显示:T1、T2、T3三级模拟人工湿地的平均出水Cd浓度分别为3.30、3.20、2.75 µg·L⁻¹,平均去除率分别为87.01%、87.41%、89.18%;平均出水W浓度分别为24.02、20.14、26.75 µg·L⁻¹,平均去除率分别为68.24%、73.36%、64.62%,模拟人工湿地系统对Cd、W复合废水净化效果良好。T3处理共输入Cd约 375 mg,系统截留333.75 mg,其中植物富集截留102.66 mg,沉积物吸附截留231.09 mg;输入W约1125 mg,系统截留723.75 mg,其中植物富集截留375.02 mg,沉积物吸附截留348.73 mg。3种植物对Cd和W的富集效果良好,同种植物富集浓度沿出水方向降低,即第一级湿地>第二级湿地>第三级湿地。沉积物在系统中对两种重金属都有较大的吸附量,通过SEM电镜扫描其形态以及FTIR红外光谱图分析得知沉积物表面存在大量凹凸不平的吸附位点,存在主要吸附官能团:一OH、一COOH、C=C、C一O一C,揭示了沉积物对Cd、W吸附的部分机理。三级模拟人工湿地对废水中Cd、W净化效果良好,可以为钨矿区污染灌溉水中Cd、W的净化提供技术支撑。 关键词:模拟湿地;复合污染;废水净化;植物富集;沉积物

中图分类号:X703;X173 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2023)06-1368-11 doi:10.11654/jaes.2022-1096

Purification of cadmium-tungsten composite polluted simulated wastewater by a three-stage simulated constructed wetland

WU De^{1,2,3}, ZHANG Weiyu^{1,2,3}, LIU Yuling^{1,2,3}, YAO Junfan^{1,2,3}, ZHANG Puxin^{1,2,3}, PENG Ou^{1,2,3}, TIE Boqing^{1,2,3*}

(1. College of Environment and Ecology of Hunan Agricultural University, Changsha 410128, China; 2. Hunan Engineering & Technology Research Center for Irrigation Water Purification, Changsha 410128, China; 3. Key Laboratory of Southern Farmland Pollution Prevention and Control, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Changsha 410128, China)

Abstract: To explore the purification effect and mechanism of a simulated constructed wetland on simulated cadmium-tungsten composite polluted wastewater under hydroponics conditions, a pre-experiment was conducted to select three common aquatic plants: *Thalia dealbata* Fraser, *Cyperus alternifolius* L. and *Hydrocotyle vulgaris* L. These plants were used to build a hydroponic model of a tertiary simulated constructed wetland. Three treatments were set up: single planting treatment (T1), paired planting treatment (T2), and three types of combined planting treatment (T3). The dynamic experiment was carried out using simulated composite sewage with initial concentrations

收稿日期:2022-11-02 录用日期:2023-03-09

作者简介:伍德(1999—),男,湖南娄底人,硕士研究生,主要研究方向为重金属污染治理与修复。E-mail:3273718771@qq.com *通信作者:铁柏清 E-mail:tiebq@qq.com

基金项目:湖南省高新技术产业科技创新引领计划项目(2020NK2001);国家重点研发计划项目(2017YFD0801505)

Project supported: High Technology Industry Science and Technology Innovation Leading Project of Hunan Province, China(2020NK2001); The National Key Research and Development Program of China(2017YFD0801505)

of 25 μ g·L⁻¹ and 75 μ g·L⁻¹ of cadmium and tungsten, respectively. The results showed that the average effluent cadmium concentrations in T1, T2, and T3 simulated constructed wetlands were 3.30, 3.20, and 2.75 μ g·L⁻¹, respectively. The average removal rates for cadmium were 87.01%, 87.41%, and 89.18%, respectively. The average effluent tungsten concentrations were 24.02, 20.14, and 26.75 μ g·L⁻¹, and the average removal rates were 68.24%, 73.36%, and 64.62%, respectively. The simulated constructed wetland system showed a good purification effect on the simulated wastewater. A total of 375 mg of cadmium was injected into T3 treatment, and 333.75 mg was retained by the system, of which 102.66 mg and 231.09 mg were retained by plant enrichment and sediment adsorption interception, respectively. Similarly, out of 1 125 mg of input tungsten, 723.75 mg was retained by the system interception, of which 375.02 mg and 348.73 mg were retained by plant enrichment and sediment adsorption interception interception, respectively. The enrichment effect of cadmium and tungsten in the three plants was good, and the enrichment concentration of the same plants decreased along the direction of the water outlet, namely, the first level wetland > the second level wetland > the third level wetland. The sediment had a high adsorption capacity for both heavy metals in the system. By scanning the morphology of the sediment surface. The main adsorption functional groups were — OH, — COOH, C== C, and C — O — C, which provided insight into the mechanism of sediment adsorption for cadmium and tungsten. The three-stage simulated constructed wetland showed a good purification effect for cadmium and tungsten in tungsten in ungsten in ungsten in wastewater. This study provides technical support for the purification of cadmium and tungsten in polluted irrigation water in tungsten mining areas.

Keywords: simulated wetland; combined pollution; wastewater purifying; plant enrichment; sediment

随着工业和采矿业的不断发展,我国重金属污染问题日渐严重。据2014年《全国土壤污染状况调查公报》显示,我国重金属总超标率为16.1%,其中镉(Cd)超标率最高,达到7%¹¹,我国南方稻米Cd含量超标问题十分严重。有研究表明,我国南方地区稻田土壤Cd污染最主要来源是Cd超标灌溉水¹²,长期污水灌溉的农田土壤Cd污染指数最高,土壤重金属综合潜在环境风险为强级¹³。工艺生产产生的废水中少部分重金属会沉降在迁移路径上,大部分的重金属会以有效态的形式进入生态圈循环,危害人体健康¹⁴。

钨(W)作为VIB族的一种过渡元素,广泛应用于 冶金、军事等行业⁵¹。近些年,随着W的采冶及其应 用,W暴露途径增加,W对人体健康的潜在危害日渐 凸显^[6-9]。有研究^[10]发现,湖南典型钨矿采冶区土壤W 含量最高可达环境背景值的数千倍。农田土壤重金 属的重要输入来源之一是灌溉水,自然水体 W 浓度 通常在10.3 ng·L⁻¹~2.05 μg·L⁻¹之间,而停产钨矿非采 冶区流域水体W浓度能达到0.11~0.34 mg·L^{-1[11]},有 研究表明,在钨矿区附近农田土壤中,重金属复合污 染是主要污染特征[12]。钨矿区附近农田土壤潜在生 态危害指数评价表明耕作层土壤重金属生态危害风 险极高,而Cd是土壤重金属潜在生态风险主要的贡 献因子[13]。长期食用钨矿区附近农田土壤生产的水 稻等作物,其风险不容忽视。因此,从灌溉水净化方 面治理钨矿区农田土壤Cd、W污染,对降低稻米重金 属超标风险,实现粮食生产安全化具有重要意义。

目前国内外研究净化水体重金属的技术方法包

括离子交换、物理吸附、化学沉淀、膜过滤及电化学技 术法等[14],这些技术方法用于浓度较低、处理量大的 灌溉水都有明显的局限性。人工湿地是一种20世纪 70年代发展起来的新兴污水处理系统,净化技术原 理包括物理法、化学法和生物法,因其造价低、易维 护、连续处理能力强等优点得到广泛应用[15]。有学 者16种植宽叶香蒲构建人工湿地系统,净化含高浓度 重金属 Pb(11.5 mg·L⁻¹)、Zn(14.5 mg·L⁻¹)、Cd(0.05 mg·L⁻¹)的铅锌矿选矿废水,该系统对3种重金属的净 化效率分别达到 99.0%、97.3% 和 94.9%, 历经 10 a 的 持续监测,净化效果优良且稳定。目前国内外利用模 拟人工湿地净化灌溉水重金属的研究较多,但对Cd、 W复合污染的净化以及净化系统的输入输出通量的 计算、植物吸收转移Cd的量以及水培沉积物的机理 研究较少。本研究选取了再力花、旱伞草、铜钱草3 种常见水生植物构建纯水培条件下的三级模拟人工 湿地,配制Cd、W模拟复合废水,研究水培三级模拟 人工湿地对模拟废水中Cd、W的去除效率及水培过 程中产生的沉积物去除重金属的机理,以期为钨矿区 污染灌溉水中Cd、W的净化以及钨矿区稻米安全生 产提供技术支撑。

1 材料与方法

1.1 试验装置的搭建

本试验设置于湖南农业大学环科楼前的实验棚内,试验采用长 0.8 m、宽 0.4 m、高 0.45 m 的塑料水箱,由 3个单级模拟湿地串联成一个三级模拟湿地为

一个处理,分3个处理共9个水箱。将称取的CdCl₂· 2.5H₂O和Na₂WO₄固体混合溶于水后在每次向蓄水桶 中补水时加入,确保每次配制出的废水浓度相同,通 过蠕动泵将1000L蓄水桶中配制的含Cd、W模拟废 水压送进试验装置(图1)。从静态实验的结果中选 出效果最优的3种植物,3个三级模拟人工湿地处理 分别设置为单种植物种植串联(T1)、两两搭配种植 串联(T2)以及3种植物搭配种植串联(T3);各处理的 各单级湿地单元编号以及出水取样编号均统一使用, 具体见表1。箱底不铺设底泥及基质,采用霍格兰营 养液¹¹⁷水培的方式。为规避短流现象,使水流均匀流 动,进出水方式设置为下进上出。进水口距箱底约 0.1 m,出水口距箱底约0.3 m,各个单级模拟湿地之间 使用内径为3.17 mm的蠕动泵专用软管连接,控制系 统液面高约0.30 m,通过蠕动泵控制进水流量(图1)。

1.2 试验设计

试验所选水生植物是根据静态吸附预试验结果 所选出的3种常见水生植物:再力花、旱伞草、铜钱 草,均购买于湖南省长沙市花卉市场,再力花选择株 高1.2 m左右,旱伞草选择株高0.8 m左右,叶片嫩绿 健康植株,铜钱草选择长势均匀,挺拔嫩绿植株。试 验处理称取各植物鲜质量见表1。3个处理箱底不铺 设土壤和基质,用鹅卵石固定挺水植物根部,在水箱

农业环境科学学报 第42卷第6期

四壁加装弹力带辅助其保持挺立,采用霍格兰营养液 水培方式,根据笔者在野外灌溉水净化监测点实验结 果,水体中Cd平均浓度约为10μg·L⁻¹,W平均浓度约 为70μg·L⁻¹,野外试点湿地的水力停留时间(HRT) 12~36h,故设计水力停留时间为24h,进水Cd浓度为 25μg·L⁻¹、W浓度为75μg·L⁻¹,利用蠕动泵设置流速 控制系统总水力停留时间。试验前10d每日采集一 次水样,运行稳定后每周采集一次水样。试验时间为 2021年8月至2022年1月。

1.3 样品采集与处理

1.3.1 水样采集

分别在模拟人工湿地进水口、一级湿地出水口、 二级湿地出水口、三级湿地出水口各设置一个采样 点,每次各点位采集100 mL水样,每次取样重复3次。 1.3.2 植物样采集

试验结束后采集各单元湿地内所有的试验植物。 1.3.3 沉积物样品采集

预计在试验结束后,各级湿地箱底会有沉积物产 生,用200目过滤筛小心采集湿地系统各湿地单元底 部水培沉积物。

1.4 样品测定

1.4.1 水样测定

水样加硝酸酸化后经过0.45 µm 微孔滤膜抽滤,



图 1 三级模拟湿地处理示意图 Figure 1 Schematic diagram of three-stage simulated wetland treatment

表1 动态实验植物的处理	
--------------	--

	Table 1	Treatment	of d	ynamic	experimental	plants
--	---------	-----------	------	--------	--------------	--------

处理Treatment	Τ1	Τ2	Т3
植物搭配及用量	 一级:旱伞草1500g (T1-1) 二级:再力花2100g (T1-2) 三级:褐鉄芎1500g 	 一级:再力花1050g、铜钱草750g (T2-1) 二级:再力花1050g、旱伞草750g (T2-2) 三级:星金草750g (細鉄草750g) 	 一级:再力花700g、旱伞草500g、铜钱草500g (T3-1) 二级:再力花700g、旱伞草500g、铜钱草500g (T3-2) 三级:再力花700g、旱伞草500g、铜钱草500g
	现:时段年1500g (T1-3)	(T2-3)	(T3-3)



然后直接测定其中水溶态Cd、W含量;采用原子吸收 分光光度计-石墨炉(GTA120, Varian,美国)测定Cd 含量;采用ICP-OES(PE8300,美国)测定W含量。 1.4.2 植物样品的测定

采集的植物带回实验室后洗净,整株采集的植物 分为茎叶部与根部,铜钱草不做处理,于(105±2)℃ 杀青1h,65℃烘干后测干质量,粉碎装袋备用。植物 样品在电热消解仪中采用混合酸(HNO₃:HClO₄=4:1, *V/V*)湿法进行消解。用ICP-OES(PE8300,美国)测定 植物样品Cd、W的含量。

1.4.3 沉积物样品测定

为从机理上分析沉积物对水体中两种重金属的 吸附,初步对沉积物表面形貌与化学官能团结构测 定,采集水培产生的沉积物干燥处理后,分别使用场 发射扫描电镜(SEM,Thermo Scientific Apreo 2C)、傅 里叶红外吸收光谱仪(FTIR,Thermo Fisher Nicolet IS10)进行分析。

1.5 数据处理

所测数据采用Excel软件以及SPSS22.0软件完成 数据处理和差异性显著分析,差异显著水平为0.05。

动态试验湿地各处理单元i对水中Cd的去除率

$$P_{i} = \left[\left(N_{i} - N_{i+1} \right) / N_{i} \right] \times 100\% \tag{1}$$

$$P_0 = [(N_1 - N_4)/N_1] \times 100\%$$
(2)

式中:P为模拟湿地各处理单元对湿地系统去除水体中Cd、W的去除率;Po为湿地工艺系统对水体中Cd、W的总去除率;Ni为第i个采样点的水体Cd、W浓度。

2 结果与分析

2.1 三级模拟人工湿地对水体中Cd的动态去除效果 由图2可知,在试验开始的前15d左右,所有三 级湿地处于运行适应期,出水 Cd浓度小于 10 μg·L⁻¹, 符合《农田灌溉水质标准》(GB 5084—2018),但出水 Cd浓度大于 5 μg·L⁻¹。3个湿地的出水 Cd浓度呈现 下降趋势,进入九月后,所有三级模拟湿地进入运行 稳定期,出水 Cd的浓度均小于 5 μg·L⁻¹,符合《农田灌 溉水质标准》(GB 5084—1992)。T1、T2、T3 的平均出 水 Cd浓度分别为 3.30、3.20、2.75 μg·L⁻¹,其中T3 的平 均去除率最高,达到了 89.18%,T1、T2 的平均去除率 分别为 87.01%、87.41%。

3种处理湿地的进水口与各级出水口的Cd浓度和去除率如图3、图4所示,可以看出3个处理的各个单级湿地出水口Cd浓度呈现逐渐下降的趋势。T1的3个单级湿地对水体Cd的去除率分别为47.11%、13.42%、26.84%;T2的3个单级湿地对水体Cd的去除率分别为28.61%、21.53%、37.27%;T3的3个单级湿地对水体Cd的去除率分别为24.24%、46.09%、



图3 三种处理各单元进出水Cd浓度







www.ger.org.cn



Figure 4 Removal rate of Cd in three treatment levels of units and total cumulative

18.85%,T1、T2、T3三个处理各级单元之间去除率有显著差异,但总平均去除率差异不显著;3个三级模拟湿地处理后的模拟废水中Cd的浓度均能达到灌溉水水质标准。

2.2 三级模拟人工湿地对水体中W的动态去除效果

由图5可知,3个三级湿地出水口的W浓度明显 降低。试验伊始,3个三级湿地对水体中W的去除效 果存在一定的波动,而随着采样日期的推移,3个湿 地出水口水体W浓度呈现出下降的趋势。由于尚未 制定国家灌溉水安全标准中W的标准,故从去除率 和出水浓度来分析净化效果。T1、T2、T3的平均出水 W浓度分别为24.02、20.14、26.75 µg·L⁻¹,其中T2的 平均去除率最高,达到了73.36%,T1、T3的平均去除 率分别为68.24%、64.62%。

3个处理湿地的进水口与各级出水口的W浓度和去除率如图6、图7所示,可以看出3个处理的各级湿地出水口W浓度呈现逐渐下降的趋势。T1的3个单级湿地对水体W的去除率分别为27.56%、25.61%、15.07%;T2的3个单级湿地对水体W的去除率分别为36.84%、15.45%、21.07%;T3的3个单级湿地对水



Figure 6 W concentration of water in and out of each unit of the

three treatments



Figure 7 Three treatment levels of units and total cumulative removal rate of W

体W的去除率分别为23.72%、26.32%、14.58%,T1、 T2、T3三个处理各级单元之间去除率有显著差异, 总平均去除率T2、T3差异显著;模拟废水经过3个 三级模拟湿地处理后水体W浓度显著降低,去除效 果良好。

2.3 湿地植物对Cd的富集

在试验期间,T1处理系统Cd输入总量约为375 mg;T1处理平均出水Cd浓度为3.30 μg·L⁻¹,系统Cd







截留总量为325.50 mg。由表2可知,T1处理植物总 干质量为2994.27 g,植物积累Cd总量为67.20 mg,植 物截留部分的去除率为17.92%。T1处理3个单级湿 地T1-1、T1-2、T1-3 植物总干质量分别为671.04、 2115.58、207.65 g,分别积累的Cd总量为21.13、 35.57、10.51 mg,T1处理各级单元植物截留量分别占 总去除量6.49%、10.93%、3.23%。

T2处理系统Cd输入总量约为375 mg;T2处理平均出水Cd浓度为3.20 μg·L⁻¹,系统Cd截留总量为327.00 mg,由表3可知,T2处理植物总干质量为3163.82 g,植物积累Cd总量为86.68 mg,植物截留部

表2 T1处理植物的干质量、Cd含量以及积累量
Table 2 Dry weight, Cd content and accumulation of
T1 treated plants

		-	
处理 Treatment	干质量 Dry mass/g	Cd含量 Cd content/ (mg·kg ⁻¹)	Cd 积累量 Cd accumulation/ mg
T1-1旱伞草根部	388.26	50.39	19.56
T1-1旱伞草茎叶	282.78	5.52	1.56
T1-1总量	671.04		21.13
T1-2再力花根部	1 056.69	30.88	32.63
T1-2再力花茎叶	1 058.89	2.78	2.94
T1-2总量	2 115.58		35.57
T1-3铜钱草	207.65	50.59	10.51
T1-3总量	207.65		10.51
T1系统总量	2 994.27		67.20

表3 T2处理植物的干质量、Cd含量以及积累量

Table 3 Dry weight, Cd content and accumulation of T2 treated plants

处理 Treatment	干质量 Dry mass/g	Cd 含量 Cd content/ (mg•kg ⁻¹)	Cd积累量 Cd accumulation/ mg
T2-1再力花根部	528.34	39.74	21.00
T2-1再力花茎叶	516.35	3.78	1.95
T2-1铜钱草	98.69	165.32	16.32
T2-1总量	1 143.38		39.26
T2-2再力花根部	576.66	35.55	20.50
T2-2再力花茎叶	530.28	2.23	1.18
T2-2旱伞草根部	207.68	38.77	8.05
T2-2旱伞草茎叶	118.74	4.57	0.54
T2-2总量	1 433.36		30.28
T2-3旱伞草根部	231.54	33.24	7.70
T2-3旱伞草茎叶	199.31	4.26	0.85
T2-3铜钱草	156.23	54.98	8.59
T2-3总量	587.08		17.13
T2系统总量	3 163.82		86.68

分的去除率为26.51%。T2处理三个单级湿地T2-1、 T2-2、T2-3植物总干质量分别为1143.38、1433.36、 587.08g,分别积累的Cd总量为39.26、30.28、17.13 mg,T2处理各级单元植物截留量分别占总去除量的 12.01%、9.26%、5.24%。

T3处理系统Cd输入总量约为375 mg;T3处理平均出水Cd浓度为2.75 μg·L⁻¹,系统Cd截留总量为333.75 mg。由表4可知,T3处理植物总干质量为3094.78 g,植物积累Cd总量为102.66 mg,植物截留部分的去除率为27.38%。T3处理3个单级湿地T3-1、T3-2、T3-3植物总干质量分别为977.02、979.34、1138.42 g,分别积累的Cd总量为40.81、34.73、27.13 mg,各单级湿地的去除率分别为10.88%、9.26%、7.23%。

2.4 湿地植物对W的富集

在试验期间,T1处理系统W输入总量约为1125 mg;T1处理平均出水W浓度为24.02 μg·L⁻¹,系统W 截留总量为764.70 mg。由表5可知,T1处理植物总 干质量为2994.27 g,植物积累Cd总量为281.46 mg, 植物截留部分的去除率为25.02%。T1处理3个单级

表4 T3处理植物的干质量、Cd含量以及积累量

Table 4 Dry weight, Cd content and accumulation of T3 treated plants

处理 Treatment	干质量 Dry mass/g	Cd含量 Cd content/ (mg•kg ⁻¹)	Cd 积累量 Cd accumulation/ mg
T3-1再力花根部	360.30	53.45	19.26
T3-1再力花茎叶	337.20	3.94	1.33
T3-1旱伞草根部	138.70	58.04	8.05
T3-1旱伞草茎叶	81.47	7.01	0.57
T3-1铜钱草	59.35	195.46	11.60
T3-1总量	977.02		40.81
T3-2再力花根部	354.70	43.85	15.55
T3-2再力花茎叶	340.50	2.83	0.96
T3-2旱伞草根部	133.40	50.22	6.70
T3-2旱伞草茎叶	83.96	6.53	0.55
T3-2铜钱草	66.78	164.15	10.96
T3-2总量	979.34		34.73
T3-3再力花根部	421.80	36.31	15.32
T3-3再力花茎叶	405.80	2.50	1.02
T3-3旱伞草根部	147.60	41.92	6.19
T3-3旱伞草茎叶	107.41	6.05	0.65
T3-3铜钱草	55.81	70.95	3.96
T3-3总量	1 138.42		27.13
T3系统总量	3 094.78		102.66

www.aer.org.cn

湿地T1-1、T1-2、T1-3植物总干质量分别为671.04、 2115.58、207.65g,分别积累的Cd总量为148.20、 69.17、64.09mg,T1处理各级单元植物截留量分别占 总去除量的19.38%、9.05%、5.70%。

T2处理系统W输入总量约为1125 mg;T2处理平均 出水W浓度为20.14 μg·L⁻¹,系统W截留总量为822.90 mg。由表6可知,T2处理植物总干质量为3163.82 g,植物积累W总量为317.67 mg,植物截留部分的去 除率为28.24%。T2处理三个单级湿地T2-1、T2-2、 T2-3植物总干质量分别为1143.38、1433.36、587.08 g,分别积累的W的量为129.58、94.93、93.16 mg,T2 处理各级单元植物截留量分别占总去除量的

表 5 T1 处理植物的干质量、W 含量以及积累量 Table 5 Dry weight, W content and accumulation of

T1 treated plants

处理	干质量	W含量	W积累量
Treatment	Dry mass/g	$W \; content/(mg \boldsymbol{\cdot} kg^{1})$	W accumulation/mg
T1-1旱伞草根部	388.26	359.37	139.53
T1-1旱伞草茎叶	282.78	30.67	8.67
T1-1总量	671.04		148.20
T1-2再力花根部	1 056.69	50.56	53.43
T1-2再力花茎叶	1 058.89	14.87	15.75
T1-2总量	2 115.58		69.17
T1-3铜钱草	207.65	308.63	64.09
T1-3总量	207.65		64.09
T1系统总量	2 994.27		281.46

表6 T2处理植物的干质量、W含量以及积累量

Table 6 Dry weight, W content and accumulation of T2 treated plants

处理	干质量	W含量	W积累量
Treatment	Dry mass/g	$W \text{ content}/(\mathbf{mg}\boldsymbol{\cdot}\mathbf{kg}^{\text{-1}})$	W accumulation/mg
T2-1再力花根部	528.34	89.34	47.20
T2-1再力花茎叶	516.35	23.78	12.28
T2-1铜钱草	98.69	710.32	70.10
T2-1总量	1 143.38		129.58
T2-2再力花根部	576.66	78.55	45.30
T2-2再力花茎叶	530.28	16.37	8.68
T2-2旱伞草根部	207.68	178.64	37.10
T2-2旱伞草茎叶	118.74	32.46	3.85
T2-2总量	1 433.36		94.93
T2-3旱伞草根部	231.54	110.42	25.57
T2-3旱伞草茎叶	199.31	26.30	5.24
T2-3铜钱草	156.23	399.08	62.35
T2-3总量	587.08		93.16
T2系统总量	3 163.82		317.67

农业环境科学学报 第42卷第6期

15.75% 11.54% 11.32% .

在试验期间,T3处理系统W输入总量约为1125 mg;T3处理平均出水W浓度为26.75 μg·L⁻¹,系统W 截留总量为723.75 mg。由表7可知,T3处理植物总 干质量为3094.78 g,植物积累W总量为375.02 mg, 植物截留部分的去除率为33.34%。T3处理3个单级 湿地T3-1、T3-2、T3-3分别积累W总量为176.44、 111.95、86.63 mg,T3处理各级单元植物截留量分别 占总去除量24.38%、15.49%、11.97%。

表7 T3处理植物的干质量、W含量以及积累量

Table 7 Dry weight, W content and accumulation of T3 treated plants

处理 Treatment	干质量 Dry mass/g	Cd 含量 W content/ (mg•kg ⁻¹)	Cd 积累量 W accumulation/ mg
T3-1再力花根部	360.30	104.33	37.59
T3-1再力花茎叶	337.20	24.78	8.36
T3-1旱伞草根部	138.70	556.38	77.17
T3-1旱伞草茎叶	81.47	41.24	3.36
T3-1铜钱草	59.35	841.78	49.96
T3-1总量	977.02		176.44
T3-2再力花根部	354.70	85.65	30.38
T3-2再力花茎叶	340.50	20.94	7.13
T3-2旱伞草根部	133.40	202.82	27.06
T3-2旱伞草茎叶	83.96	37.03	3.11
T3-2铜钱草	66.78	663.00	44.28
T3-2总量	979.34		111.95
T3-3再力花根部	421.80	77.05	32.50
T3-3再力花茎叶	405.80	19.21	7.80
T3-3旱伞草根部	147.60	127.77	18.86
T3-3旱伞草茎叶	107.41	31.36	3.37
T3-3铜钱草	55.81	431.95	24.11
T3-3总量	1 138.42		86.63
T3系统总量	3 094.78		375.02

2.5 湿地系统对Cd截留通量

三级模拟人工湿地的Cd 截留通量见表8。经计算,T1、T2、T3系统外源输入Cd 总量约375 mg,经过 模拟人工湿地系统净化后向外界的Cd 输出量分别为 49.50、48.00、41.25 mg,输出占比分别为13.20%、 12.80%、11.00%;植物截留量占比分别为17.92%、 23.11%、27.38%;沉积物截留量占比分别为68.88%、 64.09%、61.62%。从截留通量来看,沉积物吸附占比 均在60%以上,说明该系统净化模拟废水中的Cd,沉 积物吸附和生物絮凝沉淀起主要作用。

2.6 湿地系统对W截留通量

三级模拟人工湿地的W截留通量见表9。经计 算,T1、T2、T3系统外源输入W总量约1125mg,经过 模拟人工湿地系统净化后向外界的W输出量分别为 360.30、302.10、401.25 mg,占比分别为 32.03%、 26.85%、35.67%; 植物截留量占比分别为 25.02%、 28.24%、33.34%;沉积物截留量占比分别为42.95%、 36.10%、31.00%。从截留通量来看,沉积物吸附占比 约为30%~40%,植物积累占比约为25%~35%,说明 该系统净化模拟废水中的W,沉积物吸附和植物吸收 积累起相当作用。

2.7 水培沉积物对Cd的吸附机理

实验过程中产生的沉积物吸附Cd的量超过总量 的60%,吸附W的量与植物吸收积累量相当,且在试 验过程中,能观察到沉积物的量随着时间的推移明显 增加,笔者认为沉积物与植物根系共同作用完成对重 金属的吸附固定。因此,为初步探究沉积物对重金属 的吸附机理,本研究对其进行了表征试验。图8为 SEM 表征结果图,由图8可以看出沉积物呈现不规则 小块状,上面分布有不均匀片状突出,且普遍存在。 该结构较为粗糙且多褶皱,可以为吸附重金属的官能 团提供大量位点,利于吸附反应的发生。

图9为3个三级模拟人工湿地产生的沉积物的红 外光谱图。由红外光谱图可以看出,9个沉积物样品 发生振动的波数相近,说明它们拥有相同的官能团。 红外光谱图中几个主要的吸收峰分别在790、1050、 1 536、1 639、2 940、3 290 cm⁻¹附近。其中,790 cm⁻¹ 和2940 cm⁻¹附近的吸收峰是由C—H伸缩振动引起



图 8 沉积物扫描电镜图(×2000倍) Figure 8 Scanning electron microscopy(SEM) of sediments $(\times 2\ 000\ times)$

的,说明沉积物中含有环烷烃或脂肪烃类化合物[18]; 1050 cm⁻¹附近的吸收峰是由 C-O-C 伸缩振动引起 的,说明沉积物中含有醚类化合物^[19]:1536 cm⁻¹附近 的吸收峰是苯环骨架C=C振动吸收峰,说明该沉积 物中含有苯类化合物^[20]:1 639 cm⁻¹和 3 290 cm⁻¹附近 的吸收峰分别是-COOH和-OH^[21],这两个官能团也 被认为是沉积物吸附重金属最重要的两个官能团[22]。 这些官能团(-OH、C=C、C=O、C-O-C)在吸附过 程中可以与Cd²⁺发生交互作用,最终可使Cd与CO²⁻ 等离子产生沉淀[23]。此外,从各个处理第一级湿地到 第三级湿地,官能团的吸收峰峰形发生了变化,进一 步说明这些含氧官能团在吸附 Cd 过程中发挥了作 用,因此可以推断沉积物的有机组分在净化水体重金 属的过程中发挥了重要作用。

3 讨论

构建人工湿地净化水体中重金属,是一种经济又 高效的绿色生态治理方法,水生植物作为人工湿地不

	表 8 湿地系统对 Cd 截留 通量							
	Table 8 Wetland system intercepts Cd fluxes							
处理 Treatment	系统输出量 System output/mg	系统输出占比 Percentage of system output/%	植物截留量 Plant interception/ mg	植物截留占比 Percentage of plant interception/%	沉积物截留量 Sediment retention/mg	沉积物截留占比 Percentage of sediment retention/%		
T1	49.50	13.20	67.20	17.92	258.30	68.88		
T2	48.00	12.80	86.68	23.11	240.32	64.09		
Т3	41.25	11.00	102.66	27.38	231.09	61.62		

表9	湿地	系统对	W	截留:	通量

Table 9 Wetland system intercepts W flux
--

处理 Treatment	系统输出量 System output/mg	系统输出占比 Percentage of system output/%	植物截留量 Plant interception/ mg	植物截留占比 Percentage of plant interception/%	沉积物截留量 Sediment retention/ mg	沉积物截留占比 Percentage of sediment retention/%
T1	360.30	32.03	281.46	25.02	483.24	42.95
Т2	302.10	26.85	317.67	28.24	406.08	36.10
Т3	401.25	35.67	375.02	33.34	348.73	31.00

www.ger.org.cn



可或缺的部分,能为重金属的运输存储提供路径与场 所,因此水生植物被誉为水体中重金属及营养物质的 天然吸收体[24]。实验洗择的3种植物:再力花、旱伞 草、铜钱草的根系都较发达,而水生植物的根系在水 体重金属的净化过程中起着至关重要的作用[2]:一是 可以吸收、转运、富集重金属;二是通过根系分泌物改 变水环境的理化性质,影响重金属的沉淀,如有机酸、 铁磷体等[26];三是可以为人工湿地系统中的微生物提 供栖息繁殖的场所,丰富微生物的种类,促进吸收吸 附重金属。本实验设置的是全程水培处理,没有铺设 基质与底泥,有研究表明四,植物在水培条件下,植物 根系与重金属的接触更充分,发达的根系能保证植物 对水体重金属的吸附与吸收效果。在试验开始初期, 出水Cd的浓度并不能达到5µg·L⁻¹以下,W的平均出 水浓度约为35 µg·L⁻¹左右,笔者认为这是因为试验 初期,系统内各项理化指标处于适应稳定期,包括植 物根系对环境的生长适应,根际微生物的生长繁殖, 水培沉积物的产生和积累等。进入九月份后可以看 出系统对模拟废水中两种重金属的净化效果逐步稳 定,且去除率提高,对Cd的去除率基本保持在90%左 右,对W的去除率则保持在70%左右。植物的种植 搭配可以影响湿地系统对重金属的净化效果,有学者 研究表明[28],利用湿地系统净化水体中重金属的过程 中,对植物进行合理的搭配种植,可显著提高湿地系 统对Cd、Pb等重金属的净化效率。本研究中,T1、T2、 T3 3个湿地系统对Cd的去除效果为T3>T2>T1,说明 植物的混种搭配对系统净化效果起正作用,与他人的 研究具有相似规律。但是植物的搭配对不同重金属

农业环境科学学报 第42卷第6期

的去除也并非一定起正面作用,如本研究中3个系统 对水中W的净化效果为T2>T1>T3,这也许与植物搭 配方式对W不适用有关,因为植物的种植搭配是通 过改变根际环境来影响修复^[26,29],如根际微生物的活 动、根系分泌物、pH值和氧化还原电位,因此在人工 湿地选择和种植水生植物时应先进行合理的预试验, 筛选出最佳搭配使湿地系统净化效率最优化。

在试验结束后,对系统两种重金属进行了"源"与 "汇"的分析。"源"是入水中添加的重金属,这是唯一 涂径:而"汇"有植物的吸收积累、沉积物的吸附沉淀 以及出水这几个方面。从截留通量来看,植物对Cd、 ₩的截留量较高,分别占到了截留总量的27.38%和 33.34%,有学者研究发现[30],植物在湿地净化系统中 对污染物的去除量一般较低,只占到5%~10%;与之 相比,本试验的植物截留量相对较高,这与何钟响 等四的研究结果相似,其试验结果表明植物截留部分 在总通量中占比为20%~25%,可能原因为其研究与 本文的试验方法均是水培植物根系与污染物接触面 增加,从而提高了植物对重金属的富集量。此外,沉 积物对 Cd、W 两种重金属的截留量占比分别为 61.62%和31.00%,说明净化水体重金属的过程中,系 统微环境中的生物絮凝沉淀作用很重要,尤其是对 Cd的截留,占了大部分的比例,因此,在利用人工湿 地净化水体中重金属时,要重点关注底泥沉积物,为 防范其解吸带来的风险,建议对所使用人工湿地定期 清理底泥以及收割植物地上部分,将所富集的重金属 带离系统再进行无害化处理。

试验结束后在各个单级湿地的试验箱底出现了 絮凝状沉积物,而本试验采用植物水培模式进行,并 未向系统添加任何有吸附效果的材料,因而箱底的沉 积物是一种试验过程中自发形成的产物,其可能是由 植物根系分泌物与代谢脱落物、茎叶部的自然凋落 物、水中浮游生物、微生物及其代谢产物以及大气沉 降颗粒等多方面因素混合形成的絮凝状产物。有学 者問習研究发现湿地充当基质的砾石表面有一层沉积 物,推断其可能为水体中的悬浮颗粒物与植物凋落物 的混合物,积累了较高浓度的Cd,此研究与本试验过 程中产生的沉积物具有相似性。沉积物含有的化学 成分包括黏土矿物、铁锰氧化物、铝水合氧化物、有机 物、硫化物及碳酸盐等[12],其中有机物部分被大多学 者认为是沉积物吸附重金属的关键,早期已有学者对 沉积物中的活性组分进行了相关研究,廖文卓等[33]通 过分离沉积物中的有机部分对 Cd2+、Pb2+、Cu2+进行吸

附试验,发现腐殖质可以快速高效地吸附重金属离 子,对重金属的迁移转化具有显著的影响。刘亮等[34] 利用选择性萃取法研究表层沉积物的主要化学组分 对重金属的吸附特征时,得出其中的有机质以及铁锰 氧化物是影响重金属吸附的主要成分。从本文中沉 积物的红外光谱图也可以看出一COOH、一OH是吸 附重金属离子的两个重要官能团,它们的存在也可以 说明沉积物有机组分是吸附重金属的"主力",这也与 以上学者的研究结果类似。虽然沉积物在净化过程 中起了重要的作用,但其不稳定,沉积物在水体净化 过程中既充当"汇"储存重金属,同时也有可能充当 "源"释放出重金属,源与汇之间的转换主要取决于沉 积物的粒径大小,其一定程度上决定了重金属的迁 移、吸附、沉积等活动[35],有研究表明[36],沉积物中重 金属主要集中在粒径<63 µm部分,水体中粒径<45 μm归为溶解态重金属,粒径在45~63 μm之间颗粒物 的重金属归为悬浮态重金属,重金属的迁移过程会受 载体变化的影响。野外底泥沉积物在吸附重金属的 过程中容易受到降雨、水生生物搅动以及人为生产活 动等因素影响,吸附重金属的底泥被扰动从而容易使 重金属解吸出来[37],此时底泥沉积物不再是"汇",而 是转变为"源",虽然水生植物的存在可以抵消部分影 响,但还是值得对底泥的解吸作用带来的风险进行考 察,因此未来可从针对沉积物的解吸以及对野外人工 湿地实验底泥沉积物进行长期监测等方面开展工作。

4 结论

(1)水培条件下的三级模拟人工湿地系统能有效 净化水体中的Cd和W,其中3种植物混搭的T3处理 对Cd的去除效率最高,达到了89.18%;植物两两混 搭处理的T2处理对W的去除效率最高,达到了 73.36%。

(2)3种水生植物均能有效富集Cd和W,对Cd和W 富集效果最好的是铜钱草,最高浓度分别为195.46、841.78 mg·kg⁻¹。

(3)沉积物的吸附作用在净化过程中起了重要作用,对Cd的截留通量占比60%~70%,对W的截留 通量占比30%~45%;对Cd、W两种重金属的吸附以 沉积物有机部分的作用为主,其中有效官能团包括 --OH、--COOH、C=-C、C--O--C。

参考文献:

[1]环境保护部,国土资源部.全国土壤污染状况调查公报[J].中国环

保产业, 2014, 36(5): 10-11. MEP, MLR. National survey of soil pollution bulletin[J]. *China Environmental Protection Industry*, 2014, 36 (5): 10-11.

- [2] ZHAO F J, MA Y, ZHU Y G, et al. Soil contamination in China: Current status and mitigation strategies[J]. Environmental Science & Technology, 2015, 49(2):750-759.
- [3] 陈涛,常庆瑞,刘京,等.长期污灌农田土壤重金属污染及潜在环境风险评价[J].农业环境科学学报,2012,31(11):2152-2159. CHEN T, CHANG Q R, LIU J, et al. Pollution and potential environment risk assessment of soil heavy metals in sewage irrigation area[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2012, 31(11):2152-2159.
- [4] 曹柳, 孟晓飞, 杨俊兴, 等. 河南省大气重金属沉降高风险区蔬菜重 金属含量及健康风险评估[J]. 植物营养与肥料学报, 2021, 27(12): 2170-2183. CAO L, MENG X F, YANG J X, et al. Heavy metal concentrations and health risk assessment of vegetables in the high-risk area of atmospheric deposition in Henan Province[J]. Journal of Plant Nutrition and Fertilizers, 2021, 27(12):2170-2183.
- [5] 李承元.有色金属的性质和用途(一)钨[J]. 江西有色金属, 1987
 (1):65-67. LI C Y. Properties and uses of non-ferrous metal(I. tungsten)[J]. *Jiangxi Nonferrous Metal*, 1987(1):65-67.
- [6] BEDNAR A J, JONES W T, BOYD R E, et al. Geochemical parameters influencing tungsten mobility in soils[J]. Journal of Environmental Quality, 2008, 37(1):229-233.
- [7] LINDSAY J H, KENNEDY A J, SEITER-MOSER J M, et al. Uptake kinetics and trophic transfer of tungsten from cabbage to a herbivorous animal model[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 51(23): 13755–13762.
- [8] DATTA S, VERO S E, HETTIARACHCHI G M, et al. Tungsten contamination of soils and sediments: current state of science[J]. Current Pollution Reports, 2017, 3(1):55-64.
- [9] SHEPPARD P R, SPEAKMAN R J, RIDENOUR G, et al. Temporal variability of tungsten and cobalt in Fallon, Nevada[J]. Environmental Health Perspectives, 2007, 115(5):715-719.
- [10] STEENSTRA P, STRIGUL N, HARRISON J. Tungsten in Washington State surface waters[J]. Chemosphere, 2020, 242:125151.
- [11] 杜辉辉, 刘新, 李杨, 等. 土壤中钨的环境行为与潜在风险:研究进展与展望[J]. 土壤学报, 2022, 59(3):655-666. DU H H, LIU X, LI Y, et al. A reiew on the environmental behavior and potential risk of tungsten in soils: progress and prospects[J]. Acta Pedologica Sinica, 2022, 59(3):655-666.
- [12] 阳雨平,杨田杰,陈国国.湘南某钨矿区土壤重金属污染评价与植物修复研究[J].安全与环境学报,2019,19(5):1752-1760. YANG Y P, YANG T J, CHEN G G. Evaluation of soil heavy metal pollution and phytoremediation in a tungsten mine in southern part of Hunan[J]. Journal of Safety and Environment, 2019, 19(5):1752-1760.
- [13] 刘丹, 赵永红, 周丹, 等. 赣南某钨矿区土壤重金属污染生态风险 评价[J]. 环境化学, 2017, 36(7):1556-1567. LIU D, ZHAO Y H, ZHOU D, et al. Ecological risk assessment of heavy metals pollution in a tungsten mine soil in south of Jiangxi Province[J]. *Environmental Chemistry*, 2017, 36(7):1556-1567.
- [14] ABDULLAH N, YUSOF N, LAU W J, et al. Recent trends of heavy metal removal from water/wastewater by membrane technologies[J]. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 2019, 76:17–38.

www.aer.org.cn

- [15] 许蒙, 喻理, 叶长城, 等. 植物塘+人工湿地+吸附池系统净化灌溉 水中镉[J]. 水处理技术, 2017, 43(4):94-97. XU M, YU L, YE C C, et al. Purification of Cd in irrigation sewage using plant pond and constructed wetland and adsorption tank system[J]. *Technology of Water Treatment*, 2017, 43(4):94-97.
- [16] 招文锐,杨兵,朱新民,等.人工湿地处理凡口铅锌矿金属废水的稳定性分析[J]. 生态科学, 2001(4):16-20. ZHAO W R, YANG B, ZHU X M, et al. The stability of constructed wetland in treating heavy metal wastewater released from a Pb/Zn mine at Fankou of Guangdong Province[J]. *Ecological Science*, 2001(4):16-20.
- [17] 龚记熠, 唐明, 张习敏, 等. Hoaglang 营养液对漂浮育苗辣椒的影响[J]. 分子植物育种, 2017, 15(8):3244-3253. GONG J Y, TANG M, ZHANG X M, et al. Effect of Hoaglang nutrient solution on floating system pepper[J]. *Molecular Plant Breeding*, 2017, 15(8): 3244-3253.
- [18] LIU X Q, DING H S, WANG Y Y, et al. Pyrolytic temperature dependent and ash catalyzed formation of sludge char with ultra-high adsorption to 1-naphthol[J]. *Environmental Science & Technology*, 2016, 50(5):2602-2609.
- [19] GRUBE M, LIN J G, LEE P H, et al. Evaluation of sewage sludgebased compost by FT-IR spectroscopy[J]. Geoderma, 2006, 130(3/4): 324-333.
- [20] 胡艳军, 王琳洁, 卢艳军, 等. 污泥含碳有机官能团分布及其模型 化合物构建[J]. 中国环境科学, 2019, 39(9):3872-3878. HU Y J, WANG L J, LU Y J, et al. Characterization of carbon-containing organic functional groups in sludge and construction of its model compounds[J]. China Environmental Science, 2019, 39(9):3872-3878.
- [21] 白洁琼, 尹华, 叶锦韶, 等. 十溴联苯醚共存条件下水中Zn(Ⅱ)的 生物吸附[J]. 环境工程学报, 2013, 7(4):1245-1250. BAI J Q, YIN H, YE J S, et al. Biosorption of zinc(Ⅱ) in water with decabromodiphenyl ethers[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2013, 7(4):1245-1250.
- [22] 刘双, 卓琼芳, 许振成, 等. 河流沉积物对镉和铊的竞争吸附-解吸 特性[J]. 安全与环境学报, 2016, 16(6): 193-199. LIU S, ZHUO Q F, XU Z C, et al. On the mechanism of the competitive adsorption and desorption of cadmium and thallium by the river sediments[J]. Journal of Safety and Environment, 2016, 16(6):193-199.
- [23] 马凯悦, 张浩, 宋宁宁, 等. 氧化老化玉米秸秆生物炭吸附镉机理研究[J]. 农业环境科学学报, 2022, 41(6):1230-1240. MA K Y, ZHANG H, SONG N N, et al. Mechanism of cadmium adsorption by oxidative aging corn straw biochar[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2022, 41(6):1230-1240.
- [24] MUKHOPADHYAY S, MAITI S. Phytoremediation of metal mine waste[J]. Applied Ecology and Environmental Research, 2010, 8 (3): 207-222.
- [25] BORNE K E, FASSMAN E A, TANNER C C. Floating treatment wetland retrofit to improve stormwater pond performance for suspended solids, copper and zinc[J]. *Ecological Engineering*, 2013, 54: 173– 182.
- [26] XIE X, WEISS D J, WENG B, et al. The short-term effect of cadmium on low molecular weight organic acid and amino acid exudation from mangrove (Kandelia obovata (S., L.) Yong) roots[J]. Environmental

Science and Pollution Research, 2013, 20(2):997–1008.

- [27] LADISLAS S, GERENTE C, CHAZARENC F, et al. Floating treatment wetlands for heavy metal removal in highway stormwater ponds [J]. *Ecological Engineering*, 2015, 80:85–91.
- [28] WANG L, LIN H, DONG Y, et al. Effects of cropping patterns of four plants on the phytoremediation of vanadium-containing synthetic wastewater[J]. *Ecological Engineering*, 2018, 115:27–34.
- [29] MARSCHNER P, CROWLEY D, RENGEL Z. Rhizosphere interactions between microorganisms and plants govern iron and phosphorus acquisition along the root axis-model and research methods[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2011, 43(5):883-894.
- [30] 陈永华, 吴晓芙, 郝君, 等.人工湿地植物应用现状与问题分析[J]. 中国农学通报, 2011, 27(31):88-92. CHEN Y H, WU X F, HAO J, et al. Current situation and problems analysis of application on constructed wetland plants[J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2011, 27(31):88-92.
- [31] 何钟响,董思俊,刘寿涛,等. 植物塘+人工湿地+吸附池系统对灌溉水中痕量Cd的去除效果[J]. 农业环境科学学报, 2020, 39(6): 1293-1302. HEZX, DONGSJ, LIUST, et al. Removal of Cd from irrigation water by plant pond + wetland + adsorption pond systems[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2020, 39(6):1293-1302.
- [32] LESAGE E, ROUSSEAU D, 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.
- [33] 廖文卓, 陈松, 潘告再. 长江口腐殖质对重金属的吸附作用[J]. 环境科学, 1986, 7(2): 31-36. LIAO W Z, CHEN S, PAN G Z. Adsorption of heavy metals by the humus in the Yangtze River Estuary [J]. Environmental Science, 1986, 7(2): 31-36.
- [34] 刘亮, 董德明, 路永正, 等. 自然水体悬浮颗粒物中主要化学组分 对铅、铜的吸附作用——实验室模拟吸附特征与水环境中富集特 征的比较[J]. 高等学校化学学报, 2007(5):851-855. LIU L, DONG D M, LU Y Z, et al. Pb and Cu adsorption to main components of suspended particulate in natural water comparison of adsorption characteristic and enrichment characteristic[J]. Chemical Journal of Chinese Universities, 2007(5):851-855.
- [35] 张鹂, 郭朝晖, 冉洪珍, 等. 含砷矿区河流沉积物粒径组成及砷赋 存特征[J]. 环境工程, 2021, 39(12):38-43, 119. ZHANG L, GUO Z H, RAN H Z, et al. Particle size and occurrence characteristics of arsenic in river sediments of arsenic-bearing mine areas[J]. Environmental Engineering, 2021, 39(12):38-43, 119.
- [36] 陈静生, 王飞越, 陈江麟. 论小于 63 μm 粒级作为水体颗粒物重金 属研究介质的合理性及有关粒级转换模型研究[J]. 环境科学学 报, 1994(4):419-425. CHEN J S, WANG F Y, CHEN J L. Relation of aquatic particulate grain size to heavy metals concentrations in eastern Chinese rivers[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 1994(4): 419-425.
- [37] 董思俊,何钟响,彭鸥,等.灌溉水净化系统对水体中Cd去除及对 稻米降镉效果研究[J]. 灌溉排水学报, 2021, 40(7):74-80. DONG S J, HE Z X, PENG O, et al. A constructed wetland system to remove Cd from irrigation water[J]. *Journal of Irrigation and Drainage*, 2021, 40(7):74-80.

(责任编辑:叶飞)