

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

何钟响, 董思俊, 刘寿涛, 李丹阳, 彭鸥, 刘孝利, 铁柏清

引用本文:

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.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-1380>

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>

香蒲-表面流湿地系统净化灌溉水过程中镉的分布和累积

喻理, 许蒙, 叶长城, 陈喆, 彭亮, 孙健, 刘孝利, 铁柏清

农业环境科学学报. 2016, 35(8): 1573–1579 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016-0443>

镉污染灌溉水入田前快速净化材料和装置研究

和君强, 李菊梅, 马义兵, 纪雄辉, 赵会薇

农业环境科学学报. 2016, 35(4): 669–676 <https://doi.org/10.11654/jaes.2016.04.009>

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>

呼伦湖水-沉积物系统中重金属的含量特征

都达古拉, 何江, 吕昌伟, 谢志磊, 李云飞, 丁涛

农业环境科学学报. 2015, 34(1): 118–123 <https://doi.org/10.11654/jaes.2015.01.017>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

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.

HE Zhong-xiang, DONG Si-jun, LIU Shou-tao, 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.



开放科学 OSID

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

何钟响^{1,2,3}, 董思俊^{1,2,3}, 刘寿涛^{1,2,3}, 李丹阳^{1,2,3}, 彭 鸥^{1,2,3}, 刘孝利^{1,2,3}, 铁柏清^{1,2,3*}

(1. 湖南农业大学资源环境学院, 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:为了降低灌溉水中Cd向农田输入,减轻农田土壤Cd污染,试验选取梭鱼草、狐尾藻、野茭白为材料,构建“植物塘+人工湿地+吸附池”系统,研究其对湖南典型矿区Cd超标灌溉水净化效果,并分析Cd在系统中的分布规律。结果表明:在2018年11月—2019年9月监测期间,进水全量Cd平均浓度为 $6.35 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$,经系统净化后灌溉水中可溶态Cd、悬浮态Cd及悬浮颗粒物平均去除率分别为86.58%、90.37%和81.54%,构建的人工系统可有效降低灌溉水中Cd含量。进水口悬浮态Cd与悬浮颗粒物呈极显著正相关,悬浮颗粒物与进水流速呈显著正相关。灌溉水Cd输入总量为859.61 g,大气沉降Cd输入总量为95.34 g,处理系统拦截为865.52 g,各个单元拦截量从高到低依次为一级植物塘(544.64 g) > 三级人工湿地+吸附池(167.62 g) > 二级植物塘(156.26 g)。3种湿地植物对Cd均有较好的富集效果,富集浓度随水流方向下降。一、二级植物塘底泥最大Cd浓度分别为 11.05 、 $4.75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,底泥中Cd弱酸可溶态比值较大,存在向水体解吸释放的风险。所构建的“植物塘+人工湿地+吸附池”净化系统可有效降低湖南典型矿区灌溉水中超标Cd含量,降低农田土壤Cd的灌溉输入通量。

关键词:植物塘;灌溉水;Cd;湿地植物;底泥沉积物;大气沉降

中图分类号:X52 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2020)06-1293-10 doi:10.11654/jaes.2019-1380

Removal of Cd from irrigation water by plant pond + wetland + adsorption pond systems

HE Zhong-xiang^{1,2,3}, DONG Si-jun^{1,2,3}, LIU Shou-tao^{1,2,3}, LI Dan-yang^{1,2,3}, PENG Ou^{1,2,3}, LIU Xiao-li^{1,2,3}, TIE Bo-qing^{1,2,3*}

(1. College of Resources and Environment of Hunan Agricultural University, Changsha 410128, China; 2. The Engineering Technology Research Center of Water Pollution Purification of Irrigation Water Source, Hunan Province, Changsha 410128, China; 3. Key Laboratory of Southern Original Agro-Environmental Pollution Prevention and Control, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Changsha 410128, China)

Abstract: A field experiment was conducted in order to reduce the input of Cd into farmland from irrigation water and reduce Cd pollution in farmland soil. A multistage constructed wetland planted with *Pontederia cordata*, *Myriophyllum verticillatum*, and wild *Zizania* was evaluated for Cd removal ability when dealing with irrigation water in a mining area containing Cd exceeding standard values and the distribution of Cd in wetlands was analyzed. The results showed that during October 2018 to September 2019, the total Cd average inflow was $6.35 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. After purification by the wetland systems, a removal efficiency of 86.58%, 90.37%, and 81.54% was achieved for the dissolved Cd, particulate Cd, and total suspended solids, respectively. The particulate Cd inflow had a significant positive correlation with suspended solids, and suspended solids had a significant positive correlation with the inflow velocity. The total inputs of Cd from irrigation water and atmospheric sedimentation were 859.61 g and 95.34 g, respectively, and the interception by the wetland systems was 865.52 g. Specifically, the interception of Cd from high to low by each system was as follows: first plant pond (544.64 g) > third free wetland with an adsorption tank

收稿日期:2019-12-16 录用日期:2020-02-12

作者简介:何钟响(1995—),男,湖南郴州人,硕士研究生,主要研究方向为重金属污染治理与修复。E-mail:824168042@qq.com

*通信作者:铁柏清 E-mail:tiebq@qq.com

基金项目:国家重点研发计划项目(2017YFD0801505);湖南省重点研发计划项目(2015NK3015);农业部、财政部专项(20160418)

Project supported: National Key R&D Program of China (2017YFD0801505); The Key Research and Development Program of Hunan Province (2015NK3015); The Special Fund of Ministry of Agriculture and Ministry of Finance (20160418)

(167.62 g) > second plant pond (156.26 g). All three wetland plants had a considerable enrichment effect on Cd, and the concentration decreased with the direction of water flow. The maximum Cd concentrations in the first and second plant pond sediments reached $11.05 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ and $4.75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectively. However, weak acid-soluble Cd occupied a large proportion in the sediment which had a risk of release into water. In general, the multistage constructed wetland system can effectively reduce Cd concentration in irrigation water from typical mining areas and reduce the irrigation input flux of Cd to farmland soil.

Keywords: plant pond; irrigation water; Cd; wetland plant; sediment; atmospheric deposition

重金属污染已成为全世界普遍面临的环境问题之一^[1]。根据我国2014年《全国土壤污染状况调查公报》对我国55个污灌区的1378个污灌区土壤样品的分析结果表明,39个灌区存在土壤污染,重金属总超标率为16.1%,其中Cd点位超标率为7.0%^[2]。中南地区土壤及稻米Cd超标问题尤为严重,有研究表明,灌溉水是湖南稻田土壤Cd污染的主要输入途径^[3]。因此从污染源头——灌溉水中截留和净化Cd对于土壤及稻米Cd污染防治有重要意义。目前国内外关于重金属污染的水处理技术主要包括化学沉淀、离子交换、吸附、膜过滤及电化学技术法等^[4],其中化学沉淀与离子交换法对于高浓度金属废水有去除效率较高、去除速度快的特点,但对于低浓度金属废水,其灵敏性较差^[5];吸附法对于低浓度金属废水有较好效果,但其成本较高^[6];而膜过滤及电化学技术法对低浓度及高浓度重金属都有极好的去除效果,但其造价高、维护方法复杂,难以在农村推广^[7]。综上,对于灌溉水痕量Cd的处理均有局限性,主要存在造价较高、维护难、连续处理能力差等问题。对于农田灌溉水痕量金属的去除,需要一种经济成本低、易于维护、且能连续不断处理灌溉水的净化工艺。人工湿地系统是近年来应用的一种较为高效、经济、持续、易维护的处理重金属水污染方法^[8],被广泛应用于灌溉水污染的净化^[9]。人工湿地系统是通过模拟天然湿地的结构组成及功能,根据人为需要及环境需求建设的水环境修复生态系统^[10],利用基质、微生物等的物理化学作用,通过吸附、离子交换、植物吸附等过程,实现对重金属离子的去除^[11],其类型主要包括表面流、水平潜流、垂直潜流、混合型等人工湿地,其中植物塘人工湿地相较于其他类型湿地有易维护、造价低、不易堵塞的特点。

本研究以湖南某典型矿山污灌区为实验区,其上游有开采多年的湘东钨矿,因降雨淋洗和山泉水冲刷等,导致下游灌溉水中Cd含量超标,且地处矿区,大气Cd沉降污染也较为突出^[12]。本研究选取梭鱼草、野茭白、狐尾藻3种适宜湖南气候的优势湿地植物构建野外植物塘+人工湿地+吸附池净化系统,试验通

过研究人工湿地系统对灌溉水中不同形态Cd含量及悬浮颗粒物的净化效果和Cd在净化系统中底泥、基质、植物中的分布,以及大气沉降及灌溉水的总输入输出量,以期为典型矿区农田灌溉水Cd污染净化技术提供数据支持与理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验点概况

1.1.1 湿地系统的构建

试验地点位于湖南省株洲市茶陵县高陇镇水头村(113.825°E, 23.024°N),为简化工程、降低成本,故因地制宜选取3个可利用地块进行植物塘人工湿地建设,共占地约2000 m²,如图1所示。该表面流净化工艺系统主要由一、二级植物塘、三级人工湿地及吸附池组成,设计有效面积为1715.75 m²,有效水深为0.60 m。一级植物塘610.50 m²;二级植物塘578.00 m²;三级表面流湿地527.25 m²;吸附池4.50 m²(放置斜发沸石500 kg)。该湿地设计服务农田区域约为30000 m²。试验地点土壤类型为沙壤,深层土为细沙,为防止灌溉水向下渗透造成不必要的水量流失,施工时在植物塘底层铺盖了防渗膜,在一、二级植物塘防渗膜上铺垫了15 cm厚的原有水稻土作为湿地底泥,土壤Cd背景值为 $0.95 \pm 0.13 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,pH为 6.03 ± 0.08 ^[13];三级湿地池底则以5 cm砾石代替水稻土进行铺设。监测期间该净化系统平均进水流量为 $386.46 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$,平均水力停留时间为2.66 d,平均表面水力负荷为 $0.23 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ 。

1.1.2 灌溉水源及湿地植物的选取

灌溉水源即供试水源为株洲市茶陵县高陇镇水头河上游河水,河水pH波动范围在6.5~7.5之间,水源上游的挖砂场和湘东钨矿距离该植物塘人工湿地系统约5.5 km,因降雨淋溶与产汇流导致下游河水重金属Cd超标。

试验选取挺水植物梭鱼草、野茭白和浮水植物狐尾藻为供试植物,一、二级植物塘分别种植梭鱼草、狐尾藻、野茭白,三级表面流人工湿地种植狐尾藻。于2018

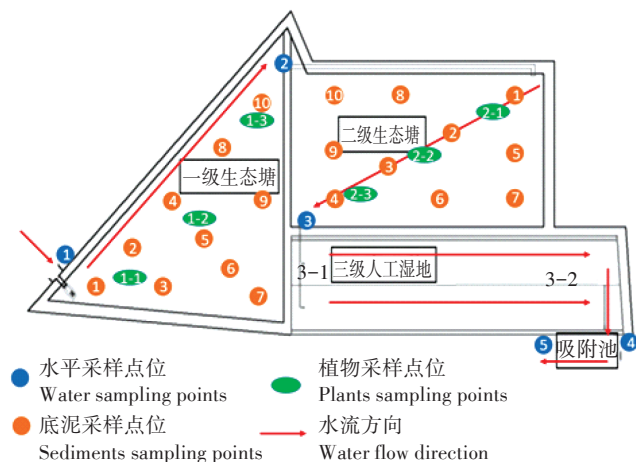


图1 湿地水样、植物样、底泥样采样点位概括

Figure 1 Wetland water, plant, sediment sample point summary

年5月选取嫩绿健康、株高相似的植株种植于净化系统中,根据文献[14–18]设定两种挺水植物的种植密度为 $27 \text{株} \cdot \text{m}^{-2}$,狐尾藻种植密度设定为 $780 \text{g} \cdot \text{m}^{-2}$,使其自然生长,研究监测期间3种湿地植物均长势良好。

1.2 试验方法

1.2.1 水样采集及测定

水样采集共设置5个点位(图1),1为进水口,2为一级植物塘出水口,3为二级植物塘出水口,4为三级表面流人工湿地出水口,5为吸附池出水口。各处理单元间用PVC管相连,每次准确在同一位置均匀采集上覆水,每月上旬与下旬采样2次,共采集22次,水样用1 L白色聚乙烯塑料瓶采集,每次采集时用流速测定仪原位测定进水口流速。采集的水样分为三部分:一部分摇匀后现场用 $0.45 \mu\text{m}$ 滤膜及时抽滤,取滤液100 mL加硝酸保存待测;一部分直接加1%硝酸调pH后保存供总Cd测定;剩下的一部分用于测定总悬浮颗粒物^[19]。水样按国家标准方法硝酸消解法(HJ 677—2013)^[20]消解,采用原子吸收分光光度计—石墨炉(GTA120,美国Varian)进行测定。流量数据采用流量计原位测定并记录。

1.2.2 底泥样品采集与测定

底泥采样点位的设置见图1。每月下旬采集(除1月外),分别在一级植物塘与二级植物塘中设置10个点位;每个点位用聚乙烯PC管采集0~15 cm深度底泥沉积物,混合均匀为一个底泥样本,用聚乙烯封口袋保存带回实验室处理测定Cd浓度,按三角形随机采集3个重复。Cd形态的提取选择改进BCR法^[21];密度测定,用100 mL离心管填装底泥样品至100 mL,烘干至恒质量称量^[22];烧失量测定,称取4 g底泥烘干

至恒质量,在马弗炉 $500 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 下灰化 12 h ^[23]。

1.2.3 植物样品采集与测定

植物样品采样点位的设置见图1。分别在一级植物塘、二级植物塘、三级人工湿地进出水口距离2 m处及池塘中部设计茭白、梭鱼草6个采样点位,狐尾藻8个采样点。每个点位选取3种植物生长区域,布置 $0.5 \text{ m} \times 0.5 \text{ m}$ 的样方,采集样方内的所有植物,均连根拔起,根部采样深度统一为0.15 m,并测量3种植物在各植物塘所占面积。采集的植物样品带回实验室后洗净,分为地上茎叶与地下根部两部分,狐尾藻不做处理,于 $105 \pm 2 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 杀青1 h, $65 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 烘干至恒质量测定生物量,然后用高速植物粉碎机将样品粉碎,装入封口袋中保存待测。植物样品在电热消解仪中采用混合酸($\text{HNO}_3:\text{HClO}_4=4:1, \text{V/V}$)湿法进行消解,用ICP-OES(美国PE8300)测定植物样品Cd含量。

1.2.4 大气干湿沉降

采用青岛众瑞智能仪器有限公司生产的ZR-3901型全自动采样器采集干湿沉降样品。监测点四周开阔,无其他污染源。采样器具在使用前泡酸并用去离子水清洗备用,样品采自2018年11月—2019年9月,每月25号回收1次。干沉降用镊子将落入沉降缸内的杂物取出,然后用去离子水反复冲洗干沉降缸壁,将所有沉淀物和悬浊液转移至聚乙烯塑料桶中密封保存,并及时带回实验室。湿沉降将沉降仪内的湿沉降收集桶带回至实验室,充分摇匀,分别用1 L聚乙烯塑料桶取3个平行样品妥善保存备用。采集的有效样品送达实验室后进行全量Cd的测定分析,样品按国家标准方法硝酸消解法(HJ 677—2013)消解。样品采用原子吸收分光光度计—石墨炉(GTA120,美国Varian)进行测定。

1.3 数据计算与处理

(1)湿地各处理单元对灌溉水中Cd的去除率:

$$P_i = \frac{N_i - N_{i+1}}{N_i} \times 100\% \quad (1)$$

式中: P_i 为各处理单元对灌溉水Cd的去除效率,%; N_i 为第*i*个采样点的灌溉水Cd浓度, $\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ 。

(2)悬浮颗粒物浓度:

$$\text{SS} = \frac{(A - B) \times 1000 \times 1000}{V} \quad (2)$$

式中:SS为悬浮颗粒物浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$;A为悬浮固体+滤膜及容器质量,g;B为滤膜及容器质量,g;V为水样体积,mL。

(3)植物塘底泥沉积Cd总量估算^[24]:

沉积Cd总量(g)=底泥Cd浓度($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) $\times$ 底泥体积(m^3) $\times$ 底泥密度($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$) (3)

(4)植物富集Cd总量估算:

植物富集Cd总量(mg)=植物富集浓度($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) $\times$ 植物生物量($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$) $\times$ 植物面积(m^2) (4)

(5)进出水口Cd总量估算:

进出水口Cd总量(mg)=进水(出水)流量(m^3) $\times$ 进水(出水)Cd浓度($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) (5)

(6)人工湿地干湿沉降Cd通量计算公式^[25]:

$M=Q/S$ (6)

式中: M 为元素沉降通量 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$; Q 为采样器收集到的大气沉降颗粒物中某种重金属元素的总量, $\text{mg}\cdot\text{a}^{-1}$; S 为采样器的截面积, m^2 。

数据和图表处理采用Microsoft Excel 2013及Origin 8.5;多重差异显著性分析运用SPSS 19.0进行。

2 结果与分析

2.1 植物塘湿地系统对灌溉水中Cd和悬浮颗粒物的去除效果

2018年11月—2019年9月监测并采集了22次水样,悬浮态和可溶态Cd浓度变化如图2所示。由图2A可知,进水水样中悬浮态及可溶态Cd浓度均会出

现波动,根据GB 5084—1992灌溉水水质标准,监测期间采集的22次样品中全量Cd超标次数达到16次($\text{Cd}>5.00\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)。进水口与出水口全量Cd浓度范围分别为 $1.67\sim 15.81$ 、 $0.25\sim 1.73\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$,进水与出水全量Cd浓度均值分别为 6.35 、 $0.73\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ (表1);对可溶态与悬浮态Cd的平均去除率分别为86.58%和90.37%(图2B)。监测期间,灌溉水中全量Cd在流经系统各级处理单元过程中可溶态与悬浮态均呈逐级下降趋势,一级植物塘对悬浮态Cd相较于可溶态Cd平均去除率更高,分别为51.24%和34.18%。各处理单元对全量Cd去除效率从高到低顺序依次为一级植物塘>二级植物塘>三级人工湿地>吸附池,经过吸附池后,全量Cd降低显著,平均去除率为88.50%(表1)。

由图3可知,进水口悬浮态Cd与悬浮颗粒物呈极显著正相关($r=0.972$, $P<0.01$),进水口流速与总悬浮颗粒物同样呈极显著正相关($r=0.954$, $P<0.01$),进水流速增大时,悬浮颗粒物浓度增大,进而增大悬浮态Cd输入量。由图4可知,进水悬浮颗粒物浓度为 $28.04\sim 183.50\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$,湿地系统对灌溉水中悬浮颗粒物具有较好的去除效果,平均去除率为81.54%。

2.2 底泥沉积物中Cd的变化

由图5可知,监测期间,一级和二级植物塘底泥

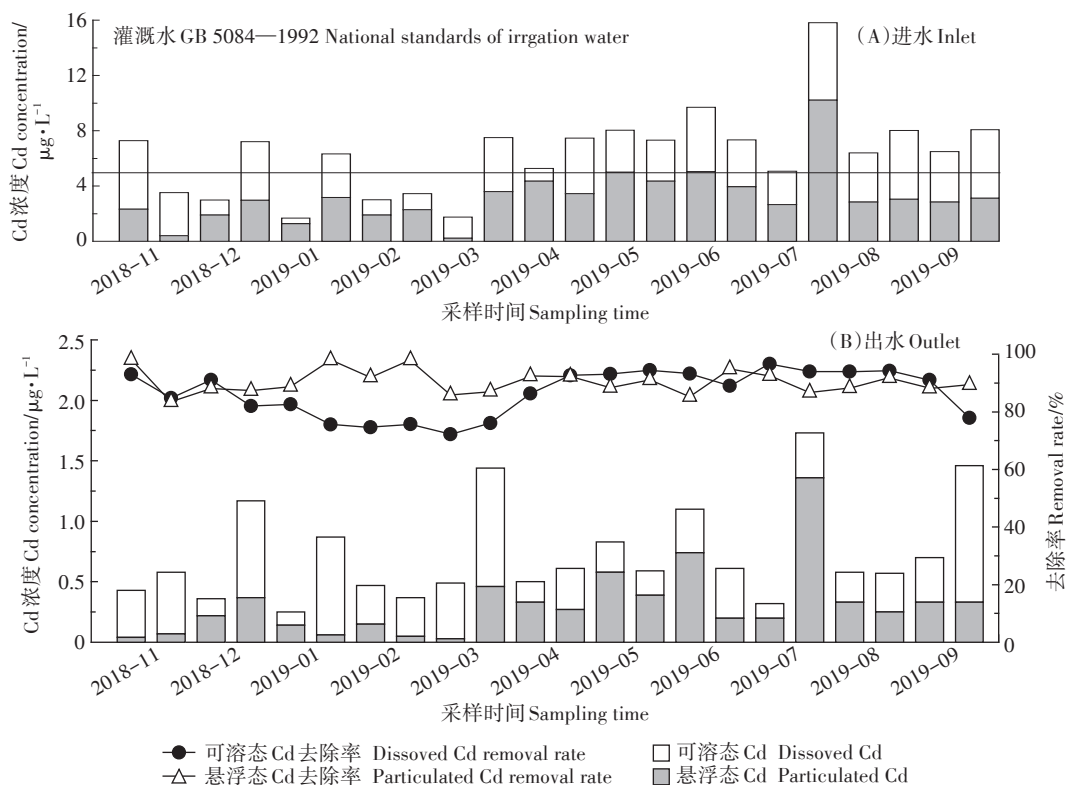


图2 湿地进出水口不同Cd形态浓度变化及去除率

Figure 2 Concentration and removal rate of two Cd forms in wetland inlet and outlet

表1 湿地各单元出水中不同形态Cd浓度及去除率

Table 1 Concentration and removal rate of different forms of Cd in the effluent of each unit in the wetland						
系统单元 Units	总量Cd Total Cd/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	去除率 Removal rate/%	可溶态Cd Dissolved Cd/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	去除率 Removal rate/%	悬浮态Cd Particulated Cd/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	去除率 Removal rate/%
进水口	6.35±3.07a		3.13±1.53a		3.22±2.01a	
一级植物塘	3.63±2.14b	42.83±15.23	2.06±0.94b	34.18±10.11	1.57±0.70b	51.24±10.54
二级植物塘	1.88±0.62c	70.33±11.16	1.13±0.43c	63.89±15.39	0.75±0.22c	76.70±9.12
三级人工湿地	1.10±0.28d	82.66±6.91	0.58±0.33d	81.46±9.07	0.52±0.39cd	83.85±5.14
吸附池出水	0.73±0.41d	88.50±5.17	0.42±0.27d	86.58±8.83	0.31±0.27d	90.37±4.14

注:不同小写字母代表不同处理间差异显著($P<0.05$),下同;数据为平均值±标准差($n=22$)。
Note: Different lowercase letters indicate significant differences among different treatments ($P<0.05$). The same below; Results are means and S.D($n=22$).

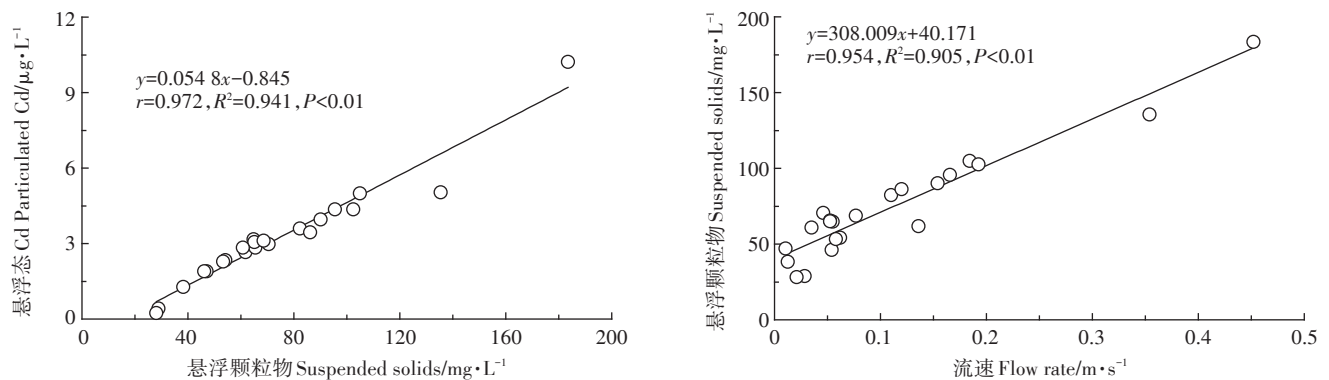


图3 湿地进水口悬浮态Cd及流速与悬浮颗粒物线性拟合图

Figure 3 Linear fit of particulated Cd, flow rate with suspended solid in wetland inlet

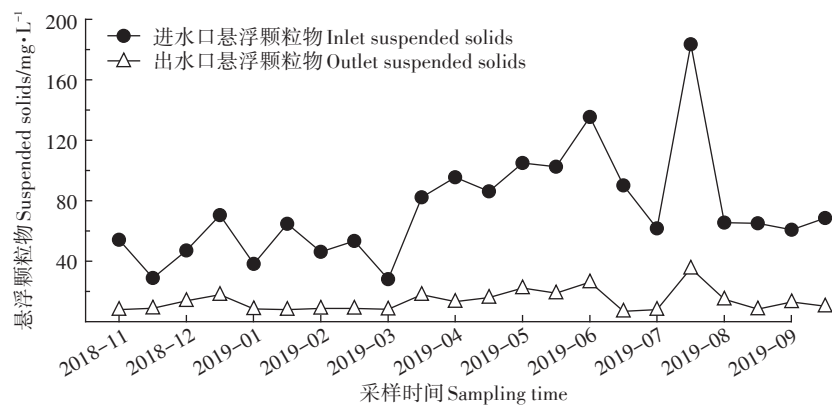


图4 湿地进出水口悬浮颗粒物浓度变化

Figure 4 Concentration in suspended soils in wetland inlet-outlet

Cd浓度总体呈上升趋势,分别由7.45、3.95 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 上升至11.05、4.75 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,1—3月期间,一、二级植物塘底泥中Cd均有向水体释放的现象。底泥烧失量(LOI)能反映出底泥中有机质的变化趋势(图5),一、二级植物塘底泥最大烧失量分别为9.87%、5.74%,且底泥中有机质变化与底泥Cd浓度变化有相似趋势,呈现正相关关系。图6反映出在一级和二级植物塘底泥中Cd形态会随时间推移而发生变化,底泥中Cd主要以弱酸可溶态存在(36.15%~48.25%),其次

以可氧化态(21.18%~33.57%)和可还原态存在(12.43%~31.00%),残渣态含量占比最小。植物塘底泥沉积物中Cd浓度较大,且以弱酸可溶态为主。

2.3 植物对Cd的富集能力

由图7可知,3种湿地植物茎叶部与根部(狐尾藻为整株测量)Cd浓度总体按水流方向呈显著下降趋势,其中梭鱼草和野茭白根部及狐尾藻Cd最高浓度均出现在1-1点位,分别为162.86、105.56、69.08 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,茎叶部Cd浓度梭鱼草与野茭白最大值为8.45、

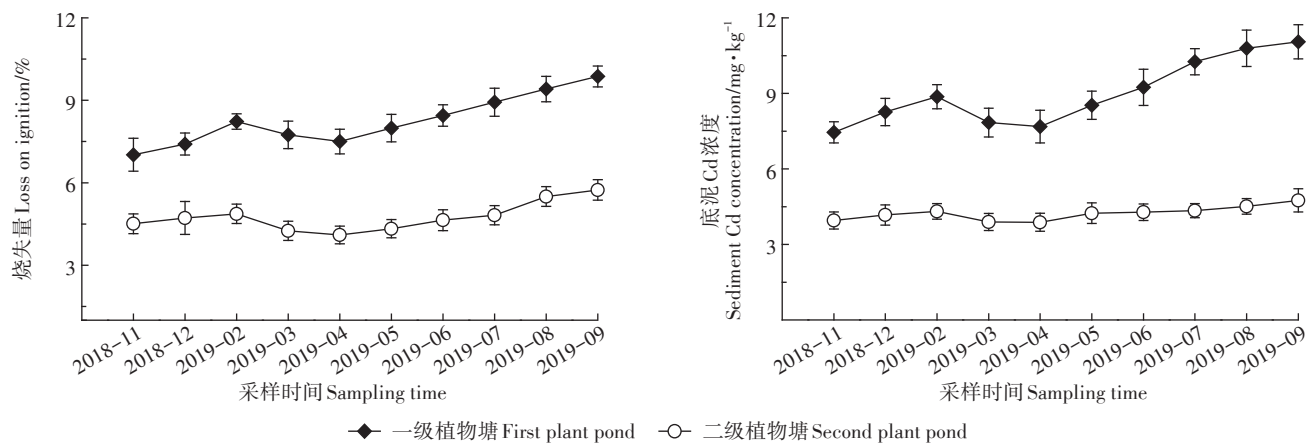


图5 一级和二级植物塘底泥各月Cd浓度与烧失量变化

Figure 5 Changes of Cd concentration and LOI in the sediments of the first and second plant ponds

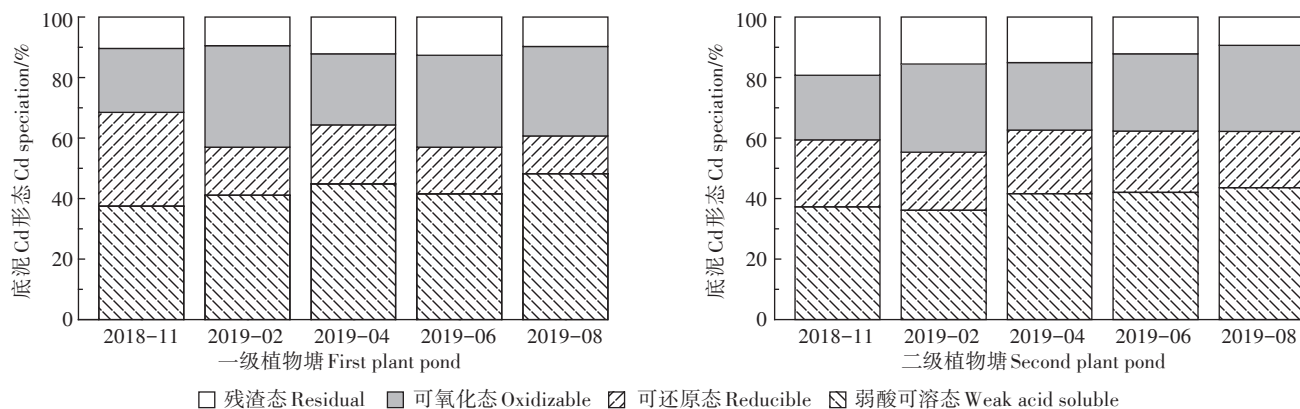


图6 一级和二级植物塘底泥Cd形态变化

Figure 6 Changes of Cd morphology in the sediments of the first and second plant ponds

5.61 mg·kg⁻¹。3种植物生物量3—9月均有显著性增加(图7D),最大生物量分别为野茭白 2 443.54 g·m⁻²、梭鱼草 1 927.18 g·m⁻²、狐尾藻 1 753.00 g·m⁻²,其中两种挺水植物茎叶部生物量均大于根部。3种湿地植物对灌溉水中Cd的富集能力较强,挺水植物尤以根部为甚,且生物量较为可观,3种湿地植物均可有效富集灌溉水中痕量Cd。

2.4 净化工艺系统Cd输入输出通量

由表2和表3可知,11个月监测期间通过灌溉水共输入Cd总量为859.61 g,干湿沉降输入Cd总量为95.34 g,输出Cd总量为86.43 g,平均截留率为90.95%,灌溉水与大气沉降的最大输入量分别出现在7月与2月,分别为148.44、11.80 g。其中灌溉水为湿地系统的Cd主要输入源,研究期间,一级植物塘共截留544.64 g,二级植物塘截留156.26 g,三级人工湿地+吸附池截留167.62 g。相较于植物,底泥、基质与吸附池对Cd有更大的截留量,占总截留量的82.75%(图8),且一级植物

塘底泥中截留Cd总量最大,占截留量的52.09%,表明灌溉水中Cd在进入一级植物塘后,大量沉积固定在植物塘塘底。该净化系统对于灌溉水中痕量Cd的去除主要以一级植物塘的截留为主。

3 讨论

湿地系统主要通过基质与植物体的协同积累作用,从而去除污水中的重金属^[26]。本研究中,在11个月的监测期间,该净化系统通过灌溉水输入Cd 859.61 g,通过大气沉降输入Cd 95.34 g,灌溉水为湿地系统主要Cd输入源(表3),湿地各级单元均对可溶态Cd和悬浮态Cd有较好的截留效果(表1)。有研究表明,湿地对重金属的去除主要依靠于基质的吸附作用^[9],而植物对重金属的富集微乎其微^[24]。但另一些研究表明种植植物的人工湿地相较于未种植的湿地能够截留更多的重金属^[27-28]。本研究中,湿地底泥与基质相较于植物截留总Cd量的确更大,分别为

790.17 g与78.35 g(表2),但植物吸附总量(图8)占总输入量的8.20%,高于Ma等^[29]研究中植物吸附仅占总Cd输入的3.32%,可能是由于灌溉水中全量Cd含量较低,且系统占地面积大、水流程线长、水力停留时间长等原因所致。灌溉水中大部分Cd可与悬浮颗粒物形成稳定的配位结合^[30],本研究中,灌溉水中悬浮态Cd占比大且与悬浮颗粒物有极好的正相关性(图3),这与前人研究有相似规律,因此本实验中对悬浮颗粒物的拦截(图4)一定程度上也去除了灌溉水中的部分Cd。有研究表明^[31-32]植物能通过根茎的表面吸附,根系及其分泌物对水中悬浮态及可溶态的重金属进行拦截和吸附絮凝沉淀,且对于悬浮态金属有更高的去除率。一级植物塘对悬浮态Cd相较于可溶态

Cd有更高的去除率(表1),主要与植物的根系对悬浮颗粒物沉砂作用有关,使大部分悬浮态Cd在一级植物塘沉淀,进而导致一级植物塘底泥Cd含量远高于二级植物塘(图5)。湿地系统末端设置有吸附池,填料为斜发沸石,我们以往的研究以及他人的研究^[33-34]证明,斜发沸石价格较便宜,在发生阳离子竞争吸附时,其对Cd仍有极好的吸附效果,且化学性质稳定,不易破碎,是一种能较好适应野外环境的吸附材料。本实验中,吸附池因进水Cd浓度较低,因此去除效率不显著,但对于突发的灌溉水Cd浓度升高及底泥Cd解吸有末端防范作用。

由图2可知,湿地系统在1—3月对可溶态Cd的去除率有所降低(图2),可能与植物生物量还较小有

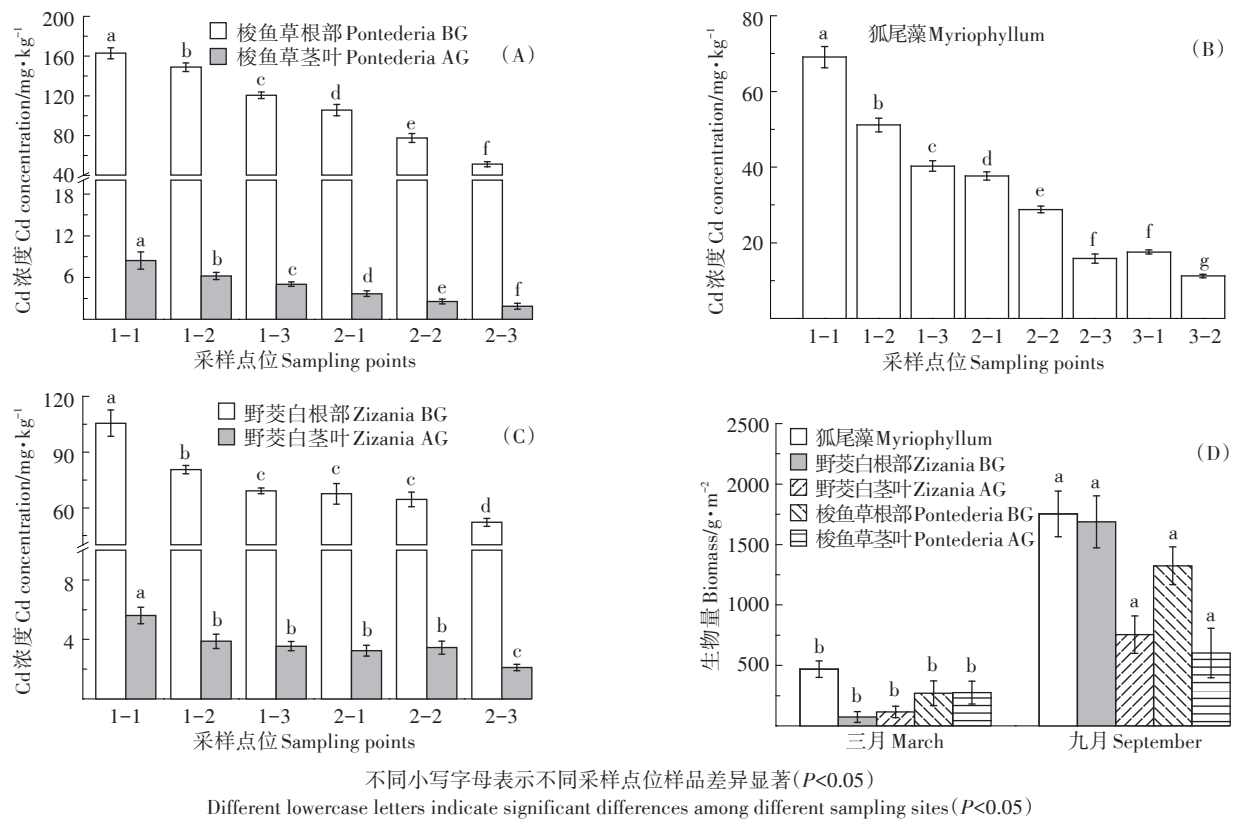


图7 各处理单元中3种植物Cd浓度变化及平均生物量
Figure 7 Changes in Cd on three wetland plant and mean biomass

表2 湿地各单元截留Cd通量估算(g)				
Table 2 Estimated of Cd flux intercepted by each unit in the wetland(g)				
系统单元 Units	植物 Plants	底泥 Sediment	湿地基质+吸附池 Substrate+adsorption tank	总量 Total
一级植物塘	47.13±8.18	497.51±153.60	—	544.64±161.78
二级植物塘	20.62±4.52	135.64±20.88	—	156.26±24.40
三级人工湿地	10.60±2.29	—	157.02±91.18	167.62±91.47

注:数据为平均值±标注差(n=3)。
Note: Results are means and S.D(n=3).

表3 各月湿地输入输出通量及进出水口流量估算

Table 3 Estimation of input and output fluxes, inflow and outflow of wetlands in each month

时间 Time	干湿沉降通量** Atmospheric deposition/g	灌溉水输入* Irrigation/g	净化系统输出* Output/g	进水流量* Inlet flow/m ³ ·d ⁻¹	出水流量* Outlet flow/m ³ ·d ⁻¹
2018.11	9.18±0.24	57.68±28.17	5.17±1.03	353.22±21.25	341.39±23.28
2018.12	8.58±0.17	54.25±31.43	7.29±5.25	340.63±17.52	307.61±16.43
2019.01	10.76±0.29	38.97±31.73	5.23±3.87	310.66±13.50	301.02±25.97
2019.02	11.80±0.53	26.34±2.55	3.20±0.49	286.73±17.39	271.73±21.52
2019.03	9.23±0.41	55.13±47.94	10.50±5.56	381.00±34.52	350.35±32.54
2019.04	7.64±0.18	75.42±18.24	6.11±0.82	392.60±61.20	366.96±27.19
2019.05	7.81±0.47	100.32±6.63	8.19±1.89	420.02±89.16	371.89±28.43
2019.06	6.58±0.20	118.37±23.21	10.43±4.11	461.61±54.47	406.68±34.88
2019.07	6.02±0.15	148.44±107.65	13.22±12.59	472.51±143.49	416.07±48.55
2019.08	7.99±0.51	96.61±15.19	6.55±0.08	430.54±44.71	367.31±33.20
2019.09	9.75±0.16	88.08±13.54	10.54±5.11	401.45±19.51	325.66±24.16
总计	95.34±3.31	859.61±326.30	86.43±42.34	—	—

注:数据为平均值±标注差(*为n=3,**为n=6)。
Note: Results are means and S.D(*n=3,**n=6).

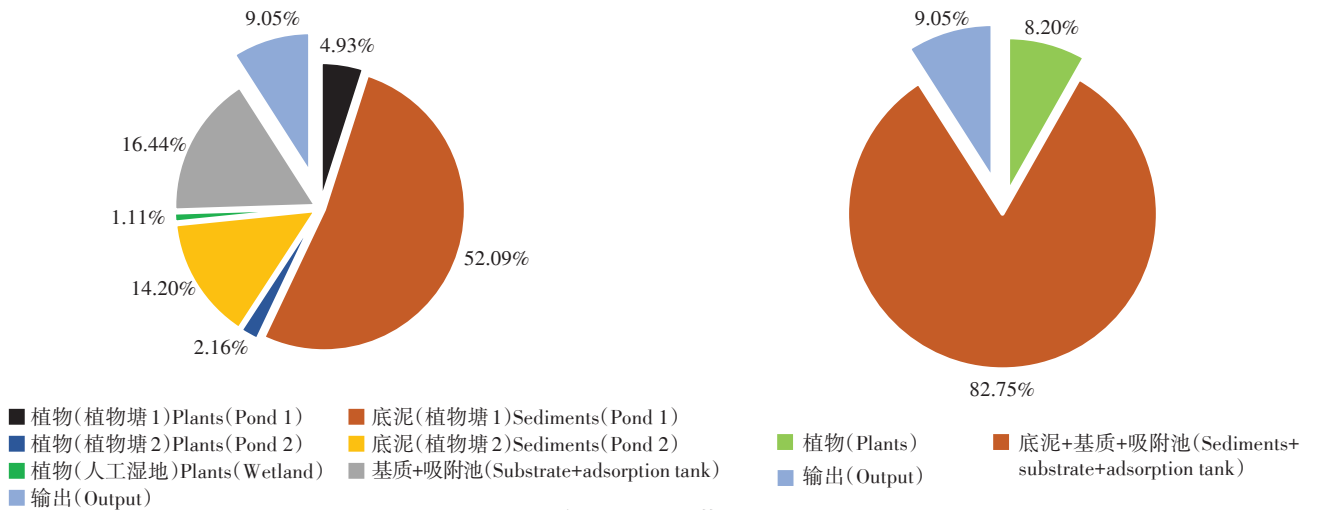


图8 湿地系统各单元平均截留Cd通量扇形图

Figure 8 Cd mass balance of each unit in wetland systems

关(图7)。有研究表明,湿地系统冬季对于重金属的去除作用为4个季节中最低^[35],植物在冬季气温低时,生长受到抑制,生物量小,部分湿地植物枯萎进入较长的休眠期,因此对金属富集能力降低,植物根系与底泥的交互作用减弱,根系活力降低,影响了底泥对金属的去除,进而导致湿地系统去除率下降。Zamani-Ahmadmahmoodi等^[36]研究表明,底泥中Cd含量与有机质呈正相关,与本研究相似(图5)。冬季植物凋落,缓慢分解^[37],底泥有机质增加,可氧化态Cd占比升高;春季回暖,溶解氧充足,微生物大量繁殖分解有机质,可氧化态Cd部分释放,与水体中少量-OH形成可还原态;夏季,池底大量厌氧菌生长^[28],有机质堆积,

可氧化态Cd含量再次增加(图6)。底泥中Cd的弱酸可溶态比值较大,其迁移性易受温度、pH、溶解氧等因素影响^[38],造成底泥Cd的释放(图5)。同时也有研究表明有植物覆盖的湿地相较于裸露的湿地,底泥中Cd的迁移能力更低^[39],植物能通过根系分泌物影响底泥基质中硫化物及铁锰氧化物循环,增强底泥对Cd的固定能力^[40-41]。Zhao等^[42]发现稻田土对Cd的特异性吸附达到饱和后,继续吸附的Cd将以弱酸可溶态存在于土壤表面及孔隙水中。可见,底泥基质既是湿地系统去除Cd的“汇”,也能是湿地系统释放Cd的“源”,因此,对于底泥Cd的监测仍是下一步工作的研究重点。

3种湿地植物富集的Cd浓度均随水流流经方向

呈下降趋势(图7),表明湿地具有较好的“通道效应”^[19],水体与底泥中Cd含量随水流呈下降趋势,从而导致植物体内富集的Cd浓度也有相似规律。实验中,植物富集Cd总量较为可观,其中狐尾藻繁殖快、生物量大、易收获^[43],在今后的维护中,可以考虑将狐尾藻分时段部分收获带离出湿地系统,进而延长湿地的使用寿命,这对今后该系统在农田灌溉水中的应用有重要现实意义。

4 结论

(1)“植物塘+人工湿地+吸附池”系统中各处理单元均能有效降低灌溉水中Cd浓度,使水中悬浮态Cd和可溶态Cd的浓度显著降低。

(2)研究监测期间,净化系统共输入Cd通量954.95 g,有效拦截Cd 868.52 g,各个单元拦截量从高到低依次为一级植物塘(544.64 g) > 三级人工湿地+吸附池(167.62 g) > 二级植物塘(156.26 g)。

(3)一、二级植物塘底泥Cd浓度与总量较高,底泥中Cd弱酸可溶态占比较大,在系统今后运行和维护中,需持续监测,防止其解吸释放。

参考文献:

- [1] 陈雅丽, 翁莉萍, 马杰, 等. 近十年中国土壤重金属污染源解析研究进展[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(10): 2219-2238.
CHEN Ya-li, WENG Li-ping, Ma Jie, et al. Review on the last ten years of research on source identification of heavy metal pollution in soils[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(10): 2219-2238.
- [2] 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.
- [3] 赵忠明, 陈卫平, 焦文涛, 等. 再生水灌溉农田土壤镉累积规律模拟研究[J]. 环境科学, 2012, 33(12): 4115-4120.
ZHAO Zhong-ming, CHEN Wei-ping, JIAO Wen-tao, et al. Modeling the Cd accumulation in agricultural soil irrigated with reclaimed water[J]. *Environmental Science*, 2012, 33(12): 4115-4120.
- [4] 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.
- [5] Zhao M, Xu Y, Zhang C, et al. New trends in removing heavy metals from wastewater[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2016, 100(15): 6509-6518.
- [6] Abbas A, Al-Amer A M, Laoui T, et al. Heavy metal removal from aqueous solution by advanced carbon nanotubes: Critical review of adsorption applications[J]. *Separation and Purification Technology*, 2016, 157: 141-161.
- [7] Chen Y, Wen Y, Zhou Q, et al. Effects of plant biomass on denitrifying genes in subsurface-flow constructed wetlands[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 157: 341-345.
- [8] 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(4): 94-97.
XU Meng, YU Li, YE Chang-cheng, et al. Plant pond + constructed wetland + adsorption pond system to purify cadmium in irrigation water[J]. *Technology of Water Treatment*, 2017(4): 94-97.
- [9] Almuktar S A, Abed S N, Scholz M. Wetlands for wastewater treatment and subsequent recycling of treated effluent: A review[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2018, 25(24): 23595-23623.
- [10] Ding X, Shen Z, Hong Q, et al. Development and test of the export coefficient model in the upper reach of the Yangtze River[J]. *Journal of Hydrology*, 2010, 383(3): 233-244.
- [11] Zhang Z, Cui B, Fan X. Removal mechanisms of heavy metal pollution from urban runoff in wetlands[J]. *Frontiers of Earth Science*, 2012, 6(4): 433-444.
- [12] 戴青云, 贺前锋, 刘代欢, 等. 大气沉降重金属污染特征及生态风险研究进展[J]. 环境科学与技术, 2018, 41(3): 56-64.
DAI Qing-yun, HE Qian-feng, LIU Dai-huan, et al. Progress in research on heavy metals in atmospheric deposition: Pollution characteristics and ecological risk assessment[J]. *Environmental Science & Technology*, 2018, 41(3): 56-64.
- [13] 喻理, 许蒙, 叶长城, 等. 香蒲-表面流湿地系统净化灌溉水过程中镉的分布和累积[J]. 农业环境科学学报, 2016, 35(8): 1573-1579.
YU Li, XU Meng, YE Chang-cheng, et al. Cadmium distribution and accumulation in surface-flow constructed wetland system with planted *Typha Angustifolia* L. [J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2016, 35(8): 1573-1579.
- [14] 张景雯, 田如男. 四种植物对模拟的城市景观污水的净化效果[J]. 湿地科学, 2018, 16(1): 85-92.
ZHANG Jing-wen, TIAN Ru-nan. Purification effect of four kinds of plants on simulated urban landscape sewage[J]. *Wetland Science*, 2018, 16(1): 85-92.
- [15] 韦菊阳, 陈章和. 梭鱼草和芦苇人工湿地对重金属和营养的去除率比较[J]. 应用与环境生物学报, 2013, 19(1): 179-183.
WEI Ju-yang, CHEN Zhang-he. Removal of heavy metal elements and nutrients by *Pontederia cordata* and *Phragmites australis* constructed wetlands[J]. *Chinese Journal of Applied & Environmental Biology*, 2013, 19(1): 179-183.
- [16] 刘霄. 潜流人工湿地植物生长特性及其污染物去除效果研究[D]. 天津: 南开大学, 2011.
LIU Xiao. Study on growth characteristics and pollutant removal effect of subsurface flow constructed wetland[D]. Tianjin: Nankai University, 2011.
- [17] Milojković J V, Stojanović M D, Mihajlović M L, et al. Compost of aquatic weed *Myriophyllum spicatum* as low-cost biosorbent for selected heavy metal ions[J]. *Water Air & Soil Pollution*, 2014, 225(4): 1927-1939.
- [18] 唐显枝, 林艳, 张媛, 等. 人工湿地系统植被构建方式探讨[J].

- 四川环境, 2008, 27(6):44-48.
- TANG Xian-zhi, LIN Yan, ZHANG Yuan, et al. Discussion on the establishing methods of vegetation in constructed wetlands[J]. *Sichuan Environment*, 2008, 27(6):44-48.
- [19] Gill L W, Ring P, Higgins N M P, et al. Accumulation of heavy metals in a constructed wetland treating road runoff[J]. *Ecological Engineering*, 2014, 70:133-139.
- [20] 环境保护部. 水质 金属总量的消解 硝酸消解法: HJ 677—2013[S]. 北京, 2013.
- Ministry of Environmental Protection of the PRC. Water quality—Digestion of the total metals—Nitric acid digestion method: HJ 677—2013[S]. Beijing, 2013.
- [21] Kim M J, Kim T. Extraction of arsenic and heavy metals from contaminated mine tailings by soil washing[J]. *Journal of Soil Contamination*, 2011, 20(6):631-648.
- [22] Zhao X M, Yao L A, Ma Q L, et al. Distribution and ecological risk assessment of cadmium in water and sediment in Longjiang River, China: Implication on water quality management after pollution accident[J]. *Chemosphere*, 2018, 194:107-116.
- [23] Wang Q, Li Y, Wang Y. Optimizing the weight loss-on-ignition methodology to quantify organic and carbonate carbon of sediments from diverse sources[J]. *Environmental Monitoring & Assessment*, 2011, 174(1/2/3/4):241-257.
- [24] Gill L W, Ring P, Casey B, et al. Long term heavy metal removal by a constructed wetland treating rainfall runoff from a motorway[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 601/602:32-44.
- [25] 汤洁, 李娜, 李海毅, 等. 大庆市大气干湿沉降重金属元素通量及来源[J]. 吉林大学学报(地球科学版), 2012, 42(2):507-513.
- TANG Jie, LI Na, LI Hai-yi, et al. Flux and source appointment of heavy metals from atmospheric dry and wet deposition in Daqing City, China[J]. *Journal of Jilin University*, 2012, 42(2):507-513.
- [26] Guitttonny-Philippe A, Masotti V, Höhener P, et al. Constructed wetlands to reduce metal pollution from industrial catchments in aquatic Mediterranean ecosystems: A review to overcome obstacles and suggest potential solutions[J]. *Environment International*, 2014, 64:1-16.
- [27] Dan A, Oka M, Fujii Y, et al. Removal of heavy metals from synthetic landfill leachate in lab-scale vertical flow constructed wetlands[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 584:742-750.
- [28] Borne K E, Fassman-Beck E A, Tanner C C. Floating treatment wetland influences on the fate of metals in road runoff retention ponds[J]. *Water Research*, 2014, 48:430-442.
- [29] Ma N, Wang W, Gao J, et al. Removal of cadmium in subsurface vertical flow constructed wetlands planted with *Iris sibirica* in the low-temperature season[J]. *Ecological Engineering*, 2017, 109:48-56.
- [30] Li B, Peng L, Wei D, et al. Enhanced flocculation and sedimentation of trace cadmium from irrigation water using phosphoric fertilizer[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 601/602:485-492.
- [31] 冯旭, 杨扬, 郑哲, 等. 回流立式组合人工湿地对农村混合废水中重金属的净化效果[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(3):671-679.
- FENG Xu, YANG Yang, ZHENG Zhe, et al. Application of a recycled standing combined constructed wetland system for the treatment of heavy metals from mixed wastewater in a rural area[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2019, 38(3):671-679.
- [32] 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.
- [33] 喻理. 人工湿地+吸附池工艺对农田灌溉水中镉的去除效果研究[D]. 长沙: 湖南农业大学, 2016.
- YU Li. Study on the removed rate of Cd in irrigation water by artificial wetland and adsorption technology[D]. Changsha: Hunan Agriculture University, 2016.
- [34] Aghel B, Mohadesi M, Gouran A, et al. Use of modified Iranian clinoptilolite zeolite for cadmium and lead removal from oil refinery wastewater[J]. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 2019:1-12.
- [35] Wang M, Zhang D Q, Dong J W, et al. Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climate: A review[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2017, 57(7):293-311.
- [36] Zamani-Ahmadmahooodi R, Esmaili-Sari A, Mohammadi J, et al. Spatial distribution of cadmium and lead in the sediments of the western Anzali wetlands on the coast of the Caspian Sea (Iran)[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 2013, 74(1):464-470.
- [37] Petra S, Penttil T, Laine J, et al. Disentangling direct and indirect effects of water table drawdown on above- and belowground plant litter decomposition: Consequences for accumulation of organic matter in boreal peatlands[J]. *Global Change Biology*, 2012, 18(1):322-335.
- [38] Rinklebe J, Shaheen S M. Assessing the mobilization of cadmium, lead, and nickel using a seven-step sequential extraction technique in contaminated floodplain soil profiles along the central Elbe River, Germany[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2014, 225(8):2039-2059.
- [39] Sílvia P, Bernardo D, Pedro R D, et al. Metal speciation in salt marsh sediments: Influence of halophyte vegetation in salt marshes with different morphology[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2015, 167:248-255.
- [40] 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.
- [41] Xu X, Mills G L. Do constructed wetlands remove metals or increase metal bioavailability?[J]. *Journal of Environmental Management*, 2018, 218:245-255.
- [42] Zhao X L, Jiang T, Du B. Effect of organic matter and calcium carbonate on behaviors of cadmium adsorption-desorption on/from purple paddy soils[J]. *Chemosphere*, 2014, 99:41-48.
- [43] Luo P, Liu F, Liu X, et al. Phosphorus removal from lagoon-pretreated swine wastewater by pilot-scale surface flow constructed wetlands planted with *Myriophyllum aquaticum*[J]. *Science of the Total Environment*, 2017, 576:490-497.