

刘寿涛, 何钟响, 许 蒙, 等. 植物塘+人工湿地系统对灌溉水净化及稻米镉的阻控效果[J]. 农业环境科学学报, 2019, 38(5): 1060–1068.

LIU Shou-tao, HE Zhong-xiang, XU Meng, et al. Effects of plant pond and constructed wetland system on irrigation water purification and rice cadmium control[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2019, 38(5): 1060–1068.

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^{1,2,3}, 何钟响^{1,2,3}, 许 蒙^{1,2,3}, 李丹阳^{1,2,3}, 罗海艳^{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向农田中输入, 减轻农田重金属Cd污染, 降低稻米中Cd含量。本试验选取梭鱼草、狐尾藻、轮叶黑藻为材料, 构建3级植物塘+人工湿地系统, 研究其对湖南典型矿区Cd超标灌溉水(全量Cd浓度均值 $\approx 6.65 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)净化效果及稻米Cd阻控效果, 并分析灌溉水进出水浓度与干湿沉降通量对系统净化效果的影响及净化系统中湿地植物的吸附能力。结果表明: 梭鱼草、狐尾藻、轮叶黑藻3种水生植物对灌溉水中Cd具有较好的去除能力, 经系统净化后灌溉水中全量和可溶态Cd平均去除率分别高达70%和91%, 可有效降低湿地系统中重金属Cd浓度并阻止灌溉水中Cd向稻田迁移。湿地进水Cd浓度易随降雨产生波动, 但湿地系统对Cd的去除效果不受影响。降雨量与Cd湿沉降通量呈线性正相关, 与Cd干沉降通量呈线性负相关。监测期间(2017年4月16日—2017年9月17日)该3级净化系统Cd输入总量为428.46 g, 其中干沉降量为20.52 g, 湿沉降量为57.60 g, 系统有效截留Cd占输入总量的87.94%, 干湿沉降作为外源Cd输入源之一, 对净化系统的运行效果影响不显著。在湿地正常运行情况下, 净化后灌溉区水稻根部、茎鞘、叶片、谷壳和糙米中的Cd含量与未净化灌溉区水稻相比分别下降了5.96、3.83、2.42、0.40 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 和0.12 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。研究结果可为典型矿区Cd污染灌溉水净化、降低农田重金属输入量与粮食安全生产提供科学参考和数据支持。

关键词: 植物塘; 农田灌溉水; 镉; 湿地植物; 稻米; 大气干湿沉降

中图分类号: X52 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2019)05-1060-09 doi:10.11654/jaes.2018-1216

Effects of plant pond and constructed wetland system on irrigation water purification and rice cadmium control

LIU Shou-tao^{1,2,3}, HE Zhong-xiang^{1,2,3}, XU Meng^{1,2,3}, LI Dan-yang^{1,2,3}, LUO Hai-yan^{1,2,3}, LIU Xiao-li^{1,2,3}, TIE Bai-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, Changsha 410128, China)

Abstract: To reduce the input of cadmium (Cd) into farmland with irrigation water and reduce Cd pollution in farmland and rice content, a field experiment was carried out to evaluate the effects of a three-level constructed wetland planted with *Pontederia cordata*, *Myriophyllum verticillatum*, and *Hydrilla verticillata* on Cd uptake ability when Cd exceeded standard irrigation water in a mining area (the average Cd concentration was $\approx 6.65 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). The effects of dry and wet deposition flux on system purification were also analyzed. The results showed that the three aquatic plants had good removal ability of Cd, and total and soluble Cd concentrations in the irrigation water decreased significantly after wetland treatment. The average removal rate of total Cd in the system was 70% and soluble Cd was 91%; therefore, there was less Cd polluted water flowing into the farmland. The Cd concentration in the wetland inflow fluctuated with rainfall; however, the removal ability of Cd in the wetland system was not affected. Rainfall was linearly negatively correlated with dry sedimentation and linearly positively

收稿日期: 2018-09-25 录用日期: 2018-12-07

作者简介: 刘寿涛(1995—), 男, 山东牟平人, 硕士研究生, 主要研究方向为重金属污染治理与修复。E-mail: 1091487453@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 Research and Development Program of China (2017YFD0801505); Key Research and Development Program of the Hunan Province (2015NK3015); Special Fund of Ministry of Agriculture and Ministry of Finance (20160418)

correlated with wet sedimentation Cd content. During the observation period, the total input of Cd in the plant pond system was 428.46 g, whereas the dry and wet deposition fluxes were 20.52 g and 57.60 g, respectively, and the Cd retained by the wetland system accounted for 87.9% of the total input. Dry and wet deposition are sources of Cd input, and they have no significant effects on the operation of the wetland. Under normal wetland operation, compared with the rice in the untreated irrigated area, the Cd content in rice roots, stem sheaths, leaves, rice husks, and brown rice in the irrigated area decreased by 5.96, 3.83, 2.42, 0.40 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, and 0.12 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, respectively. The research results provide scientific reference and data support for Cd pollution irrigation water purification, reduction of farmland heavy metal input, and food safety production in typical mining areas.

Keywords: plant pond; farmland irrigation water; cadmium; wetland plant; rice; atmospheric dry and wet deposition

近年来,随着社会和经济的迅猛发展,重金属污染已经成为各个国家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个污灌区和1378个污灌区土壤样品的分析结果表明,重金属总超标率为16.1%,无机污染物超标点位占全部超标点位的82.8%,其中Cd点位超标率为7.0%^[2]。含Cd超标废水排放是威胁稻米安全生产的主要来源^[3],而灌溉水Cd超标是稻米Cd超标的主要原因之一,重金属Cd超标的灌溉水进入农田,导致水中Cd向水稻中迁移,故灌溉水净化是当前急需解决的问题。重金属Cd易在不影响水稻生长的情况下大量富集于水稻中,从而危害人体健康^[4]。通过对农田灌溉水的净化,可以减少重金属Cd向稻田输入,从而降低稻米中重金属Cd含量,达到粮食的安全生产。

目前关于耕地土壤重金属Cd治理的方法主要有物理、化学、生物修复,例如客土法、化学固定、化学淋洗、电动修复、植物修复及微生物修复,但这些修复方法都有一定的局限性^[5]。人工湿地是近年来国内外发现的一种新型处理农田重金属污染的方法^[6-7],通过模拟天然湿地的结构组成及功能,在一定的地理位置中,根据人为需要及其环境需求建造的水环境生态系统^[8-9],是一种集环境效益及经济效益为一体的重金属灌溉水处理技术,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^[10]。当前,农田灌溉水源Cd治理技术多趋于植物塘人工湿地、生物氧化塘法等^[11]生物修复法,具有成本低、结构简单等优势。吸附法在近年来的研究中,多应用于高浓度Cd废水的净化,而灌溉水Cd浓度普遍较低,通过人工湿地系统净化重金属灌溉水,要根据不同的污染类型及浓度,选择适宜的湿地植物,以达到最优的处理效果^[12]。

本文以湖南某典型矿山污灌区为研究对象,选取梭鱼草、狐尾藻、轮叶黑藻3种适宜湖南气候的优势湿地植物构建野外三级植物塘+人工湿地系统,试验

区上游有开采多年的湘东钨矿,且大气干湿沉降污染明显,试验通过系统对灌溉水的净化过程、净化效果及其对水稻Cd积累的影响研究,并分析降雨和干湿沉降对系统净化功能的影响,以期的典型矿区农田灌溉水Cd污染净化技术提供数据支持。

1 材料与方法

1.1 试验点概况

1.1.1 净化系统的构建

试验地点位于湖南省株洲市茶陵县高陇镇水头村(113.825 7°E, 23.024 6°N),选取3个田块进行植物塘人工湿地建设,共约占地2000 m^2 ,如图1所示。该表面流净化工艺系统主要由植物塘、人工湿地组成,设计有效面积为1 715.75 m^2 ,有效水深为0.60 m。一级植物塘:610.50 m^2 ;二级植物塘:578.00 m^2 ;三级表面流湿地:527.25 m^2 。测定进水最大瞬时流量为71.25 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$,平均水力停留时间为1.79 d,最短水力停留时间为0.716 d,平均瞬时流量为14.76 $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$,湿地平均表面水利负荷为0.41 $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$,进水布水方式采用对角线布水,以尽量延长灌溉水在净化系统中的停留时间。该湿地设计服务农田区域约为30 000 m^2 。因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,施工时在湿地底层铺盖了防渗膜,防渗膜上铺垫了15 cm厚

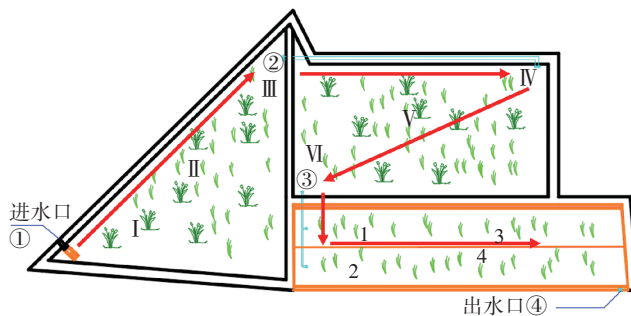


图1 湿地结构与采样点分布

Figure 1 Distribution of water quality sampling points

的原有水稻土作为湿地底泥, Cd背景值为 $0.95 \pm 0.13 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, pH为 $6.03 \pm 0.08^{[13]}$ 。

1.1.2 灌溉水及供试稻田概况

研究区灌溉水源(即供试水源)为水头河上游河水, 河水pH波动范围在6.0~8.0之间, 水源上游存有挖砂场和湘东钨矿, 距离该植物塘人工湿地系统约5.5 km, 导致下游河水重金属Cd超标2~5倍。在人工湿地出口选取合适农田, 种植当地常规水稻品种, 设置灌溉水净化后灌溉稻田及常规灌溉稻田对照2个处理, 每个处理设置3个平行, 共计6个试验小区, 每个小区面积为 27 m^2 , 长6 m, 宽4.5 m。

1.1.3 供试植物

试验选取梭鱼草、狐尾藻、轮叶黑藻为研究对象, 一级、二级植物塘分别种植梭鱼草、狐尾藻, 三级表面流人工湿地种植狐尾藻和轮叶黑藻, 根据文献[14-18]设定梭鱼草的种植密度为 $27 \text{ 株} \cdot \text{m}^{-2}$, 狐尾藻和轮叶黑藻的种植密度设定为 $780 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ 。

1.2 试验方法

1.2.1 水样采集

设置4个水样采集点位(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。每周采样1次, 水样用1 L白色聚乙烯塑料瓶采集。所采集的水样一部分用 $0.45 \mu\text{m}$ 滤膜抽滤, 取滤液100 mL加硝酸保存待测, 另一部分加1%硝酸调pH保存, 按国家标准方法硝酸消解法(HJ 677—2013)进行消解。水样采用原子吸收分光光度计-石墨炉(GTA120, 美国Varian)进行测定^[19]。

1.2.2 植物样品采集与分析

如图1所示, 在该净化系统中, 按水流方向分别设置6个梭鱼草采样点位, 8个狐尾藻采样点位, 4个轮叶黑藻采样点位。梭鱼草采集长势相近的植株3株, 连根拔起。采集后先用自来水洗净植物表面泥土, 再用去离子水清洗3次, 拆分梭鱼草为根、茎、叶3部分, 沉水植物狐尾藻、轮叶黑藻整株处理。于 $105 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ 杀青1 h, $65 \text{ }^\circ\text{C}$ 烘至恒质量。然后用高速植物粉碎机将样品粉碎, 装入封口袋中保存。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。

1.2.3 水稻样品采集与分析

水稻成熟后采集样品, 先用自来水小心洗净根系, 然后用去离子水清洗, 将植株根部手工分离, 于

$105 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ 杀青1 h, $65 \text{ }^\circ\text{C}$ 烘至恒质量。稻谷风干晒干后按农业部颁布标准《米质测定方法》(NY 147—1988)除糙, 分离出糙米和谷壳, 所有样品粉碎过100目筛, 全部装入自封袋内密封保存备用, 水稻样品经混合酸^[20]($\text{HNO}_3:\text{HClO}_4=4:1$)湿法消解、定容。然后采用ICP-OES(美国PE8300)测定Cd浓度。

1.2.4 大气干湿沉降样品采集与分析

研究在净化系统中布设大气干湿沉降监测点1个, 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。监测点四周无遮挡物, 无其他点、线污染源。样品用干湿沉降仪集尘缸(内壁光滑, 接收口内径约60 cm, 高约30 cm)收集, 采样器具在使用前用10%的盐酸浸泡24 h后用去离子水清洗干净, 样品采自2017年4月16日—2017年9月17日, 共155 d, 每月回收1次, 干沉降采集用干净的镊子将落入干沉降缸内的树叶、昆虫等异物取出, 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, 并及时送至实验室妥存备用^[21], 湿沉降采集将干湿沉降仪内的两个25 L湿沉降收集桶带回实验室, 充分摇匀, 分别用1 L聚乙烯塑料桶取3个平行样品妥存备用。采集的有效样品送达实验室后进行全量Cd及可溶态Cd的测定分析, 样品按国家标准方法硝酸消解法消解(HJ 677—2013)。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 数据处理

(1)净化系统第*i*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 为湿地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)人工湿地干湿沉降Cd通量计算公式^[22]

$$M = Q/S \quad (2)$$

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 。

数据图表处理采用Microsoft Excel 2013与多重差异显著性分析运用SPSS(Statistical Product and Service Solutions, 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的去除效果

研究于2017年4月16日—2017年9月17日监测

并采集了23次水样,A~D分别为4个灌溉水采样点的水样浓度,全量和可溶态Cd浓度变化如图2所示。水样中全量Cd及可溶态Cd浓度会出现明显的波动,根据GB 5084—1992灌溉水水质标准,监测期间23次采集的进水样品中超标次数达到16次($Cd > 5.00 \mu g \cdot L^{-1}$)(图2A),灌溉水中全量及可溶态Cd在流经植物塘+人工湿地系统各级处理单元过程中呈逐级下降

的趋势。系统出水口全量Cd浓度范围为 $0.99 \sim 2.50 \mu g \cdot L^{-1}$,均值为 $2.02 \mu g \cdot L^{-1}$,可溶态Cd浓度范围为 $0.08 \sim 0.37 \mu g \cdot L^{-1}$,均值为 $0.20 \mu g \cdot L^{-1}$ (图2D),出水浓度没有超标现象。

由图3、图4可知,植物塘+人工湿地系统对全量Cd平均去除率达70%,对可溶态Cd平均去除率高达91%,可见该植物塘+人工湿地系统对灌溉水中Cd去

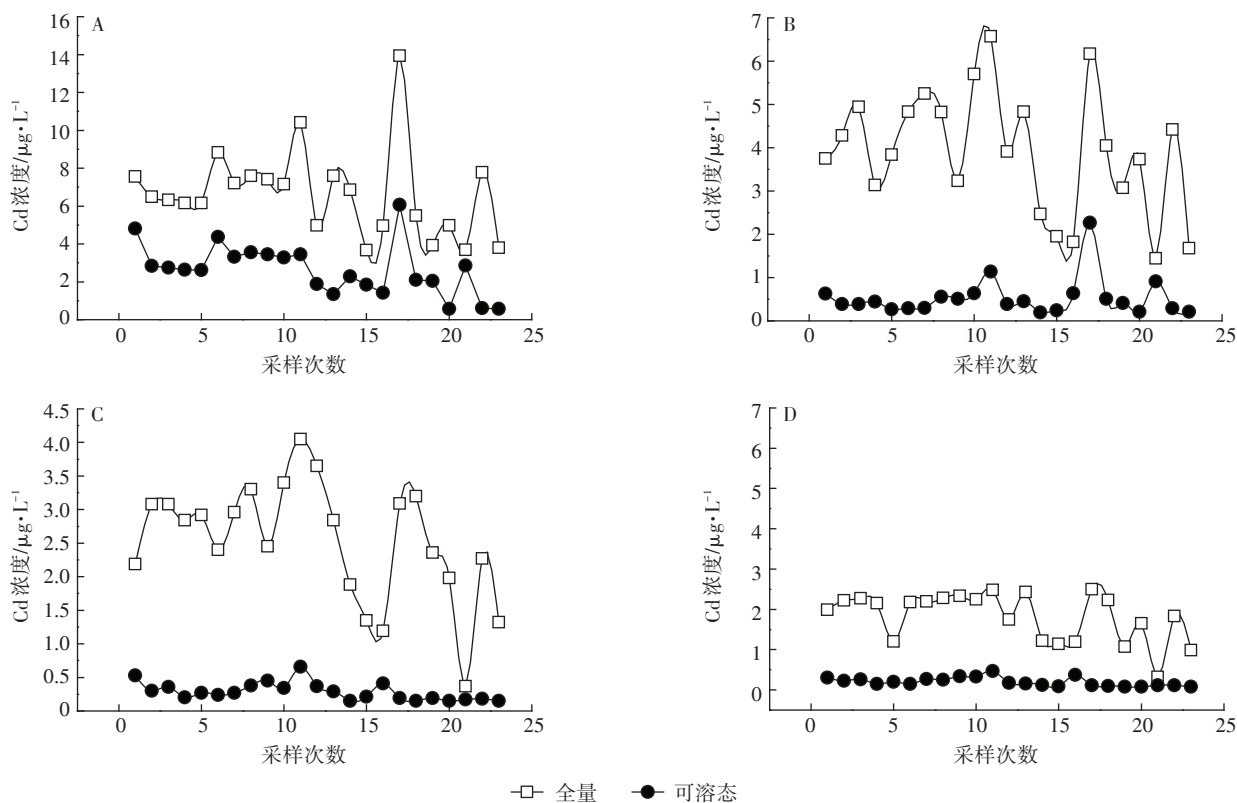
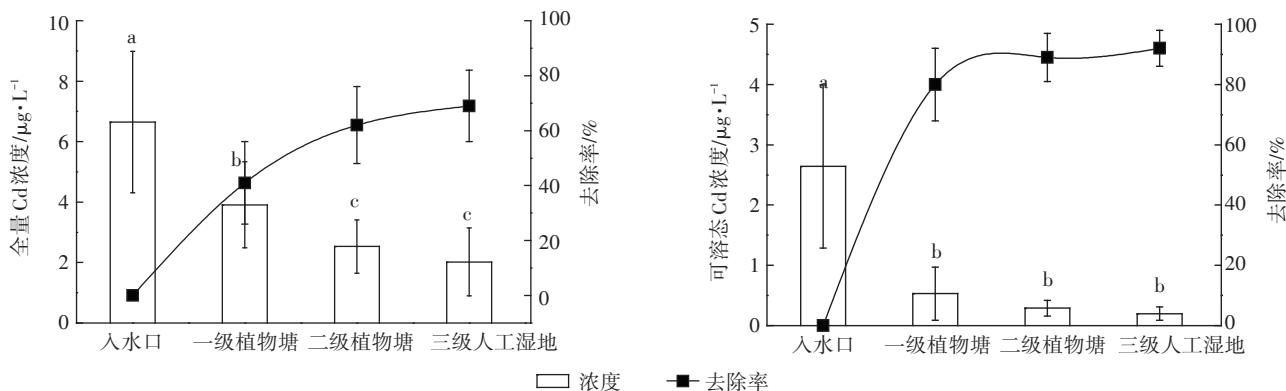


图2 湿地各采样点两种Cd形态浓度变化情况

Figure 2 Variation of two Cd forms in different sampling points of wetland



不同小写字母表示处理间差异显著($P < 0.05$)。下同

Different lowercase letters indicate significant differences among different treatments ($P < 0.05$). The same below

图3 系统各单元两种形态Cd变化及累积去除率

Figure 3 Two forms of Cd change and cumulative removal rate of each unit in the system

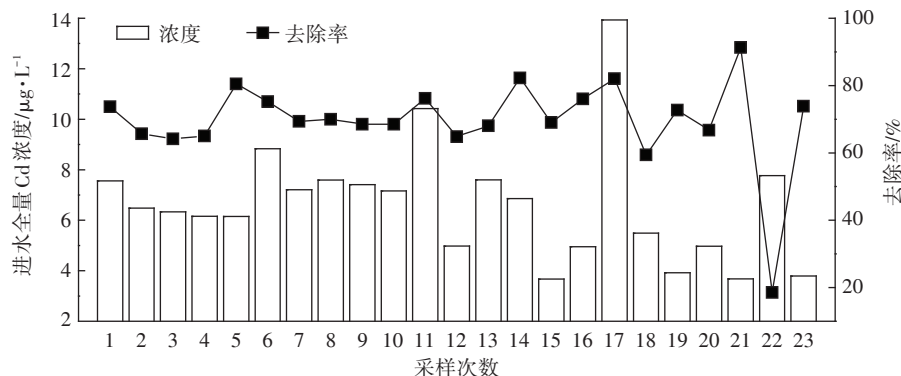


图4 系统进水Cd浓度与净化效率关系

Figure 4 Relationship between system influent Cd concentration and purification efficiency

除效果明显,从而减少污灌区稻田Cd输入通量。从各级处理单元对水中全量Cd及可溶态Cd的去除效率看,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。分析系统进水全量Cd浓度与净化效率关系可得出,随着进水浓度波动,系统净化效率也随之相应改变,但个别采样时间与净化效率不具有明显相关性,推测是由于降雨及植物生长状况不同所致。

2.2 不同Cd污染源与降雨对湿地运行效果的影响

在2017年4月16日至2017年9月17日监测期间,通过分析灌溉水源与干湿沉降Cd的输入对湿地运行效果的影响及大气干湿沉降通量得出,该净化系统内大气Cd总沉降通量为78.1 g,其中干沉降20.5 g,湿沉降57.6 g。根据植物塘湿地系统进出水Cd平均浓度及流量结合干湿沉降通量估算得出在该时间段内,净化系统中Cd输入总量为428.4 g,输出总量为51.61 g,湿地有效截留376.79 g,湿地系统Cd输入主要来源于灌溉水,而干湿沉降量占比较小,对系统净化效果影响不大。

由大气干湿沉降Cd含量与降雨量的相关性分析得出,降雨对大气干湿沉降通量有较明显的影响,在该湿地系统中,大气干沉降Cd通量与降雨量呈线性负相关,大气湿沉降Cd通量与降雨量呈线性正相关(图5、图6)。净化系统进水全量Cd浓度与降雨量呈线性正相关,出水Cd浓度与降雨量线性关系不显著(图7)。未降雨时,大气中的Cd主要以干沉降形式存在,悬浮在净化系统上空,而降雨会导致大气中的重金属Cd随降雨进入净化系统中,故降雨量会直接影响进入净化系统的干湿沉降Cd通量。结果表明,降雨会导致进水中全量及可溶态Cd浓度发生明显变化,但出水浓度变化不大,系统对灌溉水Cd的滞留净

化效果较为稳定。

2.3 植物塘湿地系统各个单元净化植物对Cd的富集能力

在一级植物塘和二级植物塘处理单元中按照水流方向分布的梭鱼草各部位Cd浓度依次下降,根部Cd浓度由514.75 mg·kg⁻¹降至64 mg·kg⁻¹,茎鞘部分

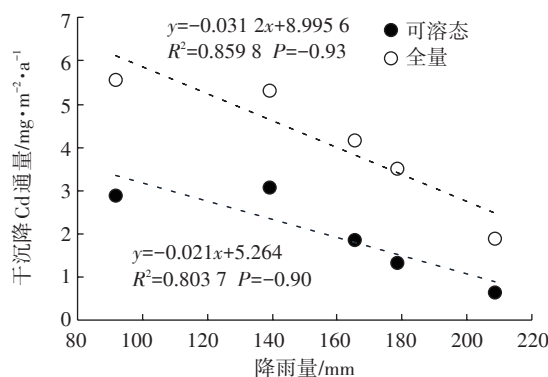


图5 干沉降Cd通量与降雨量之间的关系

Figure 5 Relationship between dry sedimentation Cd flux and rainfall

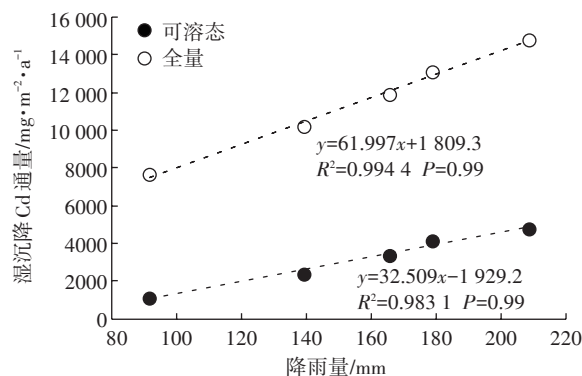


图6 湿沉降Cd通量与降雨量之间的关系

Figure 6 Relationship between wet deposition Cd flux and rainfall

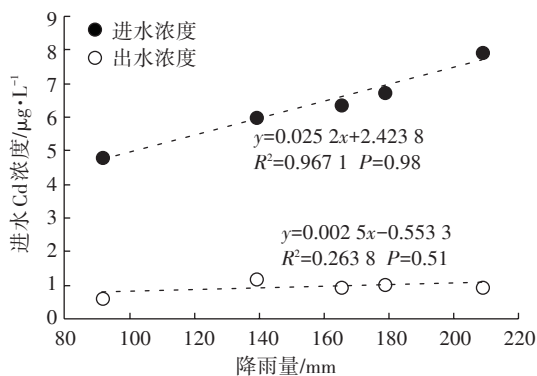


图7 降雨量与进出水Cd浓度变化关系

Figure 7 Relationship between rainfall and sediment concentration in each sampling period of wetland

Cd浓度由 $11.12 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降至 $5.11 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 叶片部分Cd浓度由 $7.12 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降至 $3.51 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (图8)。在一级植物塘、二级植物塘、三级人工湿地中按照水流方向分布的狐尾藻体内Cd浓度依次下降, 狐尾藻在湿地系统中的Cd浓度由一级植物塘的 $90.75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降至 $5.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (图9)。在三级人工湿地中, 轮叶黑藻植物中的Cd浓度也按照水流方向依次递减, 由 $67.13 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 降至 $20.88 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (图10)。表明3种植物对灌溉水中Cd富集能力较强, 尤以根部为甚, 可有效降低Cd经灌溉水向稻田的输入量。

2.4 植物塘湿地系统净化灌溉水对稻米Cd的阻控效果

由图11可知, 经净化后灌溉水灌溉的稻田土壤与对照区相比, 土壤Cd含量呈下降趋势, 表明灌溉水净化能够有效降低稻田土壤Cd含量。水稻根系、茎鞘、叶片、谷壳及糙米中的Cd含量均显著下降, 与未净化相比分别下降了32%、31%、38%、48%、41%, 降幅较大, 表明通过人工湿地净化处理灌溉水中Cd, 不仅能减少稻田中Cd的输入量, 还能有效减少水稻各部位中Cd的累积量, 经湿地净化后的水稻糙米Cd含量降至 $0.17 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 达到粮食安全食用标准。

3 讨论

湿地植物主要包括水生管束植物及高等藻类, 为浮叶植物、漂浮植物、挺水植物、沉水植物。常见的有美人蕉、香蒲、再力花、水葫芦、狐尾藻等^[23], 此外不同类型湿地植物还受到温度、水力负荷、微生物、植物的蒸腾作用等因素影响。本试验中因梭鱼草的生物量较大, 通气组织较发达, 容易获得大量的氧气, 故能够吸附大量的Cd。植物生物量在一定程度上能够反应该植物的净化能力, 而狐尾藻与轮叶黑藻由于易于繁

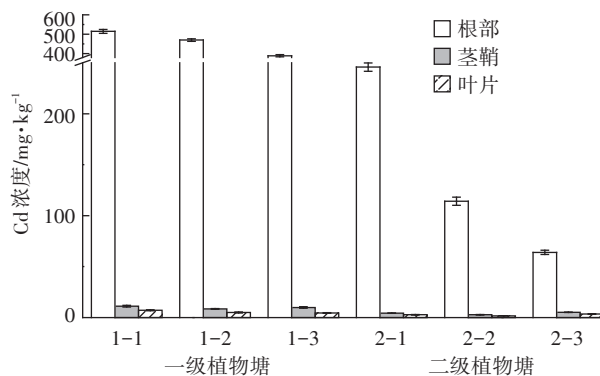


图8 不同植物塘各采样点梭鱼草中Cd的变化

Figure 8 Changes of Cd in *Pontederia cordata* at different samples of plant ponds

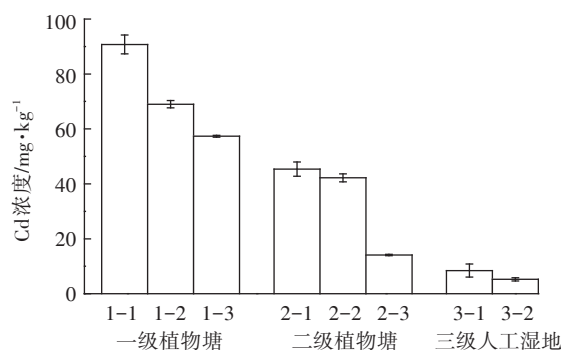


图9 不同植物塘各采样点狐尾藻中Cd的变化

Figure 9 Changes of Cd in *Myriophyllum verticillatum* at different sampling points in different plant ponds

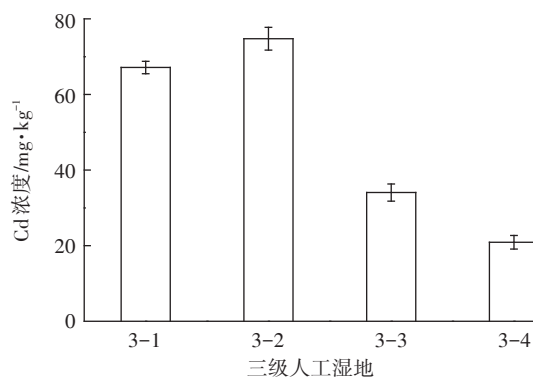


图10 不同植物塘各采样点轮叶黑藻中Cd的变化

Figure 10 Changes of Cd in *Hydrilla verticillata* from different sampling points in different plant ponds

殖, 并且凋落物进入净化系统中能够在微生物的作用下进行分解, 分解后的营养物质又再次进入到植物当中, 促进了植物的繁殖及生长, 增强了对Cd的吸附能力^[24]。

人工湿地系统中湿地植物可通过基质与植物体

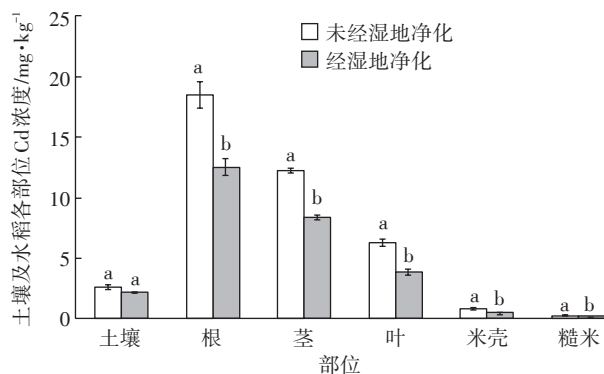


图11 湿地净化灌溉水前后水稻各部位Cd含量变化

Figure 11 Changes of Cd content in various parts of rice before and after purification of irrigation water in wetland

的协同吸附、吸收、转化、积累作用,从而去除污水中的重金属,进而改善水质^[25-26]。重金属离子可通过湿地植物根际分泌物与重金属离子的物理、化学、生物等反应过程实现去除的目的,同时植物根系不断分泌氧、糖、有机酸、氨基酸、酶、内源激素和一些次生代谢产物^[27],可加速对重金属的吸附,从而达到净化污水的效果。本研究中,梭鱼草的根部Cd积累量远高于其他部位,最高可达 $514.75 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (图8~图10)。这可能因其根系泌氧能力较强,导致湿地中有充足的溶解氧,致使水体和底泥中的氧化还原电位较高,水体中重金属的氧化态含量增高,溶解性和移动性增强,促进了植物对重金属离子的吸收^[28]。并且挺水植物根部之所以具有较强的吸附能力,不仅与呼吸作用、代谢活动等生理活动有关,还与土壤中Cd的化学形态及植物不同生长时期中的转运系数有关^[29]。根系微生物作为植物吸附重金属Cd的环境载体,参与底泥中Cd的迁移和释放过程^[30],底泥中的团聚体颗粒大小的不同也会影响植物对重金属的去除能力^[31],不同湿地植物各部位对Cd的富集能力、植物转运系数、净化系统底泥Cd形态变化规律及分子细胞水平上的影响,是未来一段时间本研究项目的重点。狐尾藻对污水中重金属Pb、Cd有较好的去除能力,植物塘+人工湿地净化系统对灌溉水的净化中各个处理单元的水体Cd浓度与植物体内Cd含量均沿水流方向依次递减(图3),而且越接近出水口,水体中Cd含量与植物体内Cd含量越低,3种供试植物呈现相似的规律,该净化系统3个处理单元中狐尾藻Cd含量在水稻灌溉期结束时分别为 90.75 、 $45.36 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $5.24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (图9),可见狐尾藻对Cd的吸附净化效果明显。

本研究净化系统位于湘东钨矿下游,而矿区的干

湿沉降是农田生态系统Cd等重金属的重要污染源之一^[32],已有研究表明Cu、Cd等重金属元素在工厂区会产生较高的沉降通量^[33]。对2017年4月17日—9月16日完整水稻生长季干湿沉降监测结果表明,净化系统内Cd干、湿沉降通量分别为 20.5 、 57.6 g 。已有研究^[34]表明,南方典型污染区稻田土壤Cd污染最主要输入源为灌溉水,与本研究结果一致,该净化系统Cd经灌溉水的输入通量为 350.3 g ,干湿沉降量仅占比 18.2% 。同时发现研究区的降雨量与干沉降Cd通量呈线性负相关,与湿沉降呈线性正相关(图5、图6)。有研究表明河水中重金属的质量浓度对降雨响应迅速,降雨冲刷作用及其产生的地表径流易携带重金属污染物灌入河水中,导致灌溉水重金属浓度升高^[35-36]。对整个水稻灌溉期监测结果显示净化系统的进水Cd浓度波动较大,且与降雨显著正相关(图3、图7),而经系统净化后出水Cd浓度较为稳定,受降雨及干湿沉降的影响不明显(图3)。灌溉期23次采集净化系统灌溉水的水样中超标次数达到16次,对系统内Cd输入通量的平均截留率为 87.9% ,通过设置净化后灌溉水灌区对比试验发现,水稻根、茎鞘、叶片、谷壳、糙米中的Cd含量比对照小区均显著下降(图11)。然而,本研究未考虑灌溉水净化后灌溉对稻田土壤的物理、化学、生物等性质及Cd形态的影响机理^[37-39],尚需进一步开展深入研究,这对水稻灌溉水重金属超标区的农产品安全生产具有重要的现实意义。

4 结论

(1)一级植物塘、二级植物塘、三级人工湿地对灌溉水中Cd净化效果显著,使灌溉水中全量Cd和可溶态Cd的浓度显著降低,去除率分别达到 70% 和 91% 。

(2)净化系统进水Cd浓度与降雨量呈显著线性正相关,出水Cd浓度与降雨量相关性不显著;Cd的大气干沉降量与降雨量呈线性负相关,湿沉降量与降雨量呈线性正相关。净化系统Cd的输入总量为 428.4 g ,有效截留量高达 350.3 g ,截留率 87.9% 。

(3)灌溉水经植物塘人工湿地系统净化后可显著减少稻田中Cd的输入量,同时净化后灌溉水灌溉使水稻根、茎鞘、叶片、谷壳和糙米中的Cd含量比对照分别下降了 5.96 、 3.83 、 2.42 、 $0.4 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 和 $0.12 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$,均达到显著差异。

参考文献:

[1] 刘春早,黄益宗,雷鸣,等.湘江流域土壤重金属污染及其生态环

- 境风险评价[J]. 环境科学, 2012, 33(1):260-265.
- LIU Chun-zao, HUANG Yi-zong, LEI Ming, et al. Soil contamination and assessment of heavy metals of Xiangjiang River Basin[J]. *Environmental Science*, 2012, 33(1):260-265.
- [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] 张兴梅, 杨清伟, 李 扬. 土壤镉污染现状与修复研究进展[J]. 河北农业科学, 2010, 14(3):79-81.
- ZHANG Xing-mei, YANG Qing-wei, LI Yang. Progress of status and remediation of soil cadmium pollution[J]. *Journal of Hebei Agricultural Sciences*, 2010, 14(3):79-81.
- [5] 吴呈显. 农业土壤重金属污染源解析技术研究[D]. 杭州: 浙江大学, 2013.
- WU Cheng-xian. Study on analytical technology of source of heavy metal pollution in agriculture[D]. Hangzhou: Zhejiang University, 2013.
- [6] 杨 登, 尹晓辉, 邹慧玲, 等. 生物塘+人工湿地工艺去除农田灌溉水中镉污染的效果[J]. 环境工程技术学报, 2018(2):155-160.
- YANG Deng, YIN Xiao-hui, ZOU Hui-ling, et al. The performance of combined process of biological pond and constructed wetland for cadmium removal from irrigation water[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2018(2):155-160.
- [7] 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.
- [8] 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.
- [9] 曹笑笑, 吕宪国, 张仲胜, 等. 人工湿地设计研究进展[J]. 湿地科学, 2013, 11(1):121-128.
- CAO Xiao-xiao, LÜ Xian-guo, ZHANG Zhong-sheng, et al. Research progress on artificial wetland design[J]. *Wetland Science*, 2013, 11(1):121-128.
- [10] 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):8-12.
- [11] 阳承胜, 蓝崇钰, 束文圣. 重金属在宽叶香蒲人工湿地系统中的分布与积累[J]. 水处理技术, 2002, 28(2):101-104.
- YANG Cheng-sheng, LAN Chong-yu, SHU Wen-sheng. Distribution and accumulation of heavy metals in the common wetland system of *Typha Angustifolia*[J]. *Water Treatment Technology*, 2002, 28(2):101-104.
- [12] 曹婷婷, 王欢元, 孙婴婴. 复合人工湿地系统对重金属的去除研究[J]. 环境科学与技术, 2017, 40(增刊1):230-236.
- CAO Ting-ting, WANG Huan-yuan, SUN Ying-ying. Study on remove of heavy metals in composite constructed wetland system[J]. *Environmental Science & Technology*, 2017, 40(Suppl 1):230-236.
- [13] 喻 理, 许 蒙, 叶长城, 等. 香蒲-表面流湿地系统净化灌溉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):1927-1936.
- [18] Dixit S, Dhote S. Evaluation of uptake rate of heavy metals by *Eichhornia crassipes* and *Hydrilla verticillata*[J]. *Environmental Monitoring & Assessment*, 2010, 169(12/3/4):367-374.
- [19] 水质重金属总量的消解硝酸消解法: HJ 677—2013[S].
- Digestion of the total amount of heavy metals in water: HJ 677—2013 [S].
- [20] Liu J G, Qian M, Cai G L, et al. Variations between rice cultivars in root secretion of organic acids and the relationship with plant cadmium uptake[J]. *Environment Geochemical Health*, 2007, 29(3):189-195.
- [21] 任 坤, 杨平恒, 江泽利, 等. 降雨期间岩溶城镇区地下水重金属变化特征及来源解析[J]. 环境科学, 2015, 36(4):1270-1276.
- REN Kun, YANG Ping-heng, JIANG Ze-li, et al. Variation characteristics and sources of heavy metals in an urban karst groundwater system during rainfall event[J]. *Environmental Science*, 2015, 36(4):1270-1276.
- [22] 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.
- [23] 陈永华, 吴晓芙, 蒋丽鹃, 等. 处理生活污水湿地植物的筛选与净化潜力评价[J]. *环境科学学报*, 2008, 28(8):1549-1554.
- CHEN Yong-hua, WU Xiao-fu, JIANG Li-juan, et al. Screening and evaluation of plant purification potential for phytoremediation of sanitary sewage[J]. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 2008, 28(8):1549-1554.
- [24] 周丽, 李彦, 唐立松, 等. 光降解在凋落物分解中的作用[J]. *生态学杂志*, 2011, 30(9):2045-2052.
- ZHOU Li, LI Yan, TANG Li-song, et al. The role of photodegradation in litter decomposition[J]. *Chinese Journal of Ecology*, 2011, 30(9):2045-2052.
- [25] Choo T P, Lee C K, Low K S, et al. Accumulation of chromium (VI) from aqueous solutions using water lilies (*Nymphaea spontanea*) [J]. *Chemosphere*, 2006, 62(6):961-967.
- [26] Soltan M E, Rashed M N. Laboratory study on the survival of water hyacinth under several conditions of heavy metal concentrations[J]. *Advances in Environmental Research*, 2003, 7(2):321-334.
- [27] 闫春妮, 黄娟, 李稹, 等. 湿地植物根系及其分泌物对土壤脲酶、硝化-反硝化的影响[J]. *生态环境学报*, 2017, 26(2):303-308.
- YAN Chun-ni, HUANG Juan, LI Zhen, et al. Effect of plant roots and its exudates on urease activity, nitrification and denitrification in wetland soil[J]. *Ecology & Environmental Sciences*, 2017, 26(2):303-308.
- [28] Weiss J, Hondzo M, Biesboer D, et al. Laboratory study of heavy metal phytoremediation by three wetland macrophytes[J]. *International Journal of Phytoremediation*, 2006, 8(3):245-259.
- [29] Straczek A, Sarret G, Manceau A, et al. Zinc distribution and speciation in roots of various genotypes of tobacco exposed to Zn[J]. *Environmental & Experimental Botany*, 2008, 63(1):80-90.
- [30] 杨敏芳. 不同耕作措施与秸秆还田对稻麦两熟制农田土壤养分、微生物及碳库的影响[D]. 南京:南京农业大学, 2013.
- YANG Min-fang. The effects of different tillage measures and straw returning on soil nutrients, microorganisms and carbon pool of rice and wheat double cropping farmland[D]. Nanjing: Nanjing Agricultural University, 2013.
- [31] 张良运, 李恋卿, 潘根兴, 等. 重金属污染可能改变稻田土壤团聚体组成及其重金属分配[J]. *应用生态学报*, 2009, 20(11):2806-2812.
- ZHANG Liang-yun, LI Lian-qing, PAN Gen-xing, et al. Effects of heavy metals pollution on paddy soil aggregates composition and heavy metals distribution[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2009, 20(11):2806-2812.
- [32] 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(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(3):56-64.
- [33] 张六一, 刘源, 乔保清, 等. 三峡库区腹地大气微量金属干湿沉降特征[J]. *环境科学*, 2016, 37(2):466-474.
- ZHANG Liu-yi, LIU Yuan, QIAO Bao-qing, et al. Characteristics of atmospheric dry and wet deposition of trace metals in the hinterland of the three gorges reservoir, China[J]. *Environmental Science*, 2016, 37(2):466-474.
- [34] 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.
- [35] 刘超明, 万献军, 曾伟坤, 等. 洞庭湖大气氮湿沉降的时空变异[J]. *环境科学学报*, 2018, 38(3):1137-1146.
- LIU Chao-ming, WAN Xian-jun, ZENG Wei-kun, et al. Spatio-temporal variability of bulk nitrogen deposition in the dongting Lake region[J]. *Journal of Environmental Science*, 2018, 38(3):1137-1146.
- [36] 卢俊平, 马太玲, 张晓晶, 等. 典型沙源区水库大气氮干、湿沉降污染特征研究[J]. *农业环境科学学报*, 2015, 34(12):2357-2363.
- LU Jun-ping, MA Tai-ling, ZHANG Xiao-jing, et al. Reservoir pollution by dry and wet deposition of atmospheric nitrogen in typical sand area[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2015, 34(12):2357-2363.
- [37] 焦志华, 黄占斌, 李勇, 等. 再生水灌溉对土壤性能和土壤微生物的影响研究[J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(2):319-323.
- JIAO Zhi-hua, HUANG Zhan-bin, LI Yong, et al. Effect of reclaimed water irrigation on soil performance and the microorganisms[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(2):319-323.
- [38] 巫常林, 黄冠华, 刘洪禄, 等. 再生水短期灌溉对土壤-作物中重金属分布影响的试验研究[J]. *农业工程学报*, 2006, 22(7):91-95.
- WU Chang-lin, HUANG Guan-hua, LIU Hong-lu, et al. Experimental study on the effect of short-term irrigation of reclaimed water on the distribution of heavy metals in soil-crop[J]. *Transactions of the CSAE*, 2006, 22(7):91-95.
- [39] Marrugo-Negrete J, Durango-Hernández J, Pinedo-Hernández J, et al. Mercury uptake and effects on growth in *Jatropha curcas*[J]. *Journal of Environmental Science*, 2016, 48(10):120-125.