

土壤修复

镉汞复合污染稻田土壤修复技术及其安全利用进展*

杨欢¹ 游少鸿¹ 陈喆^{1,2,3} 杨畦^{1,2} 毛康²

- (1. 桂林理工大学环境科学与工程学院, 广西环境污染控制理论与技术重点实验室 广西桂林 541006;
- 2. 中国科学院地球化学研究所, 环境地球化学国家重点实验室 贵阳 550002;
- 3. 中山大学环境科学与工程学院, 广东省环境污染控制与修复技术重点实验室 广州 510275)

摘要 总结了国内外对稻田土壤镉、汞污染的现状、研究进展及存在的问题, 综合对比了主流镉、汞污染稻田土壤修复技术的优缺点, 分析了稻田镉、汞污染土壤安全利用的技术难点。此外, 还综合考虑复合污染问题, 总结了筛选种植低积累水稻品种, 合理利用硒-镉、硒-汞拮抗作用, 结合水分管理及改良剂的施用可有效降低稻米中镉、汞含量等领域进展。

关键词 镉、汞复合污染稻田 土壤安全利用 植物修复 水分管理

Progress of Safety Utilization on Paddy Soil Contaminated with Cadmium and Mercury

YANG Huan¹ YOU Shaohong¹ CHEN Zhe^{1,2,3} YANG Qi^{1,2} MAO Kang²

(1. Guangxi Key Laboratory of Environmental Pollution Control Theory and Technology,

College of Environmental Science and Engineering, Guilin University of Technology Guilin, Guangxi 541006)

Abstract This paper summarized the recent progress and challenge of cadmium and mercury pollution in paddy soil, comprehensively compared the advantages and disadvantages of the mainstream remediation technologies for cadmium and mercury contaminated paddy soil, and analyzed the technical difficulties of safe utilization of cadmium and mercury contaminated paddy soil. In addition, taking the combined pollution into consideration, this paper also comprehensively summarized the progress in the field of screening rice varieties with low accumulation, rational use of selenium-cadmium and selenium-mercury antagonistic effect, combined with water management and application of amendments, which can effectively reduce the cadmium and mercury content in rice.

Key Words paddy soil contaminated with Cd and Hg soil safety utilization phytoremediation water management

0 引言

随着社会的发展以及工业化进程的加快, 我国面临着巨大的土壤重金属污染风险, 2014 年环境保护部和国土资源部发布了首次全国土壤污染状况调查公报, 公报显示含镉、汞等有毒重金属元素的土壤点位超标率较高, 分别为 7.0%、1.6%; 其中耕地环境质量堪忧, 点位超标率高达 19.4%, 以无机污染物为主^[1]。

土壤中镉、汞污染来源广泛, 主要包括自然释放和人为排放, 以人为排放为主。Cd 在环境中很少以纯金属的形式出现, 主要与硫化锌基矿石相关, 并且在铅和铜矿石中也被发现为杂质。中国西南三峡地区的土壤中富含镉, 并且由于当地粮食作物对自然产生的镉有明显的吸收, 因此通过蔬菜摄入的饮食暴露会对居民造成潜在的健康风险^[2]。人为来源

主要包括施用磷肥和土壤改良剂(如污水污泥)、废水灌溉以及采矿、冶炼和化石燃料燃烧等。与 Cd 类似, 自然风化过程及地壳活动也持续向环境中释放汞; 而汞矿开采和冶炼、化石燃料燃烧、农药施用、污泥施肥和污水灌溉、垃圾焚烧等人为活动都是造成土壤汞污染的重要原因。值得注意的是, Hg 是一种易挥发且可长距离迁移的重金属, 研究表明, 大气干湿沉降对土壤汞污染有重要的贡献, 估算显示, 大气汞沉降占中国农业土壤总汞输入的 60% 以上^[3]。大气汞通过干湿沉降进入土壤后, 被粘土矿物和有机物吸附, 富集于土壤表层, 进而造成表层土壤汞浓度升高。

据报道, 中国约有 1 300 万 dm² 耕地被 Cd 污染^[4]。由于稻米是国人的主粮, 食用含重金属的稻米被认为是国人对 Cd、Hg 的主要摄入源, 因此保障

* 基金项目: 国家重点研发计划项目(2018YFD0800704); 广东省环境污染控制与修复技术重点实验室开放基金项目(2018K07); 桂林市科学研究与技术开发计划课题(20190219-3)。

污染产地稻米安全生产至关重要。因长期矿冶活动遗留下的多金属复合污染问题是我国稻田土壤的真实病灶,对于实际复合污染稻田土壤的安全利用而言,单一金属的阻隔/修复技术常常会遇到工程示范技术应用瓶颈,由此带来的大面积复合污染稻田安全利用难题急需寻求妥当的解决办法。

1 镉、汞污染稻田土壤治理修复进展

通常来说,土壤污染具有隐蔽性、滞后性和累积性等特点,对于重金属污染而言,还具有不可逆转的特点,重金属一旦污染土壤,则很难将其彻底从土壤中去掉。土壤理化性质和镉、汞的赋存形态是影响修复效果的重要因素,故要根据土壤性质及土壤中的形态特征,采用合适的修复技术。从本质上来说,可将污染土壤的修复技术原理概括为2种:①改变污染物在土壤中的赋存形态以降低污染风险;②将有害物质从土壤中去掉以削减污染物总量^[5]。依据该原理,将土壤镉、汞污染修复技术主要分为物理修复技术、化学修复技术及生物修复技术。

1.1 物理修复

物理修复技术主要是借助物理手段将污染物从土壤中移除,常见的技术包括物理分离修复技术、土壤蒸汽浸提修复技术、固定/稳定化土壤修复技术、玻璃化修复技术、热脱附修复技术、电动修复技术等。一般情况下,在物理修复过程中会向介质中引入化学试剂,以提高物理修复技术去除污染物的效率。

修复方案的选择是特定于场地的,因为其中一些处理成本高、耗时长,并且可以显著影响处理后的作物产量^[6]。在日本,清除和更换受污染的表土已被用于修复一些高度污染(被镉污染)的稻田^[7]。然而,除了破坏环境外,高昂的成本使其无法在我国大规模实施。过去十年来,在台湾,土壤周转和稀释是轻度污染水稻土(主要是镉)使用最广泛的选择,虽然其成本远低于土壤清除和置换,但需要大量堆肥和肥料来恢复处理土壤的肥力,此外,还需要重制稻田中的犁铧^[8]。

针对Hg的易挥发特性,热脱附常被用于修复Hg污染土壤,研究表明,350℃下土壤中总汞(THg)的去除率能达到90%^[9]。CHANG T C等^[10]成功利用原位热解吸清除了台北南部的土壤汞污染,其实验结果表明,时间和温度是影响热解吸去除土壤汞污染的重要因素:随着温度的升高,土壤汞的平衡浓度降低;在高于700℃且停留时间不少于2h的条件下,热解吸能够有效去除土壤汞污染。此外,虽然实验结果证明温度越高越利于汞从土壤中挥

发,但过高的温度亦对土壤有机质造成了破坏,针对于农业利用的土地,经过高温热解吸修复的土壤即失去了农业利用价值。未来要用于农业用途的土壤,维持可接受的土壤质量水平与汞浓度同等重要,并且热脱附技术的能耗成本较高,对土壤Cd污染修复很可能收效甚微。

电动修复技术是一项新兴且有效的重金属污染土壤修复技术,其工作的基本原理是在污染土壤两侧植入惰性电极施加电压建立适合强度的电场梯度,使土壤中的重金属污染物在电场作用下通过电迁移、电渗流或电泳的方式固定到两端集中处理,从而降低土壤中重金属污染物的浓度^[11]。

1.2 化学修复

化学修复是利用加入到土壤中的化学修复剂与污染物发生一定的化学反应,使污染物被降解和毒性被去除或降低的修复技术。目前主要的化学修复方法有化学淋洗技术、化学固定技术、化学氧化修复技术、化学还原与还原脱氯修复技术、溶剂浸提技术和土壤性能改良修复技术等^[12]。

化学淋洗修复技术是指借助能促进土壤环境中污染物溶解或迁移作用的化学/生物化学溶剂,在重力作用下或通过水力压头推动清洗液,将其注入到被污染土层中,然后再把包含有污染物的液体从土层中抽提出来,进行分离和污水处理的技术。有学者对几种典型的化学淋洗剂进行了研究,他们的研究结果均表明,碘化物(KI)、乙二胺四乙酸(EDTA)和硫代硫酸盐($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$)都能够有效地移除汞矿区污染土壤中的汞,其中尤以 $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$ 溶液的除汞效果最佳,它能够显著去除土壤中的生物可利用态汞和大部分潜在可利用态汞,以降低土壤中汞的生物有效性,但是EDTA对汞的淋洗效果会受土壤中其他重金属元素竞争作用的影响^[13-15]。化学淋洗修复技术可以有效地从污染土壤中提取可移动或可交换的Cd,主要是因为化学试剂(例如氯化铁和EDTA)可以通过与Cd形成络合物,使Cd从污染土壤中浸出,该方法适用于镉污染严重的稻田。虽然土壤淋洗技术能去除重度污染土壤中可溶态和可交换态Hg或Cd的含量,但土壤中必需元素也会被洗出,化学试剂极易损害农田土壤的基本理化性质,可能导致修复后的土壤失去农用的价值;此外,土壤淋洗技术成本高,需要使用大量空间,对农田土壤的扰动也值得权衡。

化学固定技术是向污染土壤中加入化学试剂或化学材料,使重金属通过络合、沉淀和吸附反应在土壤中固定化,以降低重金属的移动性、生物有效性、

生物可利用性。这些化学试剂或化学材料主要包括一些碱性物质、生物炭、活性炭、磷酸盐、铁锰氧化物材料、层状硅酸盐矿物及有机质等。由于 Cd 在酸性土壤中很容易被植物吸收,但在碱性条件下会被固定,因此添加石灰和碳酸钙会大大提高土壤的 pH 值,并导致土壤中不稳定的或可交换的重金属固定,主要通过金属碳酸盐的沉淀,可以帮助将 Cd^{2+} 固定在土壤中并降低其植物利用率。钙质材料(例如石灰、碳酸钙和硅酸钙)的改良已显示出可大大减少土壤中易移动的镉含量,从而减少水稻植物对镉的吸收^[16]。另外,对于土壤汞的固定,硫元素起到关键的作用,这是因为 HgS 是一种极难溶的金属硫化物,在还原条件下易于生成且非常稳定。目前,国内外已经有很多学者将硫化物作为土壤汞污染修复的化学固定剂。LIU J 等^[17]通过 $HgCl_2$ 与合成 FeS 于缺氧条件下的批次吸附实验对 FeS 吸附固定水溶态 $Hg(II)$ 的机理进行了研究,其结果表明,由于 HgS 较 FeS 具有更低的溶解性,故 FeS 能够有效地将 $Hg(II)$ 从溶液中固定,而该反应过程既包括共沉淀又包括吸附,其中以沉淀为主要作用,占 77%。魏赢等^[18]在对 FeS 、 Na_2S 、黄铁矿、 CaO 、黄铁矿+ CaO 几种稳定剂对汞的稳定性研究中表明, Na_2S 是一种值得尝试的稳定剂,其稳定效率高,且能有效降低汞的浸出毒性。

1.3 植物修复

植物修复技术是利用各种植物去降解、提取、固定土壤中的污染物,是一种廉价简便的方法。植物根系吸收重金属之后,经植物体的相关组织结构从根部向植物体地上部分转运,在整个吸收转运过程中,重金属会与植物体各部分发生一定的相互作用,而特定的植物能够通过这些作用移除或固定土壤中的汞,达到修复土壤的目的。依据不同的修复机理,污染土壤的植物修复技术主要包括植物稳定作用、植物去除作用两种。植物稳定作用即植物固定,植物去除作用则包括植物提取、植物挥发、植物降解等。

植物固定技术主要作用在植物的根部区域,通过植物根系吸收积累重金属,或者植物根际物质与重金属相互作用来降低土壤重金属的生物有效性和移动性。本质上来讲,植物固定技术并未减少土壤中的重金属含量,只是使重金属的形态发生改变,在植物的根部积累和沉淀,降低重金属在土壤中的移动性。有研究表明柳树能够通过根系系统的作用将生物可利用的汞固定在土壤中,随着它的生长,土壤中可交换态的汞也随之下降^[19]。

植物提取技术是指利用植物富集土壤中的汞,

将汞从土壤中移除的方法。汞被吸收后主要富集在植物的地上部分。按照修复原则,该技术所选用的植物通常为超富集植物。超富集植物是能超量吸收重金属并将其运移到地上部分的植物,一般具有植物地上部分富集重金属达到一定量和植物地上部分重金属含量高于根部这两个特点^[20]。一般而言,定义为汞超富集体的植物一般要求植物地上部分汞含量大于 10 mg/kg ^[21]。王明勇等^[22]在贵州万山汞矿区首次发现了汞富集植物——乳浆大戟,其地上部分平均汞含量为 19.4 mg/kg ,最大汞含量达 23.5 mg/kg ,整体植株汞含量是正常植物汞含量的几百倍。此外,XUN Y 等^[23]发现,生长于矿区污染土壤的大叶贯众是一种很有潜力的汞积累植物,其转运因子为 2.62,地上部分汞含量达 36.44 mg/kg ,具有良好的汞积累和转运能力。有研究发现苕麻比水稻能富集更多的 Hg,且有学者谏言将 Hg 污染稻田改种非食用型经济作物苕麻,对于小面积重度污染农田而言无疑是一种较好的农田土壤安全利用方式^[24]。类似地,ZHAO J 等^[25]发现悬钩子和艾蒿都是 Hg 超富集植物,且能正常生长于 Hg 污染区域。相比之下,Cd 的超富集植物较多,如圆锥南芥、东南景天、伴矿景天、宝山堇菜、滇苦菜等,这些超富集植物用于镉污染土壤修复均取得了良好的效果^[26]。但是对于稻田土壤而言,种植超富集植物修复土壤可行度较低,一方面因为稻米是当地居民的主粮,短期内很难让当地人改变他们的饮食结构去种植无食用性且低经济价值的超富集植物,另一方面该技术修复周期长且暂未发现 Hg 与 Cd 的共超富集植物。

2 镉、汞污染稻田土壤的安全利用

2.1 水稻吸收转运镉、汞的分子调控机制

Hg 和 Cd 都属于植物非必需有毒元素,且 Hg 分为无机汞和有机汞,以 $MeHg$ 的毒性最强。一般而言,水稻植株不可能进化出 Hg 和 Cd 的专一运输通道,它们很可能是借助某些植物必需元素转运通道进入水稻体内。近 10 余年,学界在镉、汞胁迫水稻的生理和生化机制方面都取得了重要进展^[27-28],但在水稻 Hg、Cd 主效转运基因的挖掘和分子调控机制方面,Cd 相关研究已遥遥领先。

现阶段分子生物学研究表明,Fe、Mn 和 Zn 这三种元素的吸收通道都能运载 Cd,其中 Fe 和 Cd 的共转运渠道较多,如 $OsIRT1$ 和 $OsIRT2$ 为 Cd、Fe 共转运基因, $OsNRAMP1$ 和 $OsNRAMP5$ 为 Cd、Fe、Mn 共转运基因等^[29]。基于此,Fe、Mn 和 Zn 的转运通道被认为是 Cd 吸收主要的“输送开关”,调控这些关键转运基因的表达将可能有效制约水稻对 Cd 的

积累。水培研究表明施加螯合铁肥能够抑制水稻相关铁镉共转运基因的表达,从而大幅降低水稻对镉的吸收与积累^[30]。反观水稻对 Hg 的吸收转运分子机制几乎一片空白,仍有巨大的研究空间。

2.2 施硒对水稻吸收转运镉、汞的影响

与 Hg 伴生的元素有硒(Se),Se 是一种天然的 Hg 拮抗剂。Se 作为生物(动物和植物)的必需微量元素,很早就被用于抵御 Hg 的毒性。在植物体系中,早期人们对富硒植物大豆(*Glycine max*)、印度芥菜(*B. juncea*)和大葱(*A. fistulosum*)开展 Hg 和 Se 共暴露试验,研究结果表明随着 Se 的浓度递增,植物对 Hg 的吸收积累明显减少^[31-33]。科学家们普遍认为施 Se 加 Hg 后,植株根部形成了物质的量之比 1:1 的 Hg-Se 高稳定性大分子复合物,且该复合物无法被植物地上部利用。MCNEAR D H 等^[34]利用毛细管反相色谱-离子电感耦合等离子质谱联用技术(capRPLC-ICP-MS)结合 X 射线吸收近边结构(XANES)和 X 射线荧光同步辐射技术(SXRF)成功鉴定出施 SeO_3^{2-} 加 Hg^{2+} 后大葱根表上生成的 Hg-Se 复合物。ZHANG H 等^[35]研究亦表明,水稻根际土壤中 Se 的含量与 IHg/MeHg 浓度呈正相关关系,同时根部中 Hg 与 Se 的物质的量比值约为 1:1,这些都暗示水稻根际和根部中有 HgSe 的难溶态络合物生成。近期,WANG Y 等^[36]利用 TEM-EDX 和 XANES 分析技术成功鉴定出 HgSe 纳米颗粒的生成(无论体系中有无硫酸盐存在),该研究诠释了与硫酸盐相比,Se 在控制 MeHg 生成方面发挥了更加核心的作用。因此,土壤-水稻体系中 Se 和 MeHg 的拮抗作用倍受关注,也为稻田富 Se 阻 Hg 技术提供了科学依据。

室内水培和盆栽试验发现亚硒酸盐(selenite)能够缓解水稻对 Hg 的毒性并降低水稻器官对 Hg 的积累量^[30,37]。在贵州清镇地区报道的田间小区试验采用向灌溉水中补硒的办法(每 30 天补 1 次直至水稻收获)来阻隔稻田 Hg 污染,研究结果发现当灌溉水补 Na_2SeO_3 质量浓度为 $0.5 \mu\text{g}/\text{L}$ 时,稻米 Hg 含量最低且稻谷结实率和千粒重最大。然而,当灌溉水补 Na_2SeO_3 质量浓度超过 $0.5 \mu\text{g}/\text{L}$ 时,虽然大幅提高了稻米中 Se 的含量,但促进了稻米 Hg 的积累并降低了稻谷结实率和千粒重^[38]。该结果恰好说明 Se 是最具争议的微量元素之一,它既有毒性又有营养价值,与 Zn 类似,在高浓度时它是有毒的,适量浓度时 Se 又是植物必需的。

此外,值得重视的是,水培研究表明施 Se 能有效降低水稻根、茎、叶中 Cd 的含量,硒通过提高

SOD、CAT 等酶的活性,减少水稻体内的 $\text{O}_2\cdot^-$ 、 H_2O_2 和 MDA 的水平,从而缓解 Cd 胁迫对水稻的毒害作用。镉暴露明显抑制水稻根系泌氧,添加硒后水稻根系泌氧量显著增加,氧气的输送范围变宽,并且在有亚铁配合的情况下,促进水稻根系泌氧能强化根表铁膜形成,对镉的吸收起到阻挡作用,从而进一步降低水稻的镉积累量^[39]。因此,理清水稻对 Se 的吸收转运过程以及毒害响应机制对稻田 Hg、Cd 污染过程控制至关重要。

2.3 不同水分管理方式对水稻吸收镉、汞的影响

水分管理方式的不同会导致液面高低产生变化,从而影响土壤氧化还原电位(Eh)。近年来,针对 Hg 污染稻田土壤,室内盆栽试验结果表明当稻作土壤处于落干的好氧状态时,土壤溶液中 THg 和 MeHg 的含量会大幅降低,以致稻米中 THg、MeHg 含量以及 MeHg 所占比率都明显减少^[40]。随后 WANG X 等^[37]的盆栽和大田研究表明好氧环境下稻田土壤中硫酸盐还原菌数量减少是限制土壤 Me-Hg 生成与累积的主因。但维持长期落干的好氧环境并不利于水稻正常生长及稻作的丰产,而持续淹水的还原环境将更有利于促进稻田土壤的固氮效能、提高土壤有效磷溶出率及避免稻田杂草、病原菌的竞争效应^[40]。深入探究发现稻田土壤中硫酸盐还原菌(*Desulfovibrio desulfuricans*)、异化铁还原菌(*Geobacter* and *Desulfuromonas*)和产甲烷菌(*methanogen*)的丰度以及根际酸化作用等都可能是影响稻田土壤中 Hg 甲基化反应速率的重要因子^[41],但这些关键因子都可能受到干湿交替的稻作土壤中氧化还原电位的调控^[37]。

然而,与稻田 Hg 污染最佳水分管理方式相反,好氧条件下稻田中 Cd 的有效性会大幅增加,在淹水还原条件下稻田中 CdSO_4 易被还原为 CdS 沉淀($\text{Eh} \leq -200 \text{ mV}$),从而大幅降低土壤中 Cd 的活性^[42]。这也是镉、汞复合污染稻田土壤修复的主要技术难点之一。

3 问题与展望

目前,针对镉、汞污染稻田土壤已有较多修复方法,然而要完全去除土壤中的镉、汞需要较高的成本,对土壤的扰动也难以权衡,并且我国面临着农用地缺乏的现状,很多修复方法难以运用于实际,特别是我国经济不发达的地区。因此,对于镉、汞污染土壤更多的是采用安全利用,常用的安全利用技术主要包括:①低 Cd、低 Hg 积累的水稻品种筛选;②降低土壤 Cd、Hg 有效性的改良剂研发;③农艺调控技术。针对单一的轻度污染土壤,往往使用一种阻

控技术就能取得较好的效果,但是针对更贴切实际情况的中度污染以及复合污染土壤,则需要多种阻控技术相结合才能使作物中重金属达标,合理利用硒-镉和硒-汞拮抗作用、探究最佳水分管理措施对土壤溶液化学过程的影响、研发新型钝化/阻控改良剂等可能是突破口之一。与此同时,利用正向图位克隆或反向基因修饰技术挖掘水稻吸收转运汞的主效调控基因,结合基因敲除、沉默、超表达等基因工程手段选育不同汞积累型转基因水稻品种,探索稻米对汞的吸收转运分子机制也是未来研究的趋势。此外,筛选出汞的超富集植物无疑是植物修复技术应用的基础,从而为镉和汞超富集植物间套作技术的工程应用提供了可能性。鉴于汞的易挥发性,植物对汞的耐性富集机制很可能与其他金属的吸收储存机制存在明显差异,故值得深入研究。

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 [EB/OL].(2014-04-17) [2021-06-28]. http://www.mee.gov.cn/gkml/sthjbgw/qt/201404/t20140417_270670.htm.
- [2] LIU Y, XIAO T, BAVEYE P C, et al. Potential health risk in areas with high naturally-occurring cadmium background in southwestern China [J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 2015, 112: 122-131.
- [3] ZHANG H, LI Y, LUO Y, et al. Anthropogenic mercury sequestration in different soil types on the southeast coast of China [J]. *Journal of Soils & Sediments*, 2015, 15(4): 962-971.
- [4] YU H, WANG J, FANG W, et al. Cadmium accumulation in different rice cultivars and screening for pollution-safe cultivars of rice [J]. *Science of the Total Environment*, 2006, 370(2/3): 302-309.
- [5] 厉斌,刘小江,王鹏波,等.陇东地区油田退役井场土壤修复措施及其修复效果研究[J].*工业安全与环保*, 2020, 46(8): 102-106.
- [6] 李亚林,刘蕾,王冰冰,等.污染土壤电动修复过程中铜的形态转化研究[J].*工业安全与环保*, 2018, 44(9): 95-99, 104.
- [7] URAGUCHI S, FUJIWARA T. Cadmium transport and tolerance in rice: perspectives for reducing grain cadmium accumulation [J]. *Rice*, 2012, 5(1): 5-9.
- [8] HSEU Z Y, SHAW-WEI S U, LAI H Y, et al. Remediation techniques and heavy metal uptake by different rice varieties in metal-contaminated soils of Taiwan: New aspects for food safety regulation and sustainable agriculture [J]. *Soil Science & Plant Nutrition*, 2010, 56(1): 31-52.
- [9] 邱蓉,张军方,董泽琴,等.汞污染农田土壤低温热解处理性能研究[J].*环境科学与技术*, 2014, 37(1): 48-52.
- [10] CHANG T C, YEN J H. On-site mercury-contaminated soils remediation by using thermal desorption technology [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2006, 128(2/3): 208-217.
- [11] 查振林,占淑娴,贾泽清.电动力学修复技术在重金属污染土壤修复中的研究[J].*工业安全与环保*, 2017, 43(12): 104-106.
- [12] 于颖,周启星.污染土壤化学修复技术与进展[J].*环境污染治理技术与设备*, 2005(7): 1-7.
- [13] SUBIRÉS-MUÑOZ J D, GARCÍA-RUBIO A, VEREDA-ALONSO C, et al. Feasibility study of the use of different extractant agents in the remediation of a mercury contaminated soil from Almaden [J]. *Separation and Purification Technology*, 2011, 79(2): 151-156.
- [14] 贾俊峰,黄阳,刘方,等.汞矿区汞污染土壤的淋洗修复[J].*化工环保*, 2018, 38(2): 231-235.
- [15] 陈宗英,张焕祯.汞污染土壤的萃取修复技术研究[J].*地学前缘*, 2012, 19(6): 230-235.
- [16] BIAN R, LI L, BAO D, et al. Cd immobilization in a contaminated rice paddy by inorganic stabilizers of calcium hydroxide and silicon slag and by organic stabilizer of biochar [J]. *Environ Sci Pollut Res Int*, 2016, 23(10): 10028-10036.
- [17] LIU J, VALSARAJ K T, DEVAI I, et al. Immobilization of aqueous Hg(II) by mackinawite (FeS) [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2008, 157(2/3): 432-440.
- [18] 魏赢,刘阳生.汞污染农田土壤的化学稳定化修复[J].*环境工程学报*, 2017, 11(3): 1878-1884.
- [19] WANG Y, STAUFFER C, KELLER C, et al. Changes in Hg fractionation in soil induced by willow [J]. *Plant and Soil*, 2005, 275(1/2): 67-75.
- [20] 韦朝阳,陈同斌.重金属超富集植物及植物修复技术研究进展[J].*生态学报*, 2001, 21(7): 1196-1203.
- [21] 张玉秀,柴团耀.植物重金属调节基因的分离和功能[M].北京:中国农业出版社,2006.
- [22] 王明勇,乙引.一种新发现的汞富集植物——乳浆大戟[J].*江苏农业科学*, 2010(2): 354-356.
- [23] XUN Y, FENG L, LI Y, et al. Mercury accumulation plant *Cyrtomium macrophyllum* and its potential for phytoremediation of mercury polluted sites [J]. *Chemosphere*, 2017, 189: 161-170.
- [24] LONG Y, LIU S H, JI X H. Study on the removal efficiency of mercury in paddy soil using *Boehmeria nivea* (L.) Gaudich [J]. *Agro-Environment Protect*, 1994, 13: 30-33.
- [25] ZHAO J, LI Y, GAO Y, et al. Study of mercury resistant wild plants growing in the mercury mine area of Wanshan District, Guizhou Province [J]. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2014, 9: 881-887.
- [26] LI J T, GURAJALA H K, WU L H, et al. Hyperaccumu-

- lator plants from China: A synthesis of the current state of knowledge [J]. *Environmental Science and Technology*, 2018, 52(21): 11980–11994.
- [27] ROTHENBERG S E, WINDHAM – MYERS L, CRE–SWELL J E. Rice methylmercury exposure and mitigation: A comprehensive review [J]. *Environmental Research*, 2014, 133(2): 407–423.
- [28] HU Y, CHENG H, TAO S. The Challenges and solutions for cadmium–contaminated rice in China: A critical review [J]. *Environment International*, 2016, 92/93: 515–532.
- [29] ISHIMARU Y, TAKAHASHI R, BASHIR K, et al. Characterizing the role of rice NRAMP5 in manganese, iron and cadmium transport [J]. *Scientific Reports*, 2012, 2(1): 1723–1732.
- [30] CHEN Z, TANG Y T, ZHOU C, et al. Mechanisms of Fe biofortification and mitigation of Cd accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) grown hydroponically with Fe chelate fertilization [J]. *Chemosphere*, 2017, 175: 275–285.
- [31] YATHAVAKILLA S, CARUSO J A. A study of Se–Hg antagonism in *Glycine max* (soybean) roots by size exclusion and reversed phase HPLC–ICPMS [J]. *Analytical & Bioanalytical Chemistry*, 2007, 389(3): 715–723.
- [32] MOUNICOU S, SHAH M, MEJA J, et al. Localization and speciation of selenium and mercury in *Brassica juncea*—implications for Se – Hg antagonism [J]. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 2006, 21(4): 404–412.
- [33] AFTON S E, CARUSO J A. The effect of Se antagonism on the metabolic fate of Hg in *Allium fistulosum* [J]. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 2009, 24(6): 759–766.
- [34] MCNEAR D H, AFTON S E, CARUSO J A. Exploring the structural basis for selenium/mercury antagonism in *Allium fistulosum* [J]. *Metallomics*, 2012, 4(3): 267–276.
- [35] ZHANG H, FENG X, ZHU J, et al. Selenium in soil inhibits mercury uptake and translocation in rice (*Oryza sativa* L.) [J]. *Environmental Science & Technology*, 2012, 46(18): 10040–10046.
- [36] WANG Y, DANG F, EVANS R D, et al. Mechanistic understanding of MeHg–Se antagonism in soil–rice systems: the key role of antagonism in soil [J]. *Scientific Reports*, 2016, 6(6): 19477.
- [37] WANG X, YE Z H, LI B, et al. Growing rice aerobically markedly decreases mercury accumulation by reducing both Hg bioavailability and the production of MeHg [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 48(3): 1878–1885.
- [38] LI Y F, ZHAO J T, LI Y Y, et al. The concentration of selenium matters: a field study on mercury accumulation in rice by selenite treatment in Qingzhen, Guizhou, China [J]. *Plant and Soil*, 2015, 391(1/2): 195–205.
- [39] HUANG G, DING C, LI Y, et al. Selenium enhances iron plaque formation by elevating the radial oxygen loss of roots to reduce cadmium accumulation in rice (*Oryza sativa* L.) [J]. *Journal of Hazardous Materials* 2020, 398: 122860.
- [40] PENG X, LIU F, WANG W X, et al. Reducing total mercury and methylmercury accumulation in rice grains through water management and deliberate selection of rice cultivars [J]. *Environmental Pollution*, 2012, 162: 202–208.
- [41] FLEMING E J, MACK E E, GREEN P G, et al. Mercury methylation from unexpected sources: Molybdate–inhibited freshwater sediments and an iron–reducing bacterium [J]. *Applied & Environmental Microbiology*, 2006, 72(1): 457–464.
- [42] ARAO T, KAWASAKI A, BABA K, et al. Effects of water management on cadmium and arsenic accumulation and dimethylarsinic acid concentrations in Japanese rice [J]. *Environmental Science & Technology*, 2009, 43(24): 9361–9367.

作者简介 杨欢(1994—),男,硕士研究生,主要研究方向为重金属污染土壤修复。

通信作者 陈喆(1987—),男,博士,讲师,主要研究方向为重金属污染土壤修复。

(收稿日期:2021-07-06)

中钢安环院临泉垃圾渗滤液处理站项目通过验收

2021年12月2日,由中钢安环院承建的安徽省临泉县生活垃圾焚烧发电二期渗滤液处理站项目顺利通过验收。该项目处理垃圾渗滤液规模为400 t/d,是安徽省能源集团有限公司在临泉县的重点环保电力能源配套项目扩建工程,也是中钢安环院近年来承接的规模最大的垃圾渗滤液处理总承包项目之一。自2020年11月开工以来,中钢安环院项目团队努力克服疫情所带来的各方面不利影响,群策群力确保项目进度和施工安全,通过对“调节池+预处理+UASB+二级AO+MBR+STRO+RO”这一具有自主知识产权的组合工艺不断完善优化,进一步确保了项目质量,使处理系统在运行稳定性和耐负荷冲击方面更具优势,得到了业务单位的高度肯定。(本刊编辑部)