生态环境学报 2018, 27(7): 1377-1386 Ecology and Environmental Sciences

镉污染农田土壤修复技术及安全利用方法研究进展

孙丽娟，秦秦，宋科，乔红霞，薛永[[1]](#footnote-2) [[2]](#footnote-3)

上海农业科学院生态环境保护研究所，上海 201403；农业部上海农业环境与耕地保育科学观测实验站，上海 201403；  
上海市农业环境保护监测站，上海 201403；上海低碳农业工程技术研究中心，上海 201403；上海市设施园艺技术重点实验室，上海 201403

摘要：作物镉(Cd)超量累积是人体中镉的主要来源。研究镉污染农田土壤修复技术及安全利用方法对保护生态环境及保 障食品安全具有重大意义。镉对植物的毒性效应与其生物有效性密切相关，且土壤镉的生物有效性决定其植物根系吸收量， 因而基于土壤镉生物有效性调控原理的修复技术是农业环境领域近年来的研究热点。此外，植物镉含量也与植物自身特性密 切有关，故筛选不同镉累积特性的植物可为镉污染土壤修复和安全利用提供重要生物质资源。文章综合评述了镉生物有效性 的物理和化学调控方法，并分别就超累积植物和低累积作物介绍镉污染农田土壤的植物修复技术和安全利用方法。物理方法 如水分管理主要通过改变土壤环境的Eh等理化性质从而影响土壤镉的形态转化过程，进而影响植物镉的吸收量；化学方法 如施用钝化剂主要通过改变土壤的 pH 及土壤镉吸附特性，从而改变土壤镉的生物有效性。低镉累积作物通过减少根系镉吸 收或降低地上部镉转运的方式减少可食部镉累积量；镉超累积植物的修复效率主要取决于其镉富集系数的高低及生物量的大 小。化学和生物联合调控方法主要通过降低土壤镉含量或阻止镉进入作物可食部，实现“边生产边修复”。农田土壤镉污染 修复技术及安全利用方法存在效率低、体系不稳定等问题，探究土壤镉生物有效性关键调控因子及其作用机制、充分挖掘特 殊镉累积特性的植物资源并探寻改造植物镉耐性的方法以提高镉污染农田土壤修复效率将是今后该领域的研究热点。 关键词：镉；农田土壤；修复；生物有效性

**DOI:** 10.16258/j.cnki.1674-5906.2018.07.023

中图分类号：X53 文献标志码：A 文章编号：1674-5906 (2018) 07-1377-10

引用格式：孙丽娟，秦秦，宋科，乔红霞，薛永.2018.镉污染农田土壤修复技术及安全利用方法研究进展[J].生态环境学报, 27(7): 1377-1386.

SUN Lijuan, QIN Qin, SONG Ke, QIAO Hongxia, XUE Yong. 2018. The remediation and safety utilization techniques for Cd contaminated farmland soil: a review [J]. Ecology and Environmental Sciences, 27(7): 1377-1386.

镉*(*Cadmium，Cd)是对植物和动物毒性最强 的痕量重金属元素之一，位于联合国环境规划署 1984年提出的12种具有全球意义的危害物质之首。 自然状态下，土壤环境中镉的质量分数在 0.1~1.0 mg・kg-1之间。人类工农业活动如采矿、冶炼、肥料 施用、污泥农用及污水灌溉等导致世界许多区域农 田土壤出现不同程度的镉污染(Fulda et al.，2013； Makino et al.， 2007； Uraguchi et al.， 2009)。2014 年《全国土壤调查公报》显示中国土壤镉的点位超 标率为7.0%，位于八大超标金属元素之首。农田土 壤镉污染导致作物可食部镉累积，人体的镉 90%来 源于日常饮食，镉在人体的半衰期长达 15~20 a， 因而长期食用轻微镉超标的食品会导致人体镉累 积并产生慢性毒性，引发如癌症、关节炎、肺气肿、 肾小管坏死、痛痛病等疾病(Lucas，1982 ； Mclaughlin et al.， 1999； Nordberg， 2004)。国际食 品法典委员会规定人体每天摄入镉的耐受量为 1 gg^kg"1，即70 kg的成年人每天镉摄入量不得超过 70 gg( Additives et al.， 1989)。

与其他痕量元素相比，土壤中镉的移动性较强 (Alloway， 1995)，因而镉更易被作物根系吸收，进 而转移到作物的可食部，通过食物链进入人体。土 壤镉对动植物的毒性效应取决于其生物有效性，镉 的生物有效性不仅与土壤镉总量有关，其赋存形态 更是影响镉植物吸收的重要参数。进入到土壤中的 镉，经过溶解-沉淀、氧化-还原、吸附-解吸、络合- 离解等一系列物理化学反应后，形成具有不同活性 的各种形态的镉。一般而言，能被生物吸收或可对 生物产生毒害的形态称为有效态镉，土壤镉的生物 有效性决定土壤镉的生物毒性，而不同形态的镉可 发生转化，如淹水还原条件下，土壤中部分有效镉 与硫化物反应形成CdS沉淀(*K*Sp为10"27, Lindsay，

1979），降低了有效态镉浓度，增大残渣态镉浓度。 镉的生物有效性是其环境毒性效应的重要参数，因 而通过物理、化学和生物等方法调控农田土壤的形 态转化过程，降低镉的生物有效性，减少作物镉吸 收，实现镉污染农田土壤“边生产边修复”是当前 土壤污染控制与修复领域的研究热点之一。

本文依据国内外有关参考文献，分类评述不同 类型农田镉污染修复与安全利用方法，并分析其应 用的限制因素，为镉污染农田土壤的安全生产技术 体系的建立提供理论和方法依据。

1. 物理和化学方法
   1. 水分管理

土壤中重金属的移动性受pH、温度、氧化还 原电位（Eh）、有机质、阳离子交换量等土壤理化 性质的影响，而其中 Eh 是影响重金属溶解性的重 要因子，因而可通过土壤水分管理调节土壤 pH 和 Eh，从而调控土壤重金属的生物有效性。控制土壤 的 Eh 及土壤的水分状况，使土壤作物形成一个较 稳定的滞水期，可以减少镉进入植株内的含量。与 传统灌溉模式相比，持续淹水条件下，土壤可交换 态镉降低，水稻糙米中Cd含量降低37.9%（ Li et al.， 2017），淹水还原条件可有效降低水稻镉的累积量， 而好氧条件下水稻镉累积量增大（ Arao et al.，

2009） ，水稻抽穗期到成熟期，减少落干，保持淹 水，可明显减少水稻籽粒中镉含量。油菜（ *Brassica napus*）在淹水条件下，植株内的镉含量最低，油菜 的生长发育最好（刘昭兵等， 2010）。淹水处理的 空心菜根际土壤DTPA提取态镉显著低于非淹水处 理组，空心菜可食部镉累积量降低（ Xiao et al.， 2015）。在镉污染土壤中，水作能显著提高空心菜 地上部和地下部根系生物量，而地上部和根系 Cd 含量则显著低于旱作处理组（王艳红等， 2012）。 田间持水量为55沧85%时，玉米地上部Cd含量随 着土壤水分的增加而降低（黄益宗等， 2004）。

水分管理是农田土壤镉生物有效性调控的有 效手段，而研究表明其调控效率与土壤硫含量密切 相关。相比低硫土壤，高硫土壤溶液中Cd2+的去除 率更快，且土壤可交换态镉占比更低（ Hashimoto et al. ， 2013 ）。 镉是典型亲铜型元素（ chalcophile element），还原条件下，土壤SO42-被还原为S2-， Cd2+可与S2-形成溶解性较低的CdS，土壤排水后进 入氧化状态，CdS被氧化为CdSO4, CdSO4可溶于 水，因而镉的移动性和生物有效性增大，因而水分 管理与硫肥管理相结合，可有效调控土壤镉的生物 有效性。例如，淹水条件下，施加硫肥可显著降低 水稻籽粒镉的累积量（Cao et al.，2018； Fan et al.，

2010） ，而旱作条件下，施加硫肥显著增大镉超累 积植物东南景天（*Sedu加alfredii* Hance ）植株根、 茎、叶的镉含量（Li et al.，2009）。值得一提的是， 对于镉砷复合污染农田土壤，淹水调控减少镉生物 有效性的同时会增大水稻籽粒砷累积量，因此 Arao et al.（ 2009）提出合理调节淹水时间可最大程度地 避免稻米砷过量累积，水稻抽穗期后淹水比水稻抽 穗期前淹水对降低稻米镉累积更有效，而砷累积的 增大量相对较小。

* 1. 原位化学钝化

原位钝化修复技术因具有简便、高效及成本低 等优势而成为农田土壤重金属污染修复极具前景 的修复方法之一。化学钝化一般可分为无机和有机 钝化两大类，常用的无机钝化剂有石灰、石灰石、 黏土矿物、沸石、磷酸盐等，因该类无机钝化剂价 格相对低廉、地壳储量大、对重金属固定效果较好 且对土壤质地结构、理化性质影响较小，近些年来 被广泛应用于重金属污染农田土壤的修复。无机钝 化剂的作用原理主要通过提高土壤pH，使土壤镉 与碳酸盐及氢氧化物形成沉淀的同时增大土壤对 镉的吸附量，以降低土壤镉生物有效性及移动性， 减少农作物的吸收累积。有机钝化剂主要包括生物 炭、生物固体、畜禽粪便等有机废弃物，其修复机 理主要是通过有机钝化剂表面官能团与土壤镉产 生络合作用，减少镉的移动性和有效性。另外，有 机钝化剂施加到土壤中可改善土壤团聚体的结构， 影响土壤理化性质如 pH、 CEC 等，从而间接地影 响镉的生物有效性。

* + 1. 无机钝化剂

黏土矿物是土壤、沉积物、岩石及水体的重要 胶体组分，由含水铝硅酸盐组成，主要通过离子交 换或吸附的方式对土壤环境中的重金属起到固定 作用（Yuan et al.，2013）。室内盆栽及野外田间试 验均证实了黏土矿物对重金属的固定效应（ Yi et al.， 2017）。常用于重金属固定的黏土矿物有海泡 石、坡缕石及膨润土等。海泡石是天然含水的富镁 硅酸盐层状黏土矿物，为镁氧八面体和硅氧四面体 相互交替扩展结构，具有巨大的比表面积和良好的 离子交换能力。Liang et al. （ 2016。通过原位田间 试验发现，添加天然海泡石的稻田土壤 pH 显著提 高，碳酸盐结合态镉浓度增大，土壤酸提取态镉及 可交换态镉浓度均降低，水稻镉吸收量降低，初始 年添加的海泡石对镉的固定作用可持续到第2年， 可见海泡石对污染稻田镉的固定效应具有一定的 延续性。海泡石与石灰石、磷肥及膨润土联合施用 可进一步促进污染土壤镉的固定（梁学峰等，

2011）。

坡缕石又称凹凸棒土、凹土，在中国具有储量 丰富、分布广和价格低廉等优势。坡缕石为晶质水 合镁铝硅酸盐黏土矿物，具有独特的层链状结构特 征，其结构中存在晶格置换，疏松多孔，具备较大 的比表面积和吸附能力，坡缕石对Cd2+的最大吸附 量可达40 mg^g-1，高于普通黏土矿物（Han et al.， 2014）。Liang et al.（2014）研究表明，施加坡缕石 的稻田土壤有效态镉浓度降低，水稻糙米中镉累积 量减少，坡缕石对土壤镉的钝化机理主要是通过提 高pH，使镉与土壤中碳酸盐或氢氧化物形成沉淀。 此外，坡缕石的表面官能团与镉络合，沉淀于络合 的共同作用导致稻田土壤镉的生物有效性降低。

Han et al. （ 2014 ）通过X射线光电子能谱学（XPS ）、 扫描电子显微镜-能量色散光谱法（SEM-EDS ）、X 射线衍射（XRD）及傅里叶变换红外光谱（FT-IR） 等技术进一步证实坡缕石对Cd2+的吸附机制主要为 表面CdCO3沉淀的产生及羟基官能团的络合作用。

膨润土由层状硅酸盐组成，层状硅酸盐结构的 边缘载有多个铝和硅醇官能团，硅铝酸盐表面的同 晶取代作用导致膨润土表面带负电，膨润土表面积 较大，一般可达 700〜800 m2・g-1 （ Schoonheydt， 2002），因而膨润土有较强的吸附和离子交换能力。 Sun et al.（2015）的盆栽试验研究发现，膨润土 （0.5%〜3%）添加至石灰性污染土壤（pH为&2 ）可 使其水溶态和可交换态镉含量降低 42.5%，残渣态 镉升高约 10.0%，水稻地上部镉累积量可降低 26.7%〜31.3%。酸性土壤（pH为5.8）中，添加5% 的膨润土可提高土壤pH，而降低土壤镉的生物有 效性（ Houben et al.， 2012）。

沸石广泛分布于自然土壤和沉积物中，是一种 含水硅铝酸盐矿物，天然沸石具有特殊硅（铝）氧 四面体三维空间结构导致其具备良好的过滤功能 和离子交换性能，对重金属具有较强的吸附能力。 大量研究已经表明，添加沸石可降低土壤镉的生物 有效性，其作用机理与前面所述的黏土矿物类似。 Hamidpour et al.（ 2010）研究表明，沸石对镉的吸 附能力强于膨润土，施加沸石可有效降低土壤镉生 物有效性和玉米地上部和根部镉累积量。近年来， 纳米沸石（晶粒尺寸至少有一个维度小于 1000 nm） 的应用逐渐受到重视，与传统沸石相比，纳米沸石 具有更大的比表面积，使其具有更丰富可调的表面 电荷和可交换的表面离子。对比研究证实，纳米沸 石的镉钝化效果优于普通沸石，尽管纳米沸石和普 通沸石均可提高土壤 pH 和阳离子交换量，但纳米 沸石处理组土壤镉浓度及大白菜（ *Brassica rapa pekinensis*）中镉浓度均低于普通沸石处理组（迟荪 琳等， 2017），可见纳米沸石在土壤重金属修复方 面具有更为广泛的应用前景。

磷是植物必需的大量营养元素之一，土壤磷酸 盐可通过吸附重金属或与重金属形成磷酸金属沉 淀，从而抑制土壤重金属的移动性和有效性。研究 发现 KH2PO4 可显著促进土壤镉的固定，抑制镉的 生物有效性，降低植物和蚯蚓镉吸收累积量（ Bolan et al.， 2003a； Pearson et al.， 2000）。土壤中磷酸根 的施入能增加土壤表面负电荷，使Cd2+吸附在土壤 颗粒周围（Ma et al.，1995 ），此外，Cd2+可进入到 磷酸盐无定型晶格中而被固定，从而减少其移动性 和生物有效性（Cao et al.，2004）。磷酸盐对土壤镉 的钝化效率与磷酸盐种类、粒径大小及土壤性质等 因素相关，例如Yin et al. （2015。通过对比研究4 种磷酸型肥料（磷酸氢二铵、磷酸氢二钾、过磷酸 钙和磷酸三钙）对土壤镉的固定效果，发现磷酸氢 二钾的镉钝化效果最佳，可降低48.7%的有效态镉， 其次为磷酸二氢铵，可降低 44.05%的土壤有效态 镉，而过磷酸钙和磷酸三钙的钝化效果不明显。磷 酸氢二钾及磷酸二氢铵均可较大程度地释放土壤有 效磷酸盐，有效磷酸盐与土壤镉形成沉淀化合物， 从而降低镉的移动性和生物有效性。小粒径（ ＜35 gm ）的磷矿石的固定作用优于大粒径（＞35 gm ）磷 矿石（Chen et al.，2006）。研究表明，KH2PO4添加 可提高土壤pH，增大土壤表面负电荷数，增大土壤 对镉的吸附，相同浓度磷酸盐处理下，水铝英石土 壤的pH、表面负电荷、镉吸附量的升高或增大幅度 均比非水铝英石土壤大，镉的固定效果更佳（ Bolan et al.，2003b）。值得注意的是，尽管磷肥对镉具有 固定或钝化作用，磷肥往往含有一定量的镉，因此 磷肥也被认为是农田土壤镉污染的重要来源之一， 因此磷肥的施用需进一步考察其环境风险。

* + 1. 有机钝化剂

生物炭通常指树木、农作物废弃物、植物组织或 动物骨骼等生物质在无氧或者部分缺氧及相对低温 （＜700 °C ）条件下热裂解炭化形成的一类多孔、高度 芳香化、难溶性的固态物质，其含C率达60%以上, 伴之 H、 O、 N、 S 等元素。生物炭具有较大的比表 面积和发达的微孔结构，因而具有较强的吸附能力。 此外，生物炭因含有一定量的灰分而呈碱性，且生物 炭表面有机官能团可吸收土壤中的H+，因而施加生 物炭可提高土壤pH （Zwieten et al.，2010）。生物炭 较强的吸附能力及较高的pH，通过吸附或沉淀作用 而降低土壤孔隙水中重金属浓度，从而减少重金属对 微生物、植物及土壤动物的生物有效性。

研究表明，大部分生物炭如由玉米秸秆、小麦 秸秆、水稻秸秆、花生壳、鸡粪等原材料制成的生 物炭添加到镉污染土壤中，均可通过提高土壤 pH 和有机质含量，从而降低土壤镉的生物有效性，如 Lu et al.( 2017)研究发现，与对照处理组相比， 5% 的水稻秸秆生物炭处理的污染土壤中酸提取态镉 降低11%，而有机结合态镉升高37%，水稻秸秆生 物炭主要通过将土壤的镉转化为有效性较低的有 机结合态镉，从而对镉达到固定作用。 Qiao et al. ( 2015)研究表明，玉米秸秆生物炭添加到重度镉 污染土壤中可显著降低镉的生物有效性，减少玉米 镉的吸收累积量，提高玉米的生物量。 Bian et al. ( 2014)通过连续 3 年的追踪试验证实了生物炭添 加对污染稻田中的镉可起到持续固定作用，其固定 机理主要为生物炭添加可提高土壤pH，增大有机 质含量，对稻田土壤中的镉产生沉淀和表面吸附作 用。Sui et al.(2017。通过连续3年的盆栽试验发 现，生物炭添加显著降低初始年份的旱地土壤镉生 物有效性，降低小麦(*Triticum aestivum* L.)镉吸收 量，提高小麦的产量，而在随后两年的淹水处理条 件下，生物炭对镉生物有效性的降低效应不明显， 可见周期性的落干-淹水处理引起的土壤pH及氧化 还原电位变动导致生物炭对镉有效性调控效率降 低。生物炭对重金属生物有效性的影响与土壤本身 的吸附性能有关，研究表明，酸性木炭和碱性鸡粪 生物炭对高吸附性能的新成土中镉的溶解性和生 物有效性无显著影响，而 5%的碱性鸡粪生物炭可 降低约 50%的吸附性能低的火山灰土、始成土溶解 性和生物有效性( Qi et al.， 2018)。

有机废弃物可作为土壤改良剂修复退化土壤， 常用的有机废弃物包括动物粪便、生物固体、城市 固体垃圾堆肥、作物残体等。有机废弃物施加到土 壤中可通过影响土壤pH、电导率以及大量和微量 营养元素等理化性质，从而影响土壤镉的生物有效 性( Khan et al.， 2014)。土壤有机废弃物添加可通 过增多土壤表面电荷、增加土壤有效金属吸附点位 (如有机矿物、含铝化合物、磷酸盐等)从而促进 土壤镉的吸附(Brown et al.，1998 )。有机物的施加 可提高土壤pH，降低土壤溶液中Cd2+的浓度(Liu et al.，2015a)，而土壤pH的提高可促进羟基、羧 基、酚类等官能团疋的解离，进而增大这些官能团 对镉的亲和性(Bolan et al.，2003c)。有研究表明， 土壤有机废弃物的添加可将溶解态和可交换态镉 转化为有机结合态镉从而降低镉的生物有效性，减 少生物对镉的吸收( Chen et al.， 2010； Liu et al.， 2009a)。施用堆肥可降低土壤镉的溶解性和移动 性，从而降低高粱(*Sorghum bicolor*。中镉的含量 ( Shaheen et al.， 2017)。

1. 生物方法
   1. 低镉累积作物筛选

不同作物种类对镉的累积量有所差异，例如镉 污染土壤中豆类作物(豆科Leguminosae )镉累积 量较低，根菜类蔬菜(伞形科 Umbelliferae 和百合 科Liliaceae )镉累积量居中，而叶类蔬菜(菊科 Asteraceae和藜科Chenopodiaceae。镉累积量相对 较高( Alexander et al.， 2006)。而同种作物的不同 品种(基因型)的镉吸收累积也存在差异( Grant et al.，2008 )，已有研究表明，水稻(*Oryza sativa* L.)、 大麦(*Hordeum vulgare* L.)、玉米(*Zea mays* L.)、 小麦、胡萝卜*(Daucus carota* L.)、大白菜、豌豆 *(Pisum sativum* L. )、土豆 (*Solanum tuberosum* L.)、 花生*(Arachis hypogaea* L.)及空心菜*(Ipomoea aquatica* Forsk.)等农作物的不同品种镉吸收累积量 差异较大。表 1 列举了部分有关不同种类作物的基 因型差异对镉吸收累积的研究及相关结论，已有的 研究均表明筛选低累积作物对于中低浓度镉污染

表1 部分不同作物的不同品种对镉累积差异相关研究

Table 1 Parts of the relative research works concerning on Cd accumulation in different species of different crops

|  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- |
| Crop species | Tested cultivars number | Main results | References |
|  |  | ROL-induced Fe plaque would promote Cd deposition onto root surfaces, and subsequently limit |  |
|  | 25 | metal transfer and distribution in rice plant tissues. Shengnong 265 and Suihongnuo appeared to (Cheng et al., 2014) | |
|  |  | accumulate lower Cd in the shoots  At the low level of Cd exposure, 30 out of the 43 tested cultivars were found to be Cd-pollution-safe cultivars (PSCs). No Cd-PSCs were found under the high level of Cd exposure. | (Yu et al., 2006) |
| Rice *(Oryza sativa* L.) | 43 | Yield was enhanced in some cultivars and depressed in others in response to elevated soil Cd, indicating that farmers cannot rely on yield depression as an indicator of toxicity of the grains  Wide variation of Cd content in grain was found in a range of 0.004~0.057 mg^kg-1 among the  110 cultivars，Higher Cd in grains of super rice cultivars was observed compared to the common |  |
| 110 | hybrid ones. A highly significant positive linear correlation of grain Cd/Zn with grain Cd was found for super rice and common hybrid cultivars, meanwhile much higher slope for these hybrid cultivars than the reported non-hybrid cultivars was also observed | (Shi et al., 2009) |
|  |
|  |  | 52 rice cultivars of different types collected from different origins were cultivated in a soil containing a Cd concentration of 100 mg・kg-1. The Cd concentrations in brown rice ranged from 0.22 to 2.86 mg・kg-1. The distribution ratios of the Cd accumulated in brown rice to the total Cd |  |
|  | 52 | accumulation in the above-ground rice plant varied greatly from 12.9 to 137.8 g・kg-1 and there was significant correlation between the distribution ratios and Cd concentrations in brown rice. These indicated that Cd concentration in rice grain is governed by the transport of Cd from root to shoot and also from shoot to grain | (Liu et al., 2005) |

续表1 部分不同作物的不同品种对镉累积差异相关研究

Continued table 1 Parts of the relative research works concerning on Cd accumulation in different species of different crops

Tested cultivars

Crop species

number

Main results

References

The Cd-109 uptake from solution did not differ between high and low grain Cd accumulators. The removal of Cd from the rhizosphere soil increased, likely due to increased root CEC with increased

24 grain Cd accumulation propensity, except in spring bread wheat. If the soil Cd concentration was (Greger et al., 2008)

elevated, root CEC increased, as did pH, and succinic acid levels inthe exudates, while lactic and citric acid levels in root exudates decreased. The higher root CEC in high accumulating cultivars may influence the release of Cd from the soil

Results show that 90% of the wheat cultivars showed no significant decrease in shoot biomass, the tested wheat cultivars had considerable tolerance to Cd toxicity. There were significant (p Overall, the (Liu et al., 2015b) wheat cultivars LF-13, LF-16, and LF-21 had lower Cd accumulating abilities in their shoots

Wheat (*Triticum*

*aestivum* L.) 30

25

Wheat plants grown in water contaminated with 1 gmol-L'1 Cd had significant inhibitory effect on the shoot dry weight of wheat cultivars. The Cd effect on the root dry weight depended on the cultivars which decreasing the root dry weight in spring wheat cultivars but increasing the root dry weight in (Liu et al., 2011) half-winter wheat cultivars. And the 25 wheat cultivars were classified into three types:high Cd accumulation type,mean Cd accumulation type and low Cd accumulation type

New Beijing 3 and Fengyuanxin 3 could be considered as Cd-safe Cultivars CSCs. the two cultivars

40 can be cultivated in low to moderate Cd-contaminated soils (Cd concentration. The field studies (Liu et al., 2009b;

further identified Lvxing 70 as a Cd-excluder genotype (CEG), which is suitable to be planted in low Liu et al., 2010) Cd-contaminated soils (Cd concentration should be lower than 1.25 mg-kg'1) for food safety Seven CSGs were identified as Cdpsafe genotypes based on their Cd tolerance, shoot Cd

Cabbage

(*Brassica  
pekinensis* L*.*)

21 concentrations, Cd enrichment factors (EFs), and translocation factors (TFs), Beijingxin3 was (Wang et al., 2015b)

confirmed to be safe to grow in soil with Cd level up to 3.39 mg-kg-1 with Cd accumulation in its shoots well below the permitted level Six of the 31 cultivars (49-NO.19, 49 caixin, Xianggang 49, Chihua NO.4, Luhao 70, Youlu 80)

31 accumulated low concentration of Cd, which could be defined as typical low Cd accumulating (Qiu et al., 2011)

cultivars and can be used as Cd contaminated soil

Water spinach grown under anaerobic conditions effectively reduces Cd accumulation in edible parts.

32 Low Cd-accumulating cultivars (Chunqingliuye, CQLY, Zixinshuiweng, ZXSW) tend to possess a (Xiao et al., 2015)

high ability to reduce Cd bioavailability in rhizosphere soil, as well as decrease Cd uptake, and translocation from root to shoot

Concentrations of Cd in edible parts of six cultivars, cv. Daxingbaigu, Huifengqing, Qiangkunbaigu,

30 Qiangkunqinggu, Shenniuliuye, and Xingtianqinggu, were lower than 0.2 mg-kg-1, (the maximum (Wang et al., 2009)

Water spinach

(*Ipomoea  
aquatica* Forsk.)

level (ML) of Cd allowed by the Codex Alimentarius Commission (CAC) standard, even under middle-Cd treatment. Accordingly, these cultivars were treated as typical Cd-PSCs. Application of the PSC strategy to produce water spinach that is safer consume is feasible and necessary

Nearly two-fold variations of heavy metal concentrations were found among the 15 cultivars. Cd concentrations positively correlated with Ca and Zn concentrations. s. LaCl3 significantly reduced the

15 phyto-uptake of Cd. The cultivar differences in heavy metal accumulation coincided with the (He et al., 2015)

concentration variation of metals activated by low molecular weight organic acids (LMWOAs) in the rhizosphere

150

Soybean (*Glycine  
max*)

23

The Cd concentration in the shoots of plants at the vegetative stage is already controlled by the roots Cd concentration in the same way that it determines seed Cd concentration. There is no need to wait until the full maturity stage because the inter-cultivar difference in seed Cd concentration can be predicted from the Cd concentration in the shoots of seedlings. The 150 cultivars/lines were roughly divided into 2 groups based on the relationship between these 2 Cd concentrations. One group was cultivars in which seedlings and seeds both had low Cd concentrations (low Cd accumulation group, *n*=129), and the other group was the opposite (high Cd accumulation group, *n*=21). Seed Cd concentration can be predicted using the ratio of Cd and Zn concentrations in seedlings, and the150 cultivars could be clearly divide the 2 groups with no overlap. Measuring Cd/Zn in seedlings therefore makes it possible to select cultivars with low Cd accumulation tendency readily, without waiting to harvest the seeds

Biometric, physiological and biochemical parameters revealed better performance for S951-3 and high sensitivity of Q17-3 to Cd toxicity. S951-3 and Q17-3 were used in the succeeding experiment to investigate the mechanisms of Cd tolerance in soybean. Cadmium, MDA contents, and activity of antioxidant enzymes were significantly increased with Cd treatment, being higher in Q17-3. These data suggest S951-3 as more

(Sugiyama et al.,  
2011)

(Shami et al.,  
2014)

resistant genotype than Q17-3 to Cd stress

Peanut (*Arachis*

*hypogaea* L.)

Peanuts exhibited large variations among cultivars in terms of Cd accumulation and distribution at the whole-plant and seed levels. The peanut cultivars were divided into three groups based on [Cd]

15 embryos as follows: (1) high Cd accumulators (Zhenghong 3 and Haihua 1), (2) low Cd accumulators (Shi et al., 2014)

(Qishan 208, Luhua 8, and Yuhua 15), and (3) intermediate Cd accumulators (10 remaining cultivars)

土壤的安全利用具有可行性。

不同作物基因型差异引起的镉吸收累积差异 机制不同，部分低累积作物主要通过减少镉由根部 向地上部转移的方式降低可食部位镉浓度，如在低 镉累积大豆（品种Enrei）根细胞内发现有与镉形成 螯合物的蛋白质和氨基酸，减少镉向地上部的迁移 ( Ahsan et al.， 2012)。此外，部分植物通过减少根 细胞镉吸收的途径而降低地上部镉的累积量，该过 程主要以根细胞壁作为有效吸收屏障，而根细胞分 泌的与镉亲和性较高的有机物可进一步降低根细 胞镉吸收量(0veSka et al.，2014 )。相同浓度镉胁 迫3 d后，耐镉小麦(品种RAJ 4161)根部植物螯 合肽合成酶增加，而镉敏感小麦(品种 PBW343) 减少；胁迫 10 d 后，耐镉小麦镉根部和叶部抗坏血 酸过氧化物酶和谷胱甘肽还原酶达到最大值，表明 两种不同品种小麦的镉耐性差异机制主要表现为 mRNA表达的差异(Kumari et al.，2015 )。有研究 表明，基因调控水平上，导致水稻镉吸收累积差异 的主要机制是编码 HMA3 转运蛋白基因的差异 (Xiao et al.，2015 )，水稻等位基因OsHMA3影响 镉从根部到地上部的转移效率，OsHMA3基因静默 可导致水稻根部镉向地上部转移量增大( Ueno et al.， 2010)； 0sHMA3 突变导致功能丧失，镉向地 上部运转大幅度增加(Yan et al.,2016)，而OsHMA3 基因过量表达则减少了镉的转移(Sasaki et al.， 2014) OsNramp5基因负责将细胞外部溶液中的镉 转移到根细胞内，研究表明，除去OsNramp5基因 的水稻突变体根部镉吸收量比野生型的水稻降低 90% ( Sasaki et al.，2012； Yang et al.，2014)。Wang et al. (2017)研究发现，不同品种大白菜镉累积量 差异与 Nramp3 表达的差异有关，此外 NRT1.8 的 表达也可能与大白菜镉累积有一定关系。值得一提 的是，低累积作物的低累积特性存在不稳定性，如 研究发现籽粒低累积小麦品种(尧麦和洛优 9909) 在连续种植3 年后，第3 年籽粒中镉质量分数超过 0.1 mg-kg-1，可见多代种植后作物的低累积特性可 以发生变化(肖亚涛， 2016)。

* 1. 超镉累积植物筛选

镉超累积植物是指叶部镉累积量高于 100 mg-kg-1的植物，同时该植物地上部镉含量与根系镉 含量的比值应大于1 ( Baker et al.，1989 )。公认的 镉超级累植物只有遏蓝菜( *Thlaspi caerulescens* )等 少数几种十字花科植物，遏蓝菜为麦田主要杂草之 一。水培条件下，相比白玉草(*Silene venosa*。和 西红柿*(Ycopersicon esculentum* )，遏蓝菜将镉由培 养液向地上部转移的效率均较高，但遏蓝菜生物量 较小、生长较为缓慢且机械收割困难，导致其镉修 复的应用受到一定程度的限制(Brown et al., 1995 )。 McGrath et al. ( 2006 )研究表明，种植14个月的遏 蓝菜可将污染土壤中 21.7%的镉去除，且土壤镉的 去除率远高于仅种植4个月的遏蓝菜处理组，可见 合理延长种植时间可提高遏蓝菜镉去除率。 Wei et al.( 2005)发现一种镉超累积植物——龙葵 (*Solanum nigrum* L.)，当土壤镉质量分数为20~60 mg-kg-1时，龙葵地上部镉累积量可达110~460 mg-kg-1，其镉富集系数可高达2.68,且地上部镉累 积量高于根部。相比遏蓝菜，龙葵的生长迅速，生 物量大(正常环境下可达 1 m 高)，因而龙葵修复 镉污染土壤的前景较好。

锌超累积植物鼠耳芥(*Arabidopsis halleri*。对 镉也有超累积作用，有报道显示部分鼠耳芥品种地 上部镉的累积量可超过100 mg-kg-1 ( Bert et al.， 2002； Dahmani-Muller et al.， 2000)。研究表明，鼠 耳芥主要通过木质部汁液载入和运输镉，且该过程 消耗能量，镉在木质部汁液中主要以无机离子形态 进行迁移( Ueno et al.， 2008)。尽管鼠耳芥生物量 不大，但其生长周期短，因而应用鼠耳芥修复农田 土壤镉具有一定的可行性。在中国发现的原生态镉 超累积植物为东南景天，属景天科，为自然进化的 锌、镉超累积植物，其茎、叶中镉含量可分别高达 9 000 mg-kg-1 和 6 500 mg-kg-1 ( Yang et al.， 2004 )， 但东南景天生物量小，生长缓慢，修复效率相对较 低，限制了其工程应用。

近年来研究发现，印度芥菜( *Brassica juncea*) 对较强的耐性，且生物量较大，其吸收的总镉量远 高于东南景天。油菜是中国主要农作物之一，其中 芥菜型油菜和印度芥菜是同属同种植物，并且它们 还有较强耐瘠薄的能力。水培和土培条件下，油菜 品种Xikou Huazi对镉具有耐性，可作为植物修复 材料*(*Su et al.，2002 )，品种 Zhongyou 821 对镉的 耐性较差;Wang et al.( 2003 )研究表明，Xikou Huazi 型油菜根际土壤碳酸盐结合态镉和有机结合态镉 含量均高于非根际土壤，而 Zhongyou 821 型油菜根 际和非根际土壤中碳酸盐结合态镉和有机结合态 含量无显著差异，可见镉耐性油菜品种根际具有降 低镉生物有效性的作用(Ru et al.，2006 )。郭艳杰 等( 2009)研究发现， Cd、 Pb 复合污染条件下， 与油菜相比，印度芥菜对重金属 Cd、 Pb 的耐性较 强，地上部生物量较大，是同处理油菜的 1.1~2.0 倍，两种植物对土壤Cd的吸收均达到100 mg-kg-1 以上，表现出超富集特性。

观赏植物如某些品系菊花对镉也具有一定的 耐性作用，例如 Ramana et al.( 2009)评估了野菊 花*(Chrysanthemum indicum* L.)和万寿菊*(Tagetes erecta* L.)对土壤镉的植物提取能力，研究发现野 菊花可耐受高达200 mg-kg-1的镉污染，而万寿菊在 此污染水平下出现死亡。野菊花镉累积量是万寿菊 的 3 倍。尽管野菊花可从土壤中吸收较大量的镉， 但其植株内部镉由根部向地上部转移受限，而万寿 菊镉吸收量较少，但其内部镉由根部向地上部转移 效率较野菊花高。万寿菊地上部镉累积量大于 100 gg・g-1且地上部镉与根部镉浓度比值大于1，因此万 寿菊为镉的超累积植物。与普通植物相比，多年生 经济作物苎麻(*Boehmeria nivea*)对镉、砷等重金 属具有较强的耐受能力，其对镉的富集系数可达 2.1，转运系数可达 3.0，但在未经活化调控的污染 土壤中，苎麻的植物提取能力相对较低，限制了其 土壤修复的应用(Epstein et al.， 1999 )。

无论是超积累植物还是低累积作物，植物从土 壤中吸收重金属后若不经过合理处置，又将回归至 土壤环境，再次造成污染，因此重金属富集植物生 物质的处置是制约植物修复商业化应用的重要因 素之一。基于减量化、无害化和资源化原则，焚烧 法、灰化法、堆肥法、压缩填埋法、高温分解法、 液相萃取法和植物冶金等为处置重金属富集植物 生物质的主要技术(刘维涛等， 2014)。

1. 联合调控方法
   1. 钝化剂与低累积作物联合的安全生产体系

工业快速发展引起耕地面积锐减，重金属超标 土壤的农业利用是在中国耕地资源紧张、粮食和食 物安全形势严峻前提下的一种不得已的选择(曾希 柏等， 2013)。在中低浓度镉污染农田土壤中，采 用化学钝化剂联合低累积作物有望实现镉超标农 田土壤的安全利用。

小麦秸秆生物炭施用及低镉累积水稻品种种 植均可降低稻米镉累积量，且生物炭施用对低镉累 积的水稻品种的降镉效应高于高镉累积水稻品种， 低镉累积水稻品种与生物炭联合施用可减少 69%〜 80%的稻米镉累积量，因而低镉累积水稻品种联合 生物炭施用可用于修复镉污染稻田土壤，从而降低 人类健康风险( Chen et al.， 2016)。钝化剂石灰和 煤渣混施，可使水稻镉累积量降低 38.3%〜9.1%； 而石灰、煤渣和甘蔗渣混施，可使水稻糙米镉累积 量降低 58.3%〜70.9%；种植低镉累积水稻品种 ( Xiang Zaoxian 32)糙米中镉含量低于食品安全标 准限值*(*0.2 mg^kg-1 )；选育低累积品种并合理配施 钝化剂可保障污染农田土壤农产品安全(He et al.， 2017)。

陈东哲等(2016)在稻田Cd中污染区采用VIP 技术( Variety， Irrigation and pH adjustment， V 指 采用低镉品种，I指水分控制，P指调节酸碱度)进 行修复治理小区、示范试验，证实种植低累积 Cd 水稻品种、施用适量生石灰的“VIP技术”有明显 降稻米Cd效果，对稻田土壤Cd降解没有明显效果， 但中、轻度稻田 Cd 污染区早稻收割期土样全 Cd 和有效 Cd 含量都明显高于晚稻收割期，早稻稻米 Cd含量明显低于晚稻稻米。谢敏等(2017 )研究发 现，在早稻生产中，施用生石灰可极显著降低稻谷 总镉含量，在晚稻生产中，“IP”和“VIP+土壤调 理剂”处理，可极显著降低稻谷总镉含量。

* 1. 低累积作物与超累积植物套种或轮作农艺调 控体系

镉超累积植物龙葵与低镉累积白菜套种，第一 轮套种试验，90 d后土壤中10%的镉被去除，添加 甘氨酸、谷氨酸、半胱氨酸等植物提取促进剂可将 土壤镉去除率提高至 20%；第二轮套种试验中，即 使添加植物提取促进剂后小白菜植株中镉浓度仍 低于食品限量标准，达到可食用标准(Niu et al.， 2015)。中低浓度镉污染土壤中，龙葵与低镉累积 大葱品种套种试验研究发现土壤镉的去除率为 7%，龙葵的生长并不影响大葱( *Allium victorialis*) 的生物量，且大葱地上部镉累积量低于标准限量， 可见采用低累积作物与超累积植物套种可达到“边 生产边修复”的目的(Wang et al.，2015a)。通过 合理的水肥管理，低镉累积型空心菜及青菜与东南 景天的轮作使土壤镉的去除率高达 56.5%， DTPA 提取态镉降低 62.3%，作物镉吸收量降低，东南景 天生物量增大( Tang et al.， 2017)。

1. 结论与展望

农田土壤镉污染引起的农产品安全问题备受 关注，在当前中国耕地资源紧缺背景下，如何保障 中低浓度镉污染农田土壤的安全利用是研究热点 也是难点。尽管近几十年来国内外学者已经通过物 理、化学、生物和化学-生物联合等技术修复镉污染 农田土壤，并取得一系列研究成果，部分还在生产 上得以推广实施，但由于土壤本身的复杂性加之作 物对生长环境的强烈依赖性等主要因素导致上述 部分研究成果无法在真实环境或者大范围内应用。 此外，农田生态系统极易受到环境和人为因素的影 响，因此无论基于物理、化学还是生物方法的镉生 物有效性调控技术都无法持久，环境因子的波动很 有可能会导致镉形态的转变，从而影响作物镉吸 收、累积过程。

结合实际农业生产，今后的研究工作应主要 集中在以下几个方面：( 1)系统解析土壤镉生物 有效性主控环境因子及作用机制，构建基于环境 主控因子的农田土壤镉生物有效性最佳调控技术 体系；( 2)深入探究低累积作物或超富集植物镉 吸收的关键生物过程，寻找植物镉耐性基因或转 运蛋白，探寻转基因植物在镉污染农田土壤中的 应用及前景；( 3)从农业生态工程角度出发，结 合污染特征、作物种类、耕作模式、钝化剂类型、 水肥管理等探索绿色、高效联合调控技术规程， 切实指导农业生产。

参考文献：

ADDITIVES J F W E C 0 F, 0RGANIZATI0N W H. 1989. Evaluation of certain food additives and contaminants. Thirty-third Report of the Joint FA0/WH0 Expert Committee on Food Additives [R]. World Health 0rganization Technical Report, 776(2): 1.

AHSAN N, NAKANURA T, K0MASTU S. 2012. Differential responses of microsomal proteins and metabolites in two contrasting cadmium (Cd)-accumulating soybean cultivars under Cd stress [J]. Amino Acids, 42(1): 317-327.

ALEXANDER P D, ALL0WAY B J, D0URAD0 A M. 2006. Genotypic variations in the accumulation of Cd, Cu, Pb and Zn exhibited by six commonly grown vegetables [J]. Environmental Pollution 144(3): 736-745.

ALL0WAY B J. 1995. Heavy metals in soils [M]. 2 ed. London, Springer.

ARA0 T, KAWASAKIi A, BABA K, et al. 2009. Effects of Water Management on Cadmium and Arsenic Accumulation and Dimethylarsinic Acid Concentrations in Japanese Rice [J]. Environmental Science & Technology, 43(24): 9361-9367.

BAKER A J M, BR00KS R R. 1989. Terrestrial Higher Plants Which Hyperaccumulate Metallic Elements, A Review of Their Distribution, ecology and phytochemistry [J]. Biorecovery, 1: 81-126

BERT V, B0NNIN I, SAUMTI0ULAPRADE P, et al. 2002. Do Arabidopsis halleri from nonmetallicolous populations accumulate zinc and cadmium more effectively than those from metallicolous populations? [J]. New Phytologist, 155(1): 47-57.

BIAN R, J0SEPH S, CUI L, et al. 2014. A three-year experiment confirms continuous immobilization of cadmium and lead in contaminated paddy field with biochar amendment [J]. Journal of Hazardous Materials, 272(4): 121-128.

B0LAN N S, ADRIAN0 D C, DURAISAMY P, et al. 2003a. Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. III. Effect of biosolid compost addition [J]. Plant & Soil, 256(1): 231-241.

B0LAN N S, ADRIAN0 D C, MANI P A, et al. 2003b. Immobilization and phytoavailability of cadmium in variable charge soils. II. Effect of lime addition [J]. Plant & Soil, 251(2): 187-198.

B0LAN N S, ADRIAN0 D C, MANI S, et al. 2003c. Adsorption, complexation, and phytoavailability of copper as influenced by organic manure [J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 22(2): 450-456.

BR0WN S L, CHANEY R L, ANGLE, J S, et al. 1995. Zinc and Cadmium uptake by hyoeraccumulator Thlaspi-careulescens grown in nutrient solution [J]. Soil Science Society of America Journal, 59(1): 125-133.

BR0WN S L, CHANEY RL, ANGLE J S, et al. 1998. The phytoavailability of cadmium to lettuce in long-term biosolids-amended soils [J]. Journal of environmental quality, 27(5): 1071-1078.

CA0 X, MA L Q, RHUE D R, et al. 2004. Mechanisms of Lead, Copper, and Zinc Retention by Phosphate Rock[J]. Environmental Pollution, 131(3): 435-444.

CA0 Z Z, QIN M L, LIN X Y, et al. 2018. Sulfur supply reduces cadmium uptake and translocation in rice grains (*Oryza sativa* L.) by enhancing iron plaque formation, cadmium chelation and vacuolar sequestration [J]. Environmental Pollution, 238: 76-84.

CHEN D, HU G, LI R Y, et al. 2016. Low uptake affinity cultivars with biochar to tackle Cd-tainted rice——A field study over four rice seasons in Hunan, China [J]. Science of the Total Environment, 541: 1489-1498.

CHEN H S, YUAN H Q, LIU L N, et al. 2010. Poultry manure compost alleviates the phytotoxicity of soil cadmium: influence on growth of pakchoi (*Brassica chinensis* L.) [J]. Pedosphere, 20(1): 63-70.

CHEN S B, ZHU Y G, MA Y B. 2006. The effect of grain size of rock phosphate amendment on metal immobilization in contaminated soils [J]. Journal of Hazardous Materials, 134(1-3): 74-79.

CHENG H, WANG M, MING H W, et al. 2014. Does radial oxygen loss and iron plaque formation on roots alter Cd and Pb uptake and distribution in rice plant tissues? [J]. Plant & Soil, 375(1-2): 137-148.

DAHMANI-MULLER H, 00RT F V, GELIE B, et al. 2000. Strategies of heavy metal uptake by three plant species growing near a metal smelter [J]. Environmental Pollution, 109(2): 231-238.

EPSTEIN A L, GUSSMAN C D, BLAYL0CK M J, et al. 1999. EDTA and Pb-EDTA accumulation in Brassica juncea grown in Pb-amended soil [J]. Plant & Soil, 208(1): 87-94.

FAN J L, HU Z Y, ZIADI N, et al. 2010. Excessive sulfur supply reduces cadmium accumulation in brown rice (*Oryza sativa* L.) [J]. Environmental Pollution, 158(2): 409-415.

FULDA B, V0EGELIN A, KRETZSCHMAR R. 2013. Redox-Controlled Changes in Cadmium Solubility and Solid-Phase Speciation in a Paddy Soil as Affected by Reducible Sulfate and Copper [J]. Environmental Science & Technology, 47(22): 12775-12783.

GRANT C A, CLARKE J M, DUGUID S, et al. 2008. Selection and breeding of plant cultivars to minimize cadmium accumulation [J]. Science of the Total Environment, 390(2-3): 301-310.

GREGER M, LANDBERG T. 2008. Role of rhizosphere mechanisms in Cd uptake by various wheat cultivars [J]. Plant & Soil, 312(1-2): 195-205.

HAMIDP0UR M, AFYUNI M, KALBASI M, et al. 2010. Mobility and plant-availability of Cd(II) and Pb(II) adsorbed on zeolite and bentonite [J]. Applied Clay Science, 48(3): 342-348.

HAN J, XU Y M, LIANG X F, et al. 2014. Sorption Stability and Mechanism Exploration of Palygorskite as Immobilization Agent for Cd in Polluted Soil [J]. Water Air Soil Pollution, 225(10): 1-13.

HASHIM0T0 Y, YAMAGUCHI N. 2013. Chemical Speciation of Cadmium and Sulfur K-Edge XANES Spectroscopy in Flooded Paddy Soils Amended with Zerovalent Iron [J]. Soil Science Society of America Journal, 77(4): 1189-1198.

HE B Y, LING L, ZHANG L Y, et al. 2015. Cultivar-specific differences in heavy metal (Cd, Cr, Cu, Pb, and Zn) concentrations in water spinach (*Ipomoea aquatic* Forsk) grown on metal-contaminated soil [J]. Plant Soil, 386(1-2): 251-262.

HE Y B, HUANG D Y, ZHU Q H, et al. 2017. A three-season field study on the in-situ remediation of Cd-contaminated paddy soil using lime, two industrial by-products, and a low-Cd-accumulation rice cultivar [J]. Ecotoxicology & Environmental Safety, 136: 135-141.

H0UBEN D, PIRCAR J, S0NEET P. 2012. Heavy metal immobilization by cost-effective amendments in a contaminated soil: Effects on metal leaching and phytoavailability [J]. Journal of Geochemical Exploration, 123(12): 87-94.

KHAN S, REID B J, LI G, et al. 2014. Application of biochar to soil reduces cancer risk via rice consumption: a case study in Miaoqian village, Longyan, China [J]. Environment International, 68(4): 154-161.

KUMARI N, PARMAR P, SHARMA V. 2015. Differential gene expression in two contrasting wheat cultivars under cadmium stress [J]. Biologia Plantarum, 59 (4): 1-7.

LI H H, YANG X. 2009. Effects of sulfur on accumulation, subcellular distribution and chemical forms of cadmium in hyperaccumulator- *Sedum alfredii* Hance [J]. Plant Nutrition & Fertilizer Science, 100(2): 395-402.

LI J R, XU Y M. 2017. Immobilization remediation of Cd-polluted soil with different water condition [J]. Journal of Environmental Management, 193: 607-612.

LIANG X F, HAN J, XU Y M, et al. 2014. In situ field-scale remediation of Cd polluted paddy soil using sepiolite and palygorskite [J]. Geoderma, 235-236(4): 9-18.

LIANG X, XU Y, XU Y, et al. 2016. Two-year stability of immobilization effect of sepiolite on Cd contaminants in paddy soil [J]. Environmental Science & Pollution Research, 23(13): 12922-12931.

LINDSAY W L. 1979. Chemical equilibria in soils [J]. Clays & Clay Minerals, 28(4): 319-319.

LIU J G, ZHU Q S, ZHANG Z J, et al. 2005. Variations in cadmium accumulation among rice cultivars and types and the selection of cultivars for reducing cadmium in the diet [J]. Journal of the Science of Food & Agriculture, 85(1): 147-153.

LIU K, LV J, HE W, et al. 2015a. Major factors influencing cadmium uptake from the soil into wheat plants [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 113: 207-213.

LIU L, CHEN H S, CAI P, et al. 2009a. Immobilization and phytotoxicity of Cd in contaminated soil amended with chicken manure compost [J]. Journal of Hazardous Materials, 163(2-3): 563-567.

LIU W T, ZH0U Q X, AN J, et al. 2010. Variations in cadmium accumulation among Chinese cabbage cultivars and screening for Cd-safe cultivars [J]. Journal of Hazardous Materials, 173(1-3): 737-743.

LIU W T, ZH0U Q X, SUN Y B, et al. 2009b. Identification of Chinese cabbage genotypes with low cadmium accumulation for food safety [J]. Environmental Pollution, 157(6): 1961-1967.

LIU W, LIANG L, ZHANG X, et al. 2015b. Cultivar variations in cadmium and lead accumulation and distribution among 30 wheat (*Triticum aestivum* L.) cultivars [J]. Environmental Science & Pollution Research International, 22(11): 8432-8441.

LIU Y Y, HUANG P X, MA K Q, et al. 2011. Variations of Cd Absorption and Accumulation in Different Wheat Cultivars at Seedling Stage [J]. Journal of Agro-Environment Science, 30(10): 1939-1945.

LU K, YANG X, GIELEN G, et al. 2017. Effect of bamboo and rice straw biochars on the mobility and redistribution of heavy metals (Cd, Cu, Pb and Zn) in contaminated soil [J]. Journal of Environmental Management, 186 (Pt2): 285-292.

LUCAS J B. 1982. Controlling cadmium in the human food chain: a review and rationale based on health effects [J]. Environmental Research, 28(2): 251-302.

MA QY, LOGAN T J, TRAINA S J. 1995. Lead immobilization from aqueous solutions and contaminated soils using phosphate rocks [J]. Environmental Science & Technology, 29(4): 1118-1126.

MAKINO T, KAMIYA T, TAKANO H, et al. 2007. Remediation of cadmium-contaminated paddy soils by washing with calcium chloride: verification of on-site washing [J]. Environmental Pollution, 147(1): 112-119.

MCGRATH S P, LOMBI E, GRAGY C W, et al. 2006. Field evaluation of Cd and Zn phytoextraction potential by the hyperaccumulators *Thlaspi caerulescens* and *Arabidopsis halleri* [J]. Environmental Pollution, 141(1): 115-125.

MCLAUGHLIN M J, PARKER D R, CLARKE J M. 1999. Metals and micronutrients—food safety issues [J]. Field Crops Research, 60(1-2): 143-163.

NIU M F, WEI S H, BAI J Y, et al. 2015. Remediation and Safe Production of cd Contaminated Soil Via Multiple Cropping Hyperaccumulator *Solanum nigrum* L. and Low Accumulation Chinese Cabbage [J]. International Journal of Phytoremediation, 17(7): 657-661.

NORDBERG G F. 2004. Cadmium and health in the 21st century — historical remarks and trends for the future [J]. Biometals, 17(5): 485-489.

OVECKA M, TAKAC T. 2014. Managing heavy metal toxicity stress in plants: biological and biotechnological tools [J]. Biotechnology Advances, 32(1): 73-86.

PEARSON M S, MAENPA K, PIERZYNSKI G M, et al. 2000. Effects of soil amendments on the bioavailability of lead, zinc, and cadmium to earthworms [J]. Journal of Environmental Quality, 29(5): 1611-1617.

QI F, LAMB D, NAIDU R, et al. 2018. Cadmium solubility and bioavailability in soils amended with acidic and neutral biochar [J]. Science of the Total Environment, 610-611: 1457-1466.

QIAO Y, CROWLEY D, WANG K, et al. 2015. Effects of biochar and Arbuscular mycorrhizae on bioavailability of potentially toxic elements in an aged contaminated soil [J]. Environmental Pollution, 206: 636-643.

QIU Q, WANG Y T, YANG Z Y, et al. 2011. Responses of Different Chinese Flowering Cabbage (Brassica parachinensis L.) Cultivars to Cadmium and Lead Exposure: Screening for Cd+Pb Pollution-Safe Cultivars [J]. Clean-Soil Air Water, 39(11): 925-932.

RAMANA S, BISWAS A K, AJAY, et al. 2009. Phytoremediation of cadmium contaminated soils by marigold and chrysanthemum [J]. National Academy Science Letters, 32(11): 333-336.

RU S H, XING J P, SU D C. 2006. Rhizosphere Cadmium Speciation and Mechanisms of Cadmium Tolerance in Different Oilseed Rape Species [J]. Journal of Plant Nutrition, 29(5): 921-932.

SASAKI A, YAMAJI N, Ma J F. 2014. Overexpression of OsHMA3 enhances Cd tolerance and expression of Zn transporter genes in rice [J]. Journal of Experimental Botany, 65(20): 6013-6021.

SASAKI A, YAMAJI N, YOKOSHO K, et al. 2012. Nramp5 is a major transporter responsible for manganese and cadmium uptake in rice [J]. Plant Cell, 24(5): 2155-2167.

SCHOONHEYDT R A. 2002. Smectite-type clay minerals as nanomaterials [J]. Clays & Clay Minerals, 50(4): 411-420.

SHAHEEN S M, BALBAA A A, KHATAB A M, et al. 2017. Compost and sulfur affect the mobilization and phyto-availability of Cd and Ni to sorghum and barnyard grass in a spiked fluvial soil [J]. Environmental

Geochemistry & Health, 39(6): 1305-1324.

SHAMI I H, ZHANG G P, HU H L, et al. 2014. Assessment of the Hazardous effects of Cd on physiological and biochemical characteristics of soybean genotypes [J]. International Journal of Agriculture & Biology, 29(1): 77-79.

SHI G R, SU G Q, LU Z W et al. 2014. Relationship between biomass, seed components and seed Cd concentration in various peanut (*Arachis hypogaea* L.) cultivars grown on Cd-contaminated soils [J]. Ecotoxicology Environmental Safety, 110: 174-181.

SHI J, LI L Q, PAN G X. 2009. Variation of grain Cd and Zn concentrations of 110 hybrid rice cultivars grown in a low-Cd paddy soil [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 21(2): 168-172.

SU D C, HUANG H Z. 2002. The phytoremediation potential of oilseed rape (B. juncea) as a hyperaccumulator for cadmium contaminated soil [J]. China Environmental Science, 22(1): 48-51.

SUGIYAMA M, AE N, HAJIKA M. 2011. Developing of a simple method for screening soybean seedling cadmium accumulation to select soybean genotypes with low seed cadmium [J]. Plant Soil, 341(1-2): 413-422.

SUI F F, ZUO J, CHEN D, et al. 2017. Biochar effects on uptake of cadmium and lead by wheat in relation to annual precipitation: a 3-year field study [J]. Environmental Science and Pollution Research, 25(4): 3368-3377.

SUN Y B, LI Y, XU Y M, et al. 2015. In situ stabilization remediation of cadmium (Cd) and lead (Pb) co-contaminated paddy soil using bentonite [J]. Applied Clay Sciences, 105-106: 200-206.

TANG L, LUO W J, CHEN W K, et al. 2017. Field crops (*Ipomoea aquatica* Forsk. and *Brassica chinensis* L.) for phytoremediation of cadmium and nitrate co-contaminated soils via rotation with *Sedum alfredii* Hance [J]. Environmental Science & Pollution Research, 24(23): 19293-19305.

UENO D, IWASHITA T, ZHAO FJ, et al. 2008. Characterization of Cd translocation and identification of the Cd form in xylem sap of the Cd-hyperaccumulator *Arabidopsis halleri* [J]. Plant & Cell Physiology, 49(4): 540-548.

UENO D, YAMAJI N, KONO I, et al. 2010. Gene limiting cadmium accumulation in rice [J]. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 107(38): 16500-16505.

URAGUCHI S, MORI S, KURAMATA M, et al. 2009. Root-to-shoot Cd translocation via the xylem is the major process determining shoot and grain cadmium accumulation in rice [J]. Journal of Experimental Botany, 60(9): 2677-2688.

WANG J L, YUAN J G, YANG Z Y, et al. 2009. Variation in Cadmium Accumulation among 30 Cultivars and Cadmium Subcellular Distribution in 2 Selected Cultivars of Water Spinach (*Ipomoea aquatica* Forsk.) [J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 57(19): 8942-8949.

WANG J Q, LIU B, SU D C. 2003. Selection of oilseed rapes as a hyperaccumulator for cadmium [J]. Journal of Agricultural University of Hebei, 26(1): 13-16.

WANG J, YU N, MU G, et al. 2017. Screening for Cd-Safe Cultivars of Chinese Cabbage and a Preliminary Study on the Mechanisms of Cd Accumulation [J]. International Journal of Environmental Research and Public Health, 14(4): 395.

WANG S, WEI S, JI D, et al. 2015a. Co-Planting Cd Contaminated Field Using Hyperaccumulator *Solanum Nigrum* L. Through Interplant with Low Accumulation Welsh Onion [J]. International Journal of Phytoremediation, 17(9): 879-884.

WANG X, SHI Y, CHEN X, et al. 2015b. Screening of Cd-safe genotypes of Chinese cabbage in field condition and Cd accumulation in relation to organic acids in two typical genotypes under long-term Cd stress [J]. Environmental Science & Pollution Research International, 22(21): 16590-16599.

WEI S H, ZHOU Q X, WANG X, et al. 2005. A newly-discovered Cd-hyperaccumulator *Solanum nigrum* L [J]. Chinese Science Bulletin, 50(1): 33-38.

XIAO Q Q, MING H W, HUANG L, et al. 2015. Effects of cultivars and water management on cadmium accumulation in water spinach (*Ipomoea aquatica* Forsk.) [J]. Plant & Soil, 391(1-2): 33-49.

YAN J, WANG P, WANG P, et al. 2016. A loss-of-function allele of OsHMA3 associated with high cadmium accumulation in shoots and grain of Japonica rice cultivars [J]. Plant Cell & Environment, 39(9): 1941-1954.

YANG M, ZHANG Y Y, ZHANG L J, et al. 2014. 0sNRAMP5 contributes to manganese translocation and distribution in rice shoots [J]. Journal of Experimental Botany, 65(17): 4849-4861.

YANG X E, ST0FFELLA P J. 2004. Cadmium tolerance and hyperaccumulation in a new Zn-hyperaccumulating plant species (*Sedum alfredii* Hance) [J]. Plant & Soil, 259(1-2): 181-189.

YI X U, LIANG X F, XU Y M, et al. 2017. Remediation of Heavy Metal-Polluted Agricultural Soils Using Clay Minerals: A Review [J]. Pedosphere, 27(2): 193-204.

YIN Y, YI Q Z, CHENG H L. 2015. Evaluation of Phosphate Fertilizers for the Immobilization of Cd in Contaminated Soils [J]. Plos 0ne, 10(4): e0124022.

YU H, WANG J, WEI F, YUAN J, et al. 2006. Cadmium accumulation in different rice cultivars and screening for pollution-safe cultivars of rice [J]. Science of the Total Environment 370, 302-309.

YUAN G D, THENG B K G, CHURCHMAN G J, et al. 2013. Chapter

5.1-Clays and Clay Minerals for Pollution Control [M]//Developments in Clay Science. Elsevier Ltd, 5: 587-644.

ZWIETEN L V, KIMBER S, M0RRIS S, et al. 2010. Effects of biochar from slow pyrolysis of papermill waste on agronomic performance and soil fertility [J]. Plant & Soil, 327(1-2): 235-246.

曾希柏, 徐建明, 黄巧云, 等. 2013. 中国农田重金属问题的若干思考

[J]. 土壤学报, 50(1): 186-194.

陈东哲，苏美兰，李艳，等.2016.镉污染“VIP技术”修复治理措施示范 研究[J].湖南农业科学,(9): 33-35.

迟荪琳, 徐卫红, 熊仕娟, 等. 2017. 不同镉水平下纳米沸石对土壤 pH、 CEC及Cd形态的影响[J].环境科学,38(4): 1654-1666.

郭艳杰，李博文，杨华.2009.印度芥菜对土壤Cd,Pb的吸收富集效应及 修复潜力研究[J].水土保持学报,23(4): 130-135.

黄益宗, 朱永官, 童依平, 等. 2004. 土壤水分变化对玉米苗期吸收积累 镉的影响[J].生态学报,24(12): 2832-2836.

梁学峰, 徐应明, 王林, 等. 2011. 天然黏土联合磷肥对农田土壤镉 铅污染原位钝化修复效应研究[J].环境科学学报，31(5): 1011-1018.

刘维涛, 倪均成, 周启星, 等. 2014. 重金属富集植物生物质的处置技术 研究进展[J].农业环境科学学报,33(1): 15-27.

刘昭兵, 纪雄辉, 彭华, 等. 2010. 水分管理模式对水稻吸收累积镉的影 响及其作用机理[J].应用生态学报,21(4): 908-914.

王艳红, 李盟军, 唐明灯, 等. 2012. 水作和旱作对叶菜吸收镉的影响差 异研究[J].生态环境学报,21(4): 770-774.

肖亚涛. 2016. 冬小麦籽粒镉低积累品种的生产特性及其低积累机制研 究[D].北京.中国农业科学院.

谢敏，黎良平，戴典，等.2017. VIP+n技术对重金属污染土壤和稻谷降 镉效果研究[J].吉林农业,(8): 75-77.

The Remediation and Safety Utilization Techniques for Cd Contaminated  
Farmland Soil: A Review

SUN Lijuan, QIN Qin, S0NG Ke, QIA0 Hongxia, XUE Yong\*

Institute of EC0-Environment and Plant Protection, Shanghai Academy of Agricultural Sciences, Shanghai 201403, China;

Shanghai Scientific 0bservation and Experimental Station for Agricultural Environment and Land Conservation, Shanghai 201403, China;

Shanghai Environmental Protection Monitoring Station of Agriculture, Shanghai 201403, China;  
Shanghai Engineering Research Centre of Low-carbon Agriculture (SERLA), Shanghai 201403, China;

Shanghai Key Laboratory of Protected Horticultural Technology, Shanghai 201403, China

**Abstract:** The uptake and accumulation of Cd by crop is the main source of human Cd intake, thus the study of remediation and safety utilization techniques in Cd contaminated farmland soil is of great importance for the ecological environmental and food safety protection. The toxicity of Cd to plants is depended largely on the bioavailability of Cd in soil, meanwhile the bioavailability of Cd in soil plays a critical role in the uptake of plant roots. The study of remediation techniques which are based on regulating the Cd speciation and bioavailability in soil has become a hotspot in agricultural environment. Besides, the variety of plant species will also influence of the uptake and accumulation of Cd by plants. Screening plants with different Cd accumulation ability will help providing biological resources for soil Cd remediation. The current research advances in the physical, chemical and biological remediation methods that based on Cd bioavailability regulation were reviewed in this article. Physical methods like water management is more likely to change the Eh of soil environment and then change the bioavailability of Cd in soil, thus influencing the uptake of Cd by plants. Chemical methods like applying passivation in contaminated soil is more likely to change soil pH and the Cd adsorption capacity of soil, thus changing the bioavailability of Cd in soil. By reducing root Cd uptake or Cd translocate from root to edible part, low Cd accumulating crops are important biological resource for the safety usage of Cd contaminated soil. The remediation efficiency of hyperaccumulator plants are determined by their biological concentration factor and biomass. The combination of chemical and biological methods is supposed to reduce the bioavailability of Cd in soil, reducing the Cd uptake by crops, which makes the producing while remediation possible. The unstable and low efficiency are the main problems that the remediation techniques faced with. The future research work will focused on exploring the main factors that controlling soil Cd bioavailability and revealing their influencing mechanisms, as well as screening specific Cd accumulating plants species and exploring techniques to enhance the Cd tolerance of specific plants.

**Key words:** cadmium (Cd); farmland soil; remediation; bioavailability

1. 基金项目：上海市青年科技英才扬帆计划项目(18YF1421100);上海市自然科学基金项目(16ZR1431100);上海市科委项目(17295810602； 17DZ1202301 )；上海市农业科学院卓越团队计划项目(2017(A-03))

   作者简介：孙丽娟(1989年生)，女，助理研究员，博士，主要研究方向为土壤污染控制与修复。E-mail: [sunliuliu2012@126.com](mailto:sunliuliu2012@126.com) [↑](#footnote-ref-2)
2. 通信作者，E-mail: [exueyong@163.com](mailto:exueyong@163.com)

   收稿日期：2018-03-19 [↑](#footnote-ref-3)