

ICS 13.080.01

CCS Z50

# 团体标准

T/CSER-013-2023

## 基于农产品安全的农用地镉污染土壤修复基准制订 技术指南

Guidelines for establishing soil remediation criteria of cadmium for agricultural  
product safety

（编制说明）

20XX-XX-XX 发布

20XX-XX-XX 实施

中关村众信土壤修复产业技术创新联盟发布

---

# 目 录

|     |                                |    |
|-----|--------------------------------|----|
| 1   | 项目背景 .....                     | 1  |
| 1.1 | 任务来源 .....                     | 1  |
| 1.2 | 工作过程 .....                     | 1  |
| 2   | 修复标准制定的必要性分析 .....             | 2  |
| 3   | 修复标准制定的原则和依据 .....             | 3  |
| 3.1 | 编制原则 .....                     | 3  |
| 3.2 | 技术依据 .....                     | 3  |
| 4   | 国内外土壤污染修复标准发展现状 .....          | 3  |
| 4.1 | 国外修复标准发展现状 .....               | 3  |
| 4.2 | 国内修复标准发展现状 .....               | 6  |
| 5   | 标准的主要内容及说明 .....               | 7  |
| 5.1 | 适用范围 .....                     | 7  |
| 5.2 | 规范性引用文件 .....                  | 7  |
| 5.3 | 术语和定义 .....                    | 7  |
| 5.4 | 保护农产品安全的土壤镉修复基准制定程序 .....      | 8  |
| 6   | 主要技术要点 .....                   | 9  |
| 6.1 | 筛选土壤有效态镉的通用浸提方法 .....          | 9  |
| 6.2 | 建立土壤有效态镉含量与农产品镉吸收剂量-效应关系 ..... | 9  |
| 6.3 | 收集数据建立土壤镉毒性数据库 .....           | 9  |
| 6.4 | 镉毒性数据归一化 .....                 | 10 |
| 6.5 | 利用物种敏感性分布法推导危害浓度 .....         | 10 |
| 6.6 | 基于保护农产品安全的土壤镉修复基准表述 .....      | 10 |
| 6.7 | 基于保护农产品安全的土壤镉修复基准的审核 .....     | 10 |
|     | 附录 1 保护农产品安全的土壤镉修复基准推算案例 ..... | 12 |
|     | 附录 2 主要参考文献 .....              | 22 |

## 1 项目背景

### 1.1 任务来源

依托国家重点研发计划场地土壤污染成因与治理技术专项《国家生态环境保护与风险防控标准体系与关键标准研制》项目，标准编制组承担了课题四《土壤污染修复与固体废物利用处置风险管控关键标准研究》的研究，规定了保障农产品安全的农用地土壤 Cd 修复标准制定的技术方法，形成适用于农用地土壤中重金属镉修复基准值的制定技术指南。

2023 年，根据《中关村众信土壤修复产业技术创新联盟（土盟）团体标准管理办法》以及《团体标准制定工作规程》的相关要求，中国农业科学院农业资源与农业区划研究所牵头起草了本标准并申请立项。参编单位为生态环境部土壤与农业农村生态环境监管技术中心、中国科学院南京土壤研究所。

### 1.2 工作过程

2009 年 1 月-2013 年 12 月，项目组主持完成农业部农业公益性行业专项课题（200903015）：主要农产品产地的重金属生态安全阈值研究。该项目针对我国土壤重金属污染日趋严重，农产品重金属超标率不断增加，缺乏基于农产品安全和生态安全的切实可行的农产品产地重金属污染阈值等主要问题，通过在我国不同类型土壤区进行水稻、小麦、玉米、蔬菜等室内和田间实验，建立农产品中 8 种重金属（Cd、As、Hg、Pb、Cr、Cu、Zn、Ni）浓度同土壤中重金属浓度的关系模型，并利用重金属有效性模型和物种敏感性分布法建立了推导土壤重金属生态阈值的新方法，确定了土壤中重金属的农产品安全阈值，提出了我国农田土壤重金属污染源清单，建立轻度污染农田农产品重金属消减技术。

2016 年 5 月-2020 年 12 月，项目组主持国家重点研发计划“农田系统重金属迁移转化和安全阈值研究”（2016YFD0800400）。该项目针对我国当前农田系统重金属迁移转化和安全阈值研究中的系统性、定量化、以及与技术和管理有效融合不足等问题，以 9 种重（类）金属（Cd、Pb、Hg、As、Cr、Cu、Zn、Ni 和 Sb）为研究对象，结合现代分析技术（如同步辐射、梯度扩散薄膜和同位素示踪技术等），采用室内外生物实验，以“含量/形态、过程、效应、风险、模型、阈值”为主线，系统开展重金属在典型农田土壤固相-溶液-生物-评估终点（农产品和生态安全）全过程的迁移转化、量化模型和评估方法研究，确定了基于农产品安全和生态安全的土壤重金属安全阈值。

2020 年 12 月-至今，项目组主持重点研发计划项目子课题“基于区域污染特征与用途需求的农用地土壤污染风险管控标准研究”（2020YFC1806300-04）。该项目开展国内外不同类型农用地污染土壤修复技术、修复材料与设备、修复效果评估方法等调研，梳理技术先进国家已建立的土壤标准体系和标准制定方法；研究典型区域土壤重金属污染特征与风险暴露方式，筛选重金属健康风险评估关键参数，构建基于剂量-效应关系模型、物种敏感性分布模型的土壤重金属风险评估模型，提出我国农用地土壤污染修复标准制定方法。

此外，项目组还完成了国家自然科学基金项目“基于 pH 分段土壤中镉对水稻毒性的生态风险阈值研究（2013-2016 年）”、国家科技支撑计划项目和重大国际合作项目等，积累了大量有价值的研究成果，为科学地提出我国农田土壤污染修复标准制订技术指南提供科学依

据。

## 2 修复标准制定的必要性分析

农田污染土壤修复的主要目标是改善农田土壤环境质量，保障粮食、蔬菜等农产品质量安全，为人类健康提供基本保障。农田污染土壤修复技术主要以原位修复为主，其可分为生物、物理和化学修复技术三大类型。修复技术的选择坚持以下三个原则：1) 可行性原则，选用的修复技术对污染农田土壤的治理效果较好，能达到预期目标，可大面积实施和推广，治理成本较低；2) 安全性原则，选择对土壤肥力、生产力负面影响小的技术，不会造成二次污染；3) 因地制宜。目前，农田土壤的重金属污染情况可通过现行的土壤环境质量标准来评价。土壤基准是制定土壤环境质量标准的基础，也是土壤环境质量评价、环境风险评价、环境损害鉴定评估、土壤环境管理和相关政策、法律法规的重要依据。而重金属污染农田土壤经修复后，是否达到了预期的目标，是否可以复垦为农田，生产的农作物是否达到了安全水平，这些问题均需要通过修复后的效果进行评价来给出明确的答复。然而，目前，有关重金属污染农田土壤修复效果评价体系还缺乏统一的评价标准。重金属污染土壤修复效果的评价依赖于土壤修复标准的制定，而土壤修复标准的制定需要以土壤修复基准作为依据。土壤修复标准的作用是判断农用地，特别是耕地转为工业用地，建设用地或其他用地的标准依据，污染土壤修复标准的制定对突发性土壤环境事故的处理具有重要的指导意义，特别是在正确处理中国环境管理中“保护不足”与“过度保护”之间的矛盾方面，具有重要的现实意义。因此，在环境基准方法学的研究基础上，建立符合我国农用地土壤污染特征并与国家环境管理目标紧密结合的土壤 Cd 污染修复基准制定指南对保障农产品安全及人体健康具有重大意义。

镉 (Cd) 一直是我国农田土壤污染治理的首要污染物。2021 年《中国生态环境状况公报》和《国务院关于 2022 年度环境状况和环境保护目标完成情况的报告》显示，影响农用地土壤环境质量的主要污染物仍是重金属，Cd 为首要污染物。我国农田土壤污染面积由 1980 年的 9333  $\text{hm}^2$ ，递增至 2003 年的 13300  $\text{hm}^2$ ，至 2015 年中国约有 280000  $\text{hm}^2$  的农受到 Cd 污染，受污染的耕地涉及 11 个省市及 25 个地区；我国农田土壤耕作层中的平均以  $0.004 \text{ mg} \cdot \text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$  的速度增长，该增长水平远高于欧洲地区土壤中 Cd 的平均增长速度 ( $0.00033 \text{ mg} \cdot \text{kg} \cdot \text{a}^{-1}$ )，农田土壤中的 Cd 积累和食物链中的生物放大作用严重威胁着农产品和公众健康。全国农田土壤 Cd 含量在 0.000013~217.23 ppm 之间(1975-2016)，整体呈现出南部(0.51ppm)>西部(0.33ppm)>东北部 (0.25ppm)> 北部(0.21ppm)> 东部(0.20ppm)的空间分布格局。

对我国水稻主产区东北平原、长江流域和东南沿海地区共计 22 个省、市和自治区的水稻土壤分布和污染情况调查研究表明，我国水稻土含量范围为 0.01~5.50 ppm，中位数为 0.23 ppm；其中，湖南 (0.73 ppm)、广西(0.70 ppm) 和四川(0.46 ppm) 的 Cd 含量最高，重度 Cd 污染超标率平均达 8.6%；相较于东北平原，长江流域和东南沿海地区污染较为严重。我国土壤 Cd 污染区与水稻种植区在空间分布上基本吻合，主要污染区为南方水稻主产区：湖南省湘潭市七块相邻的受污染水田 Cd 调查研究表明，其土壤 Cd 含量比背景值高 57.4-612 倍，杭嘉湖平原水稻主产区土壤 Cd 超标比例为 31.82%，亚热带工业地区和乡镇地区稻田土约

99%的超标。可见，我国农田 Cd 污染范围广、面积大、污染程度严重，因此，对 Cd 污染农田土壤进行风险管控与修复急不可待。

根据生态环境部 2021 年提出，在对农用地开展风险管控与修复时，应避免对种植作物造成影响以及对土壤、地下水、大气等周边环境造成二次污染。实施过程中使用的农业投入品（肥料、调理剂等）等应满足《肥料中有毒有害物质的限量要求》（GB 38400-2019）《有机-无机复混肥料》（GB 18877-2020）、《肥料中砷、镉、铅、铬、汞生态指标》（GB/T 23349-2020）和《肥料合理使用准则 通则》（NY/T 496-2010）等相关标准规定，禁止使用重金属超标的投入品，禁止施用未经国家或省级农业农村部门登记的肥料。开展风险管控与修复期间，应对土壤、农产品污染物含量及有效态等进行跟踪监测，根据监测结果及时优化调整风险管控与修复措施。而目前，我国对于农田 Cd 污染治理评价缺少相关标准，只有生态环境部指导意见及农业部行业规范做支撑，亟需出台相关修复标准。农业部针对污染农田出台的 NY/T 3433-2018 技术规范规定耕地污染治理以实现治理区域内食用农产品可食部位中目标污染物含量降低到 GB 2762 规定的卫生标准以下（含）为目标。GB 2762 未规定的污染物项目，参照执行其他标准。这也是目前我国唯一一个指导农田污染修复的相关技术规范。这个规范的核心内容主要还是以农产品的达标为主，也就是对无害化修复技术具有较好指导性，分为基本目标和参照目标，相对而言，缺乏对以减量化修复技术的指导。另外，这也只是行业推荐标准，不具有强制性，所以，农用地 Cd 污染土壤修复标准的制订迫在眉睫。

### 3 修复标准制定的原则和依据

#### 3.1 编制原则

将《土壤污染防治法》《土壤环境质量标准》（GB15618-2018）和我国现行的环境保护法律条例标准等作为主要依据。对比国内外土壤污染修复标准现状和发展趋势技术现状等，充分借鉴国内外的相关技术指南和标准，引进较为成熟的技术，使我国的相关技术指南和标准等与国际接轨。同时充分利用国内土壤污染修复标准的最新研究成果，以需求为导向，以科学为准则，健全我国土壤污染修复标准技术指南。

#### 3.2 技术依据

|          |                      |
|----------|----------------------|
| GB 15618 | 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准 |
| GB 2762  | 食品安全国家标准 食品中污染物限量    |
| HJ/T 166 | 土壤环境监测技术规范           |
| NY/T 395 | 农田土壤环境质量监测技术规范       |

### 4 国内外土壤污染修复标准发展现状

#### 4.1 国外修复标准发展现状

土壤修复基准是指通过土壤修复或利用各种清洁技术手段，使土壤环境中污染物的浓度降低到对人体健康和生态系统不构成威胁的可接受水平。污染土壤修复基准研究是污染土壤修复标准制定的基础，也是污染土壤修复效果检验和评价的基础性工作。西班牙学者 Fernández 等把环境基准（Environmental criteria）大体上分成 3 个等级：（1）屏蔽值（Screening

---

value), 表示能引起潜在生态功能失调时污染物的浓度水平; (2) 清洁目标 (Clean-up target), 表示修复过程中有待达成的目标, 一般是在修复所需的费用和生态效益之间进行平衡后所做出的决策, 有时相当于屏蔽值; (3) 应急值 (Intervention value), 表示立即需要采取清洁和控制措施的严重污染指示浓度。污染土壤修复基准值应当处于其中的屏蔽值和应急值之间, 有时也相当于屏蔽值。

国外很多国家, 如美国、加拿大、荷兰和丹麦等发达国家均从国家层面上系统开展了污染土壤修复基准的研究, 并且已制定了相关的污染土壤修复标准。美国早在 1993 年便建立了风险导向矫正行动 RBCA 和 CalTOX 法, 来推导、建立土壤清洁水平, 并且还开展了大量土壤修复标准制定的模型方法研究。加拿大在 1991 年就发布了 (污染) 土壤临时修复标准, 后又在 1996 年制定了土壤质量指导值 (Canadian soil quality guidelines), 这几年对土壤质量指导值又进行了修正, 大部分替代了原有的土壤临时修复标准值。荷兰发布了“荷兰清单” (Dutch List), 后来又制定了干涉值 (Intervention value) 来指导修复行动。丹麦也制定了污染土壤消减标准 (Cut-off criteria)。

#### 4.1.1 美国

美国是所有拥有污染土壤修复/清洁标准的国家中, 最早颁布并实施污染土壤修复/清洁标准的国家, 甚至各州都建立了较为完善的污染土壤修复/清洁标准。美国各州是以联邦标准为基础, 来制定适合本州的污染土壤清洁标准。例如, 美国纽约州早在 1998 年就制定并颁布了烃污染土壤清洁标准。在这一标准中, 首先根据产品进行分类, 分成汽油、柴油和废油 3 个部分; 再根据这 3 类产品, 来确定控制的污染物 (参数或组分), 其中汽油所控制的污染物有 BTEX (苯、甲苯、乙苯和二甲苯) 和甲基叔丁基醚 (MTBE), 柴油中所控制的污染物有萘、蒽、芴和芘, 废油中主要涉及 PCBs 和卤化有机污染物的控制; 在制定的标准值中, 又分成检出水平 (Detection level)、通知水平 (Notification level)、行动水平 (Action level) 和清洁水平 (Cleanup level)。在这基础上, 美国纽约州于 2003 年又进一步制定并颁布了烃污染土壤原位清洁标准, 其中在行动水平污染物的限值方面有较大放宽。美国佛罗里达州对烃污染土壤清洁标准做了更为细致的规定, 其污染物参数不仅包括 PAHs (萘、蒽、芘、萘、菲和芴等)、BTEX 和 MTBE 等有机污染物, 还包括若干重金属 (如: As、Cd、Cr 和 Pb 等)。美国新泽西州制定了更为完善的污染土壤清洁标准, 其污染物参数涉及 PAHs、杀虫剂、氰化物、酞酸酯和重金属 (Pb、Hg、Cd 和 Cr 等)。其中, 居住区土壤清洁标准和非居住区土壤清洁标准, 主要考虑直接接触, 除了特别标注外, 均是根据随机摄取暴露途径的健康水平制定的标准; 影响地下水的土壤清洁标准主要根据污染场地的具体因素确定标准, 这些具体因素包括含水等级、土壤类别、自然背景值和环境的影响等。此外, 总二甲苯影响地下水的土壤清洁标准则是根据新的饮用水标准制定的。

#### 4.1.2 加拿大

加拿大环境部长理事会 (CCME) 制定了加拿大土壤质量指导值 (CSQG), 还发布了针对一些单一物质, 如硒、铀等的土壤质量指导值文件。加拿大的一些省份, 如纽芬兰省、拉布拉多省等, 根据 CSQG 制定了各自的污染土壤修复基准。土壤质量指导值是指能够保

障用地土壤环境质量的参考限值。加拿大土壤质量指导值确立时考虑了两大方面：（1）保护生态环境，涉及的生态受体包括土壤无脊椎动物、植物、微生物、牲畜、陆生野生动物和捕食者，同时也考虑了风蚀和水蚀产生的污染迁移，还考虑了污染物可能对地下水和地表水体的影响；（2）保护人体健康，考虑了农业用地、居住/公园用地、商业用地和工业用地这4种土地利用类型下对人体健康的影响程度。土壤质量指导值可以评估疑似污染场地是否需要开展进一步调查，也可以用来识别场地风险等级，评价场地总体污染状况，并作为确定场地修复目标值的基础。加拿大土壤质量指导值包括联邦污染场地土壤质量指导值和省级污染场地土壤质量指导值，其中联邦污染场地土壤质量指导值由CCME于1996年制定和发布，2006年进行了修订；省级污染场地土壤质量指导值由各省级政府根据《规程》进行制定。

### 4.1.3 荷兰

荷兰的干涉值是基于风险的一般性（非特定功能）标准，适用于污染场地修复、行动或评价。干涉值是针对居住用地（农产品10%用于消费）下对人类健康和生态系统产生潜在风险的基础上设定的，即人类毒理和生态毒理严重风险浓度SRC（原来也有称为土壤严重污染浓度SCC）共同决定最终干涉值的确定，涉及的生态受体主要为植物和动物。荷兰土壤污染修复标准制度的主要内容及特点：（1）树立风险规制的标准管控理念，对修复标准的适用以控制污染风险而非杜绝污染损害为目标。与土壤修复相关的《土壤保护法案》、《土壤质量规定》（Soil Quality Regulation）、《土壤质量指令》（Soil Quality Decree）等法律规范构建起一种“基于风险的土壤环境质量标准体系”，时刻以风险为基础进行标准控制；（2）分门别类地规定标准内容。例如，修复干预值对其适用对象的种类划分非常细致，以求精确地判断每一地块的风险；（3）限值型标准与风控型标准叠加适用。荷兰土壤污染修复标准并不采用针对不同用途的土地适用不同形式的标准的做法，虽然对土地风险判断适用条件十分精细，但对于所有的地块均通过干预值、筛选值判断是否存在需要启动修复的风险，超过筛选值的地块则进一步课以风险控制标准以进一步确定是否应当启动修复；（4）标准制度具有适当的延展弹性。对于因标准化机理未明确（生态毒性、标准化方法论等因素不明）的污染物，即使未能将其纳入标准规范体系，也设定了污染风险指示值，体现了对未知环境风险谨慎防范的风险预防原则；（5）制度的价值目标明确包含了对人体健康安全与生态安全的关切，尊重自然规律在标准法律制度中的角色与作用。（6）修复标准适用采用审批制。《土壤保护法案》规定，修复方案应当经过省级行政部门（Provincial Executive）按照《统一行政法案》（General Administrative Law Act）的规定权限予以审批之后方可实施，且一旦在标准适用过程中行政部门根据污染地块发布具体指令，则修复责任人应当按照指令完成修复。

### 4.1.4 丹麦

丹麦制定了11种毒性较大的污染物的消减标准为土壤修复目标。这种消减标准主要是基于急性和慢性人体健康效应。

总的来说，各国的污染土壤修复标准制定的原则主要考虑以下几个方面：（1）以风险为导向的修复。无论是美国、加拿大，还是荷兰等西方发达国家，多数国家进行的都是风险

---

主导的土壤修复；（2）划分土地利用类型。许多国家的土壤修复标准考虑了土壤过去的、当前的和将来的土地利用。总体上，主要划分为农业用地、商业用地、工业用地、保护地下水这四大类；（3）保护人体健康。每个国家的污染土壤修复标准都是以保护人体健康为核心的，甚至有些修复标准仅考虑人体健康效应，如丹麦的消减标准等；（4）保护生态受体。主要涉及到土壤植物/作物、土壤无脊椎动物、土壤微生物及其过程这几大类生态受体，有些国家还将土壤污染对地下水的污染效应考虑进来，如美国纽约州的土壤清洁目标，其他的一些国家则将地下水的保护以标准的形式单独制定，如丹麦的污染点下层地下水的质量标准。

## 4.2 国内修复标准发展现状

国外的污染土壤修复标准是基于技术和经济方面的考量，是通过总结历史经验和实践工作研究制定的，具有科学性和必然性；同时，污染土壤修复标准也是我国污染土壤修复工程实践尤其是其实施效果评价和耕地保护的迫切需求。而且，污染土壤修复标准的制定，也有利于我国环境法规与标准和国际接轨，促进我国在土壤环境标准方面和国际对话，提升我国在土地保护法律方面的国际地位。

《土壤环境质量标准》（GB 15618-1995）是评价我国土壤修复效果的基础。在制定土壤修复标准之前，土壤环境质量标准可间接用作农田，菜地，茶园，果园，牧场，林地和自然保护区污染土壤的恢复标准。在制定土壤环境质量标准的过程中，主要采用环境背景值和环境承载力研究为主要研究成果，但随着时间的推移和科学技术的发展，近 20 年来，随着中国经济的快速发展，环境受到严重污染。随着离子数量的增加，原先的土壤环境质量标准的缺陷越来越明显，尤其是污染物的选择参数很少，有机污染物只有“滴滴涕”和“666”，土壤中残留物仍然很多。另外，重要的有机污染物均没有对应的数据，且 GB 15618-1995《土壤环境质量标准》只有八种重金属污染物，包括汞，镉，铅，砷，铬，镍，铜和锌，局限性较大。

当前，我国的农用地土壤环境质量标准体系，主要由 2018 年 8 月 1 日颁布的《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准》（试行）（简称为《标准》）中的风险筛选值和风险管制值构成。由于我国现阶段农用地土壤污染防治工作的目标和任务是确保农产品质量安全，风险筛选值和风险管制值的制定目标也是以保护食用农产品质量安全为主，同时兼顾保护农作物生长和生态环境的需要。基于制定目标，《标准》中规定，我国的农用地土壤筛选值和管制值适用于与食用农产品相关的耕地、园地和牧草地，不包括林地。在确定土壤安全阈值的方法上，借鉴《土壤环境质量标准》（GB 15618-1995），分别计算保护农产品质量安全的土壤阈值、保护农作物生长的生态阈值、保护土壤微生物的生态阈值和保护地下水、地表水的生态阈值，取最小值作为土壤筛选值。

在我国，周启星等人最早开展了污染土壤修复基准的研究工作，最早的工作，可追溯到 2003 年发表在《Geoderma》的题为“Potential pollution and recommended critical levels of phosphorus in paddy soils of the southern Lake Tai area, China”的一篇论文。在这一研究中，率先推导、提出了我国土壤（以南太湖水稻土为准）磷的修复基准值的建议。2003 年，在香山科学会议上，又正式提出了关于系统开展污染土壤修复基准研究的建议。此外，还分别开展了基于农作物吸收毒理的土壤修复基准研究、基于土壤动物毒理的土壤修复基准研究、



---

基于土壤化学迁移特性的土壤修复基准研究和基于生化水平毒理效应的土壤修复基准研究。

我国的环境保护与管理工作一直处于“充满矛盾、效果不佳”的运转状态，这种“欠保护”和“过保护”的矛盾严重影响了我国经济与社会的可持续发展。为了使环境保护工作和经济达到协调发展，应该在修订土壤环境质量标准的同时，借鉴国外污染土壤修复标准制定的方法，在国家层面上系统地开展与污染土壤修复基准有关的毒理学和推导方法学研究以及污染土壤修复标准建立的方法体系研究，以尽快制定出符合我国实际的污染土壤修复标准来指导污染土壤修复行动和耕地保护工作。但至今，我国对污染土壤修复基准了解不多，在概念上常常与土壤环境基准、土壤环境质量基准和污染土壤修复相混淆。这不仅说明我国在污染土壤修复标准这一方向上的研究极为缺乏，而且启示我们今后需要全面系统地开展这方面的研究工作。

## 5 标准的主要内容及说明

### 5.1 范围

本标准规定了保护农产品安全的农用地土壤镉修复基准制订的技术方法。

本标准适用于农用地土壤中重金属镉修复基准值的制订技术指南。

### 5.2 规范性引用文件

本文件内容引用了下列文件或其中的条款。凡是不注明日期的引用文件，其最新版本适用于本文件。

|          |                      |
|----------|----------------------|
| GB 15618 | 土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准 |
| GB 2762  | 食品安全国家标准 食品中污染物限量    |
| HJ/T 166 | 土壤环境监测技术规范           |
| NY/T 395 | 农田土壤环境质量监测技术规范       |

### 5.3 术语和定义

下列术语和定义适用于本标准。

#### 5.3.1

**农产品安全土壤修复基准** Soil remediation criteria for agricultural products safety

以保护农产品安全为目的制订的土壤修复基准。

#### 5.3.2

**环境基准值** Environmental criterion

环境污染物对特定对象（人或其他生物）不产生不良或有害影响的最大剂量或浓度。

#### 5.3.3

**归一化** Normalization

---

利用模型将不同浸提方法提取的有效态镉毒性数据校正到某一通用浸提方法。

#### 5.3.4

##### **种间外推 Cross-species extrapolation**

假定土壤性质对某些物种影响相同的情况下,利用某种物种已有生物有效性模型外推获得另一种物种生物有效性模型的方法。

#### 5.3.5

##### **物种敏感性分布法 Species sensitivity distribution (SSD)**

假设农田系统中不同物种对某一污染物的敏感性能被一个分布所描述,通过生物测试获得的有限物种的毒性阈值是来自于这个分布的样本,可用于估算该分布的参数。

#### 5.3.6

##### **危害浓度 Hazardous concentration ( $HC_p$ )**

当污染物对生物的效应浓度小于等于  $HC_p$  的概率为  $p\%$ , 生境中  $(100-p)\%$  的生物是相对安全的, 通常以  $HC_5$  ( $p=5$ ) 为危害浓度。

### **5.4 保护农产品安全的土壤镉修复基准指定程序**

基于保护农产品安全的土壤修复基准值制订主要有以下 6 个步骤:

- (1) 土壤中有效态镉通用浸提方法的筛选;
- (2) 基于通用浸提法土壤有效态镉含量与农产品镉积累量的剂量-效应关系构建;
- (3) 收集数据建立土壤镉修复数据库
- (4) 利用物种敏感性分布法推导危害浓度;
- (5) 推导基于农产品安全的土壤镉修复基准值;
- (6) 审核保护农产品安全的土壤镉修复基准值。

基于保护农产品安全的土壤镉修复基准值制定的技术路线如图 5.1 所示。

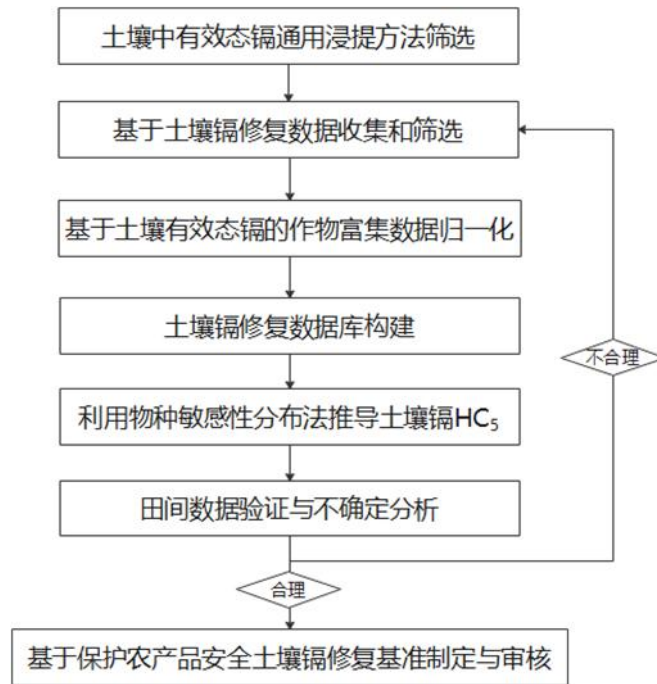


图 5.1 基于保护农产品安全的土壤镉修复基准值制订的技术路线

## 6 主要技术要点

### 6.1 土壤有效态镉通用浸提方法的筛选

基于不同农产品的土壤镉毒性测试，采用不同浸提剂对不同性质土壤中的有效态镉进行提取，以不同浸提方法土壤有效态镉含量和植株可食部位镉含量间的相关系数作为“浸提指数”，选择最大综合相关系数对应的浸提方法作为通用浸提方法，计算方法如下：

$$I = \sqrt{(P^2 + P_{i,max}^2)/2}$$

式中：I 为求得各浸提方法综合相关系数；P 为各浸提方法在不同性质土壤上获得的浸提指数均值； $P_{i,max}$  为各浸提方法在不同性质土壤上获得的最大浸提指数。

### 6.2 基于通用浸提法土壤有效态镉含量与农产品镉积累量的剂量-效应关系构建

选择 12 种以上农产品类型，农产品物种为《食品安全国家标准 食品中污染物限量》（GB2762）涵盖的农产品，进行剂量-效应关系测定，采用通用浸提法提取土壤有效态镉，建立土壤有效态镉与农产品镉积累量之间的关系模型。利用 GB2762 规定的农产品中镉的限值计算出土壤有效态镉的阈值浓度。

### 6.3 收集数据建立土壤镉吸收数据库

#### 6.3.1 数据的来源

数据来源主要有：（1）实验实测数据；（2）公开发表的文献或报告。

#### 6.3.2 数据的可靠性判断

- 
- (1) 优先选取国内外权威机构发布的数据；
  - (2) 优先选取国家标准测试方法及行业技术标准，实验操作过程遵循实验规范的实验数据（参照 GB 15618、GB 2762、HJ/T 166 和 NY/T 395）；
  - (3) 对于非标准测试方法的实验数据，在评估其实验方法、结果科学合理后方可采用。

### 6.1.3 数据的筛选

调研并汇总实验实测数据，收集镉的吸收数据，同时对获得的数据进行筛选，筛选标准如下：

- (1) 实验有合理的对照；
- (2) 不存在明显的不合理因素，如缺少土壤性质、非可食部位的评价终点等；
- (3) 有 3 个及以上重复和 5 个及以上镉浓度梯度，便于统计分析；
- (4) 实验中条件控制一致；
- (5) 其他污染和影响可以忽略；
- (6) 镉的作物暴露途径均一。

### 6.4 数据归一化

利用基于不同浸提方法提取的土壤有效态镉建立的关系模型，将从文献收集的采用不同浸提方法提取的有效态镉数据归一化到某一通用浸提方法上，以确保所有的镉吸收数据都是基于同一种通用浸提方法所测定的。

### 6.5 利用物种敏感性分布法推导危害浓度

#### (1) 物种敏感性分布曲线拟合函数

优先选择 Burr-III 函数拟合物种敏感性分布曲线，也可选用 Log-normal、Log-logistic、Weibull 及 Gamma 等常用的累积概率分布函数，分别对毒性数据进行拟合，建立物种敏感性分布曲线并比较其拟合精度，选择最佳的物种敏感性分布曲线拟合函数。

#### (2) 危害浓度 HC<sub>5</sub> 推导

通过食品安全标准反推出土壤镉的临界浓度，然后用 Burr-III 拟合不同土壤条件下的物种敏感性分布曲线，获得基于外源镉的保护 95%农产品安全的 HC<sub>5</sub> 值。

### 6.6 基于保护农产品安全的土壤镉修复基准表述

按照本文件推导出的保护农产品安全的土壤镉修复基准属于数值型基准，一般保留 2 位有效数字，单位 mg/kg。

### 6.7 基于保护农产品安全的土壤镉修复基准的审核

基于保护农产品安全的土壤镉修复基准的审核包括自审和专家审核两个步骤。

#### 6.7.1 自审要点

农产品安全的土壤镉修复基准的最终确定需要仔细审核基准推导所用数据以及推导步骤，以确保基准是否合理可靠。自审要点如下：

- (1) 使用的数据是否可被充分证明有效？

- 
- (2) 所有使用的数据是否符合数据质量要求？
  - (3) 是否存在明显异常数据？
  - (4) 是否遗漏其它重要数据？

#### **6.7.2 专家审核要点**

- (1) 基准推导所用数据是否可靠？
- (2) 基准推导过程是否符合技术指南？
- (3) 得出的基准值是否合理？
- (4) 是否有任何背离技术指南的内容且评估是否可接受？

#### **6.7.3 田间数据验证**

利用文献资料搜集筛选的数据或田间试验数据,通过比较预测值和实测值来判断推导的土壤镉农产品安全阈值的合理性。如果验证科学合理,则作为土壤修复基准值,如果不合理,重新检查筛选的数据并进行重新推导。

#### **6.7.4 不确定性分析**

对推导出的土壤修复基准值进行不确定性分析。

注：在相关农产品物种吸收数据库构建过程中,部分物种的吸收数据来源于归一化方程的预测数据,因此,归一化过程所选物种的数量决定了模型预测的准确性。

## 附录 1 保护农产品安全的土壤镉修复基准推算案例

### 1 土壤有效态 Cd 通用浸提方法的筛选

根据项目研究需要,依据我国土壤 pH 及有机质分布频率的地带性特征,采集了全国范围内 9 个不同种植区具有代表性的耕层(0-20cm)土样,通过外源添加 Cd 的方式,对水稻、小白菜、玉米进行 Cd 毒性测试以及不同化学浸提方法研究。土壤性质见表 1。对所有采集的土样经室内风干后剔除植物残体、根系、石子和碎片等杂物,然后均过 2-mm 的尼龙筛后,进行土壤理化性质的测定。土壤性质具体测定方法:1)土壤 pH 值在土:水比=1:5 的条件下振荡 2 小时,静置后用奥立龙 pH 计 (Orion pH meter, Model 420)测定;2)阳离子交换量(CEC)通过非缓冲的硫脲银(AgTU)对土壤胶体表面负电荷吸附完成的:称 1g 风干土放入摇瓶中,加入  $0.01\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$  AgTU 溶液 50mL,振荡四小时后过滤、离心,测量上清液中剩余银离子便可换算得到 CEC;3)有机碳含量(OC)为总碳与无机碳含量的差值:用高温燃烧法测定总碳,无机碳通过加入 HCl 后释放  $\text{CO}_2$  获得;4)土壤质地用沉降法测定。

附表 1 不同土壤的基本理化性质

| 序号 | 地点   | 类型  | pH 值<br>(1:5H <sub>2</sub> O) | 阳离子交换量<br>CEC/( $\text{cmol}^+\cdot\text{kg}^{-1}$ ) | 有机碳<br>OC/% | 粘粒含量<br>( $<0.02\mu\text{m}$ ) | 背景值<br>Cd/( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) |
|----|------|-----|-------------------------------|------------------------------------------------------|-------------|--------------------------------|----------------------------------------------|
| 1  | 广州   | 砖红壤 | 5.27                          | 7.12                                                 | 1.47        | 5.34                           | 0.168                                        |
| 2  | 祁阳   | 红壤  | 4.54                          | 7.47                                                 | 0.87        | 46.1                           | 0.121                                        |
| 3  | 嘉兴   | 水稻土 | 6.72                          | 12.8                                                 | 2.46        | 38.9                           | 0.119                                        |
| 4  | 重庆   | 紫色土 | 7.02                          | 22.3                                                 | 0.99        | 27.3                           | 0.207                                        |
| 5  | 灵山   | 棕壤  | 7.48                          | 22.7                                                 | 2.28        | 19.9                           | 0.112                                        |
| 6  | 郑州   | 潮土  | 8.66                          | 8.51                                                 | 1.57        | 15.9                           | 0.169                                        |
| 7  | 公主岭  | 黑土  | 7.31                          | 28.8                                                 | 2.17        | 44.6                           | 0.142                                        |
| 8  | 呼和浩特 | 黑钙土 | 7.66                          | 22.7                                                 | 2.66        | 37.1                           | 0.082                                        |
| 9  | 杨凌   | 垆土  | 8.56                          | 8.46                                                 | 0.62        | 27.5                           | 0.146                                        |

从附表 1 可以看出,实验所采集的土壤涵盖了我国从南(红壤、砖红壤)到北方(棕壤土、潮土)等多个土壤类型,土壤 pH 值平均值为 7.02,范围从 4.54-8.66,其中,酸性土壤( $\text{pH}<7.0$ )、中性土壤( $\text{pH}7.0-7.5$ )、碱性土壤( $\text{pH}>7.5$ )各占 1/3。土壤阳离子交换量(CEC)范围 7.12-28.8  $\text{cmol}^+\cdot\text{kg}^{-1}$ ;土壤有机碳含量(OC%)范围为 0.62%-2.66%。

供试农产品:采用水稻、小白菜、玉米进行 Cd 毒性测试以及不同化学浸提方法研究。

盆栽试验:每 3 kg 风干土装入高 16 cm、直径 13 cm 的塑料盆中。每种土壤根据预备实验结果,添加 3 种不同 Cd 水平(0、1.2、3.0mg/kg),每个处理 3 个重复。外源 Cd 为分析纯  $3\text{CdSO}_4\cdot 8\text{H}_2\text{O}$  溶液加入,根据不同土壤最大田间持水量(MWHC),将含有上述不同 Cd 浓度的溶液按照 70%MWHC 体积与土壤充分搅拌混匀后装入盆中。以 0.25 g 尿素/kg 土、0.15 g  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ /kg 土和 0.04 g KCl/kg 土的比例向盆中加入 NPK 底肥,并充分混匀。土壤维持 70%最大田间持水量 5 周,直至平衡。水稻、小麦、玉米种子用 10%的  $\text{H}_2\text{O}_2$  表面消毒 20 分钟后,用去离子水冲洗 5 次,置于覆有湿润滤纸的培养皿中发芽。待种子发芽后,选取 6 株长势一致的幼苗,移栽至塑料盆中。培养 35d 后,先用自来水将水稻苗完全洗净,为去除黏

---

附在苗上的 Cd 离子，用 20 mmol/L EDTA-2Na 交换 20min，然后用去离子水冲洗将幼苗分成地上部和根系两部分，于烘箱 105℃杀青 30min，再 80℃烘至恒重，测定地上部干重和根系干重及 Cd 含量。

土壤有效态 Cd 提取分别采用如下不同浸提方法：

(1) 0.01 mol/L CaCl<sub>2</sub> 浸提方法

称取 2.2196g 无水 CaCl<sub>2</sub> 试剂（分析纯），溶解后用去离子水定容至 2L。准确称取 2.50g 土壤样品于 50ml 离心管中，加入 0.01mol/L CaCl<sub>2</sub> 溶液 25mL，于 20℃，200rpm 条件下往复振荡 2h。完成震荡后在 1800×g 条件下离心 10min。

(2) 0.05mol/L Na<sub>2</sub>-EDTA 浸提方法

称取 37.224g Na<sub>2</sub>-EDTA 试剂（分析纯），溶解后用去离子水定容至 2L。准确称取 5.00g 土壤样品于 50ml 离心管中，加入 0.05mol/L Na<sub>2</sub>-EDTA 溶液 25mL，于 20℃，200rpm 条件下往复振荡 2h。完成震荡后在 4000 r/min 条件下离心 20min。

(3) Mehlich-3(M3)浸提方法

准确称取 2.50g 土壤样品于 50 ml 离心管中，加入 Mehlich-3 溶液 25mL，于 25℃，200rpm 的条件下往复振荡 2h。完成震荡后在 4000 r/min 条件下离心 20min。

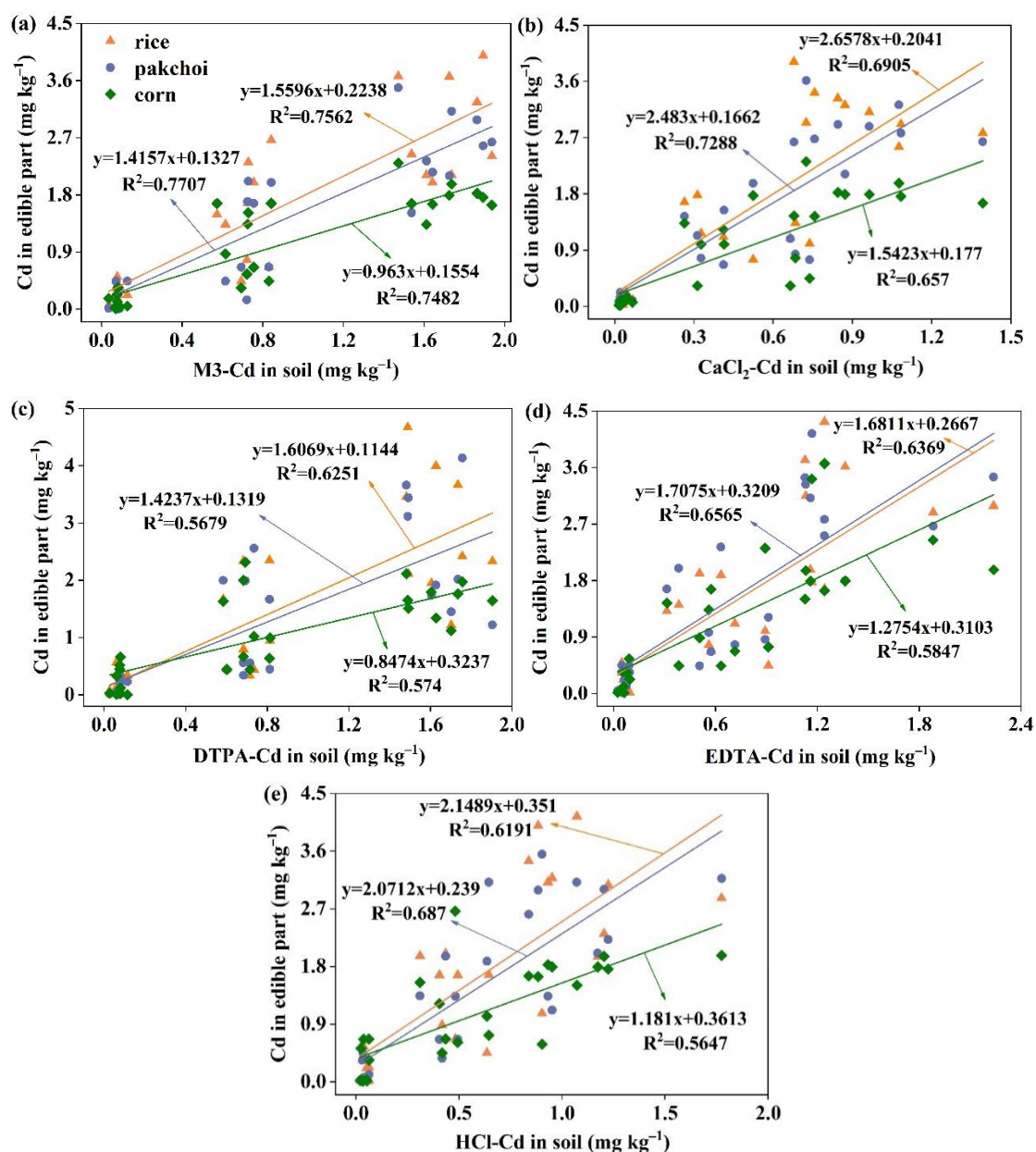
(4) 0.1 mol/L HCl 浸提方法

准确称取 2.50g 土壤样品于 50ml 离心管中，加入 0.1 mol/L HCl 溶液 25 mL，于 20℃，25±10 rpm 条件下往复振荡 4h。完成震荡后在 4000 r/min 条件下离心 10min。

(5) DTPA 浸提方法

称取 2.50 g 土壤样品于 50 mL 离心管中，加入 25 mL 浸提剂（0.005 mol/L DTPA-0.01 mol/L CaCl<sub>2</sub>-0.01 mol/L TEA），pH=7.3，在室温下振荡 30min，完成震荡后在 4000 r/min 条件下离心 10min。

本实验基于不同农产品，研究了不同浸提方法（Mehlich-3、CaCl<sub>2</sub>、DTPA、EDTA、HCl）对土壤中外源添加有效态 Cd 的提取，并建立土壤有效态 Cd 与植株可食部位 Cd 的剂量-效应关系，结果如附图 1 和附表 2 所示。如附图 1 所示，不同化学浸提法提取有效态 Cd 含量与水稻、小白菜和玉米地上部 Cd 吸收量之间均呈显著正相关，仅以水稻为例，M3 浸提法植株地上部 Cd 含量与土壤有效态 Cd 含量的相关性达到了 75.6%，EDTA 浸提法 63.7%，DTPA 浸提法 62.5%，HCl 浸提法 61.9%，CaCl<sub>2</sub> 浸提法 69.0%。其相关性的顺序为 M3>CaCl<sub>2</sub>>HCl>EDTA>DTPA。具体地，土壤 M3-Cd 含量与作物吸收 Cd 含量关系密切，无论是与水稻、小白菜还是玉米地上部 Cd 含量都达到极显著的线性相关关系；HCl-Cd 含量与 CaCl<sub>2</sub>-Cd 含量与作物地上部吸 Cd 量间相关关系较差。可见，采用 M3 浸提土壤有效 Cd 浓度能够直接反映作物吸收 Cd 与 Cd 的生态危害状况，适合作为通用浸提方法。



附图 1 土壤有效态 Cd 测定值与植株可食部位 Cd 含量相关关系

附表 2 基于不同通用浸提方法土壤有效态 Cd 与农产品 Cd 拟合关系的相关性

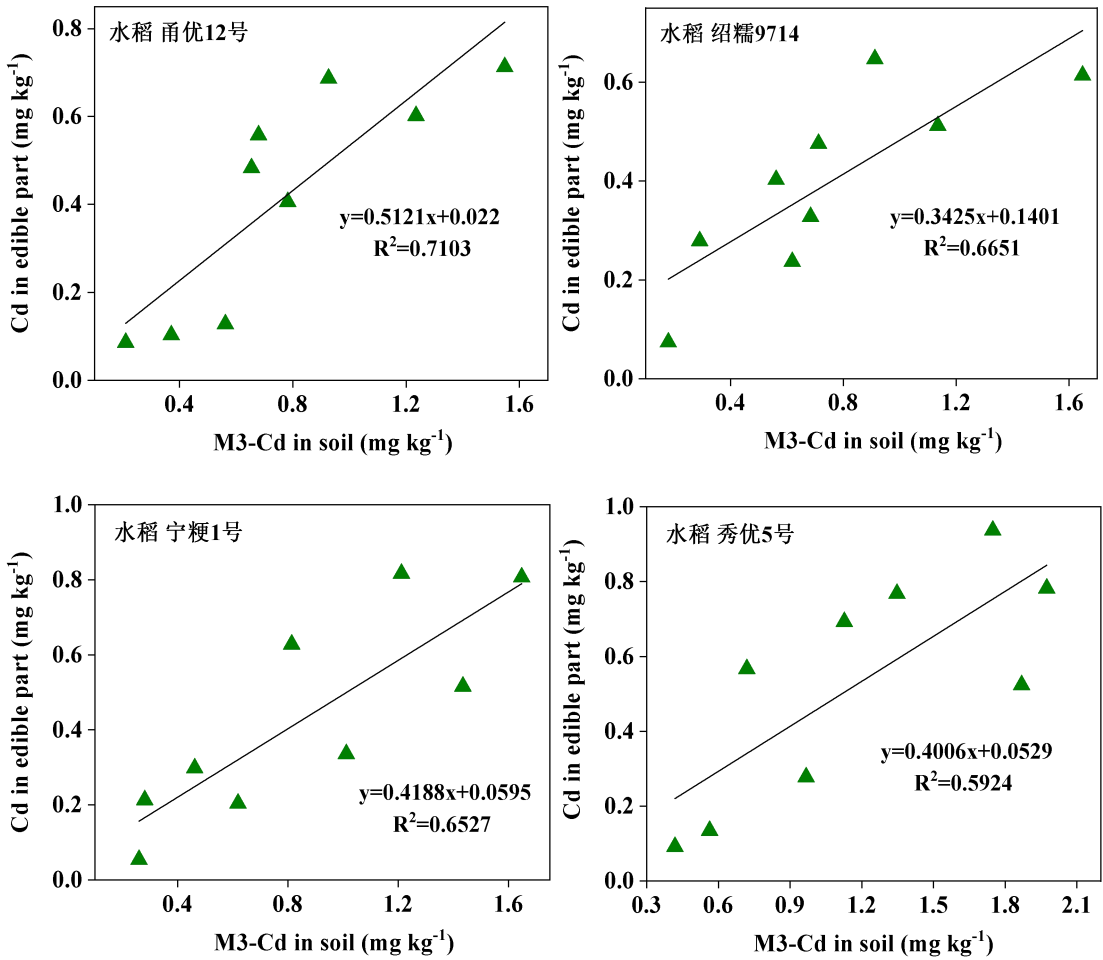
| 浸提方法              | 基于测试物种的线性回归方程 $R^2$ |        | 总 $R^2$ |
|-------------------|---------------------|--------|---------|
| M3                | 水稻                  | 0.7562 | 0.765   |
|                   | 小白菜                 | 0.7707 |         |
|                   | 玉米                  | 0.7482 |         |
| CaCl <sub>2</sub> | 水稻                  | 0.6905 | 0.710   |
|                   | 小白菜                 | 0.7288 |         |
|                   | 玉米                  | 0.657  |         |
| DTPA              | 水稻                  | 0.6251 | 0.607   |
|                   | 小白菜                 | 0.5679 |         |
|                   | 玉米                  | 0.574  |         |

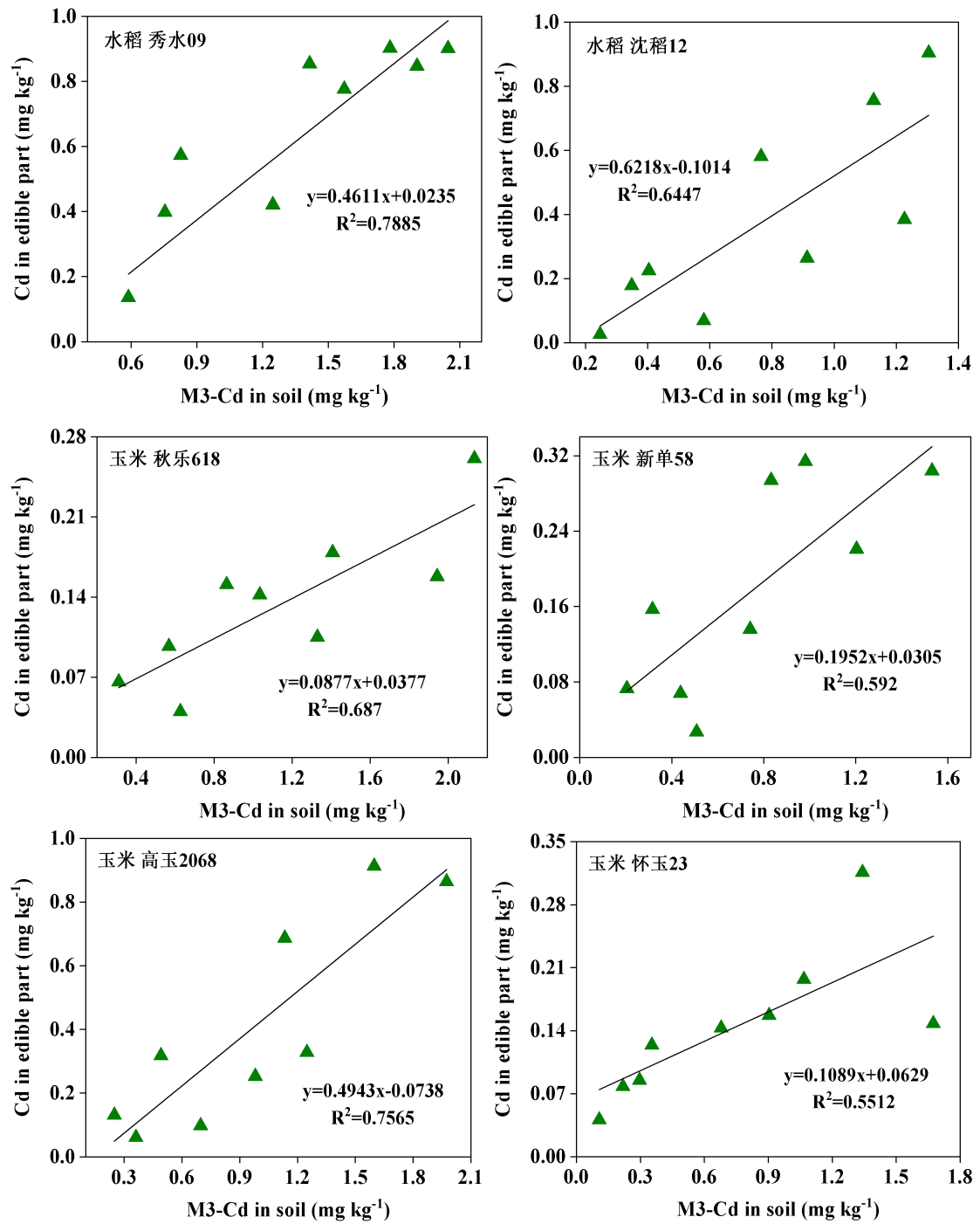


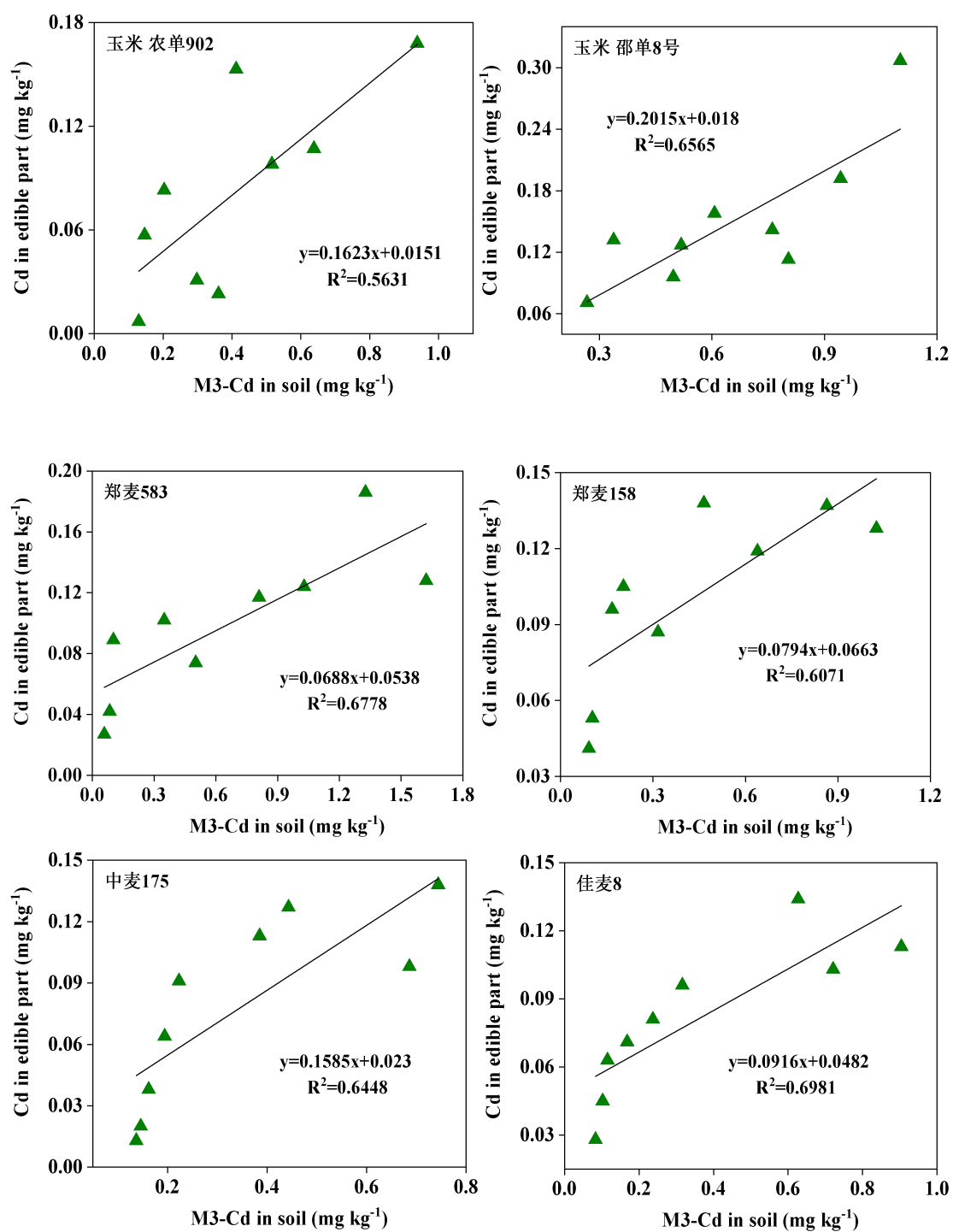
|      |     |        |       |
|------|-----|--------|-------|
| EDTA | 水稻  | 0.6369 | 0.641 |
|      | 小白菜 | 0.6565 |       |
|      | 玉米  | 0.5847 |       |
| HCl  | 水稻  | 0.6191 | 0.656 |
|      | 小白菜 | 0.687  |       |
|      | 玉米  | 0.5647 |       |

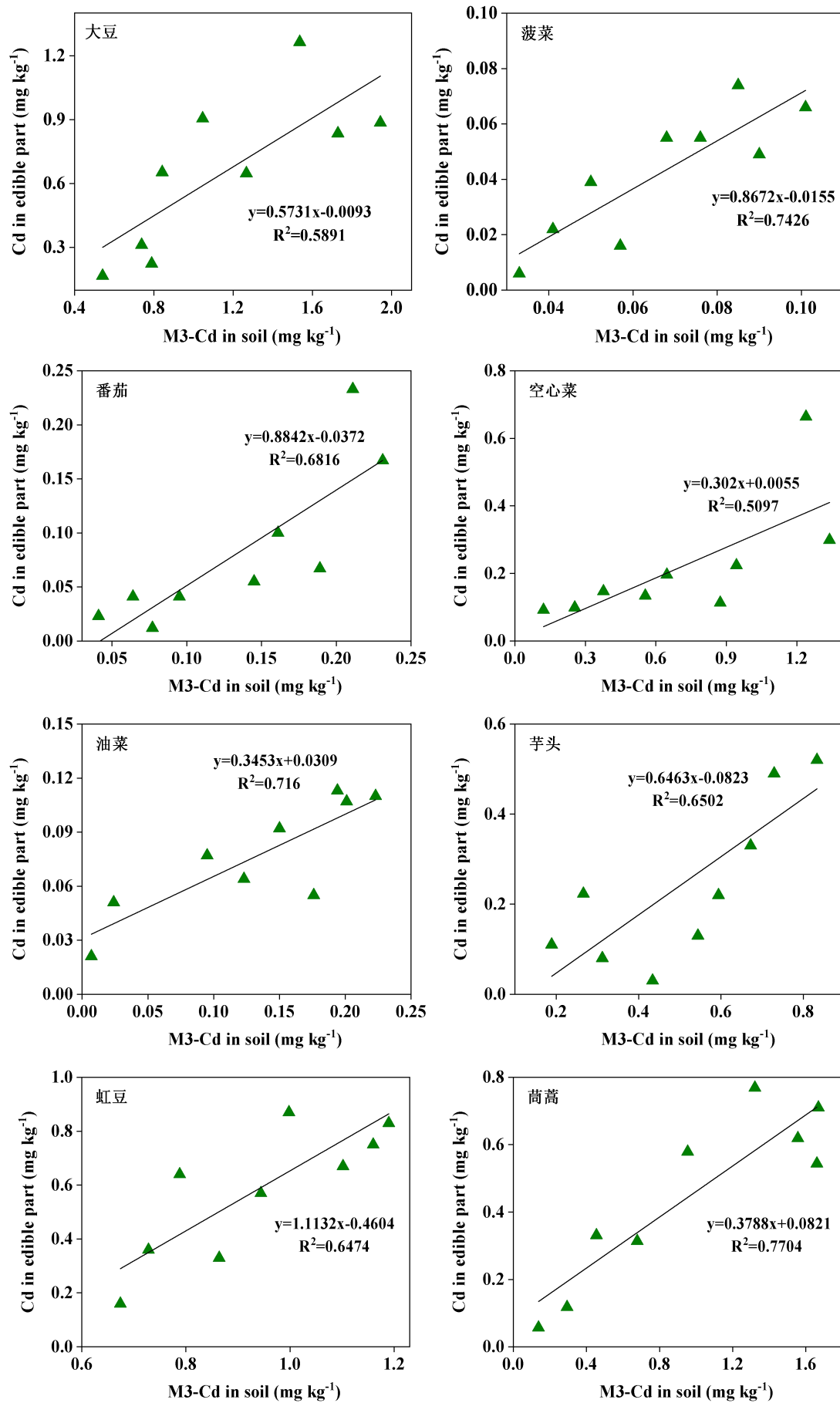
2 基于通用浸提法（M3）土壤有效态 Cd 与作物 Cd 剂量-效应关系

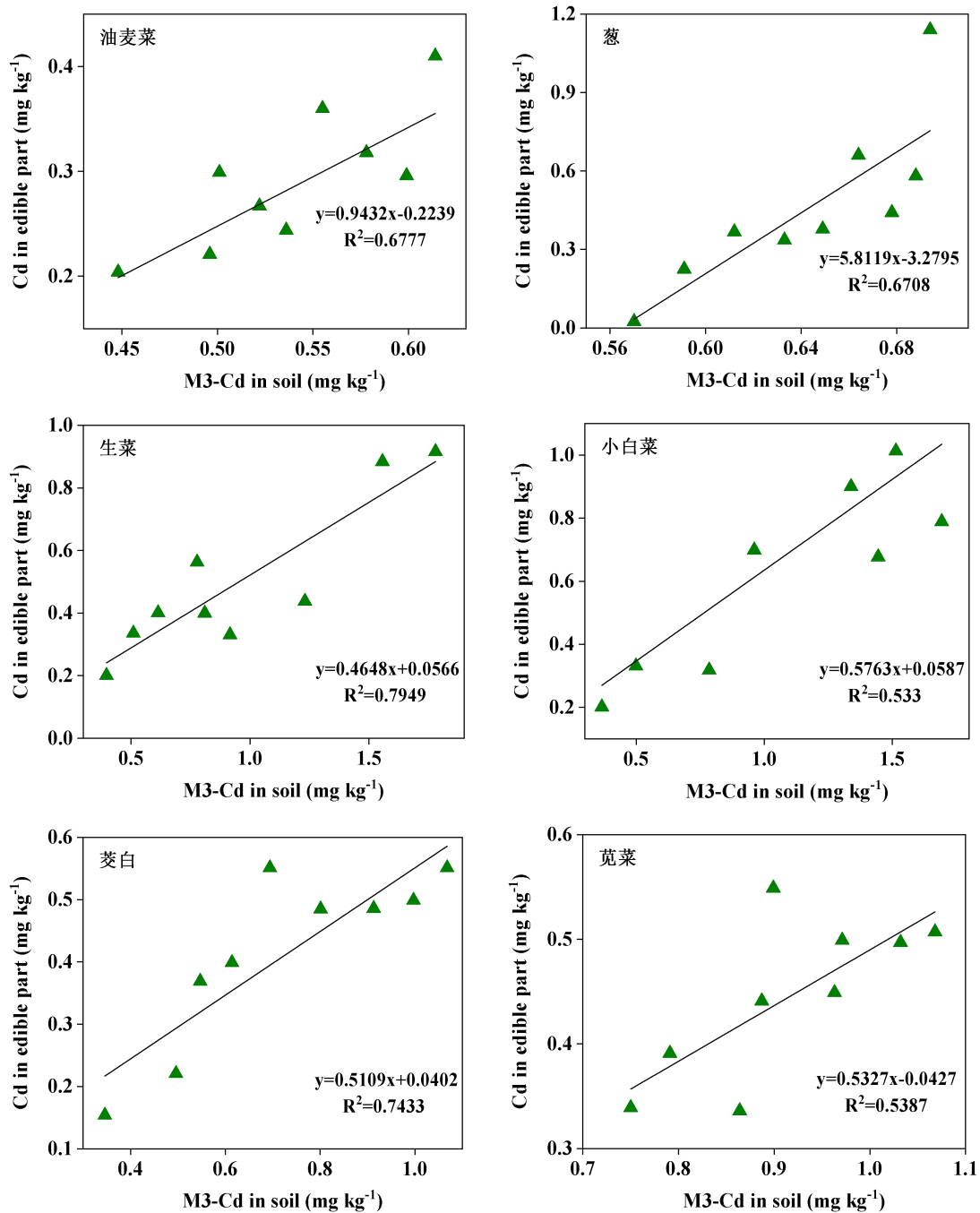
采用 Mehlich-3 浸提方法作为土壤有效态 Cd 的通用浸提方法，选取不同的农产品（水稻、玉米、小麦、大豆、蔬菜等 30 个不同作物品种）进行 Cd 毒性测试，拟合剂量-效应关系，如附图 2 所示，拟合方程的相关系数如附表 3 所示。











附图 2 基于通用浸提方法的不同作物 Cd 吸收剂量-效应关系

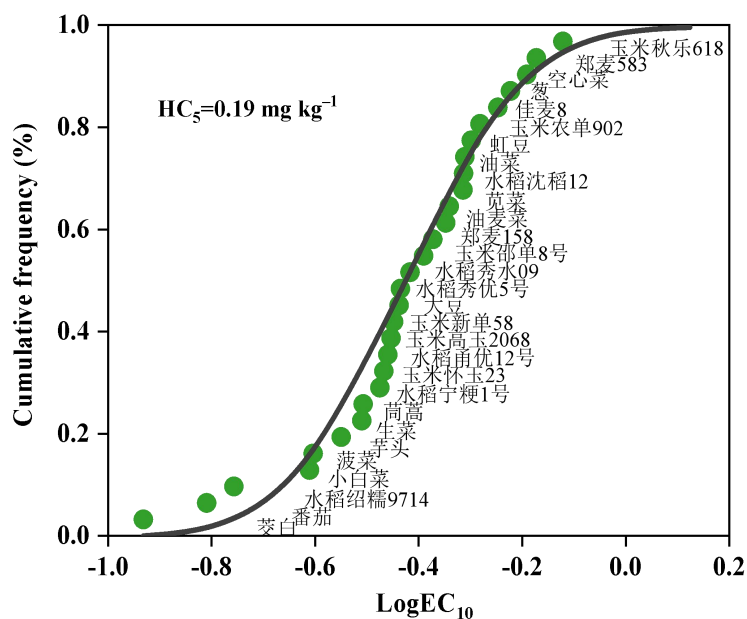
附表 3 基于通用浸提方法土壤有效态 Cd 与农产品 Cd 拟合关系的相关性

| 农产品名称      | 回归方程                   | 农产品中 Cd 限值<br>mg/kg (GB 2762) | 土壤中 M3-Cd 限值<br>(mg/kg) |
|------------|------------------------|-------------------------------|-------------------------|
| 水稻 甬优 12 号 | $y = 0.5121x + 0.022$  | 0.2                           | 0.347                   |
| 水稻 绍糯 9714 | $y = 0.3425x + 0.1401$ |                               | 0.175                   |
| 水稻 秀水 09   | $y = 0.4611x + 0.0235$ |                               | 0.383                   |
| 水稻 宁粳 1 号  | $y = 0.4188x + 0.0595$ |                               | 0.335                   |

|            |                        |     |       |
|------------|------------------------|-----|-------|
| 水稻 秀优 5 号  | $y=0.4006x+0.0529$     |     | 0.367 |
| 水稻 沈稻 12   | $y=0.6218x-0.1014$     |     | 0.485 |
| 玉米 秋乐 618  | $y=0.0877x+0.0337$     |     | 0.756 |
| 玉米 高玉 2068 | $y=0.4943x-0.0738$     |     | 0.352 |
| 玉米 怀玉 23   | $y=0.1089x+0.0629$     | 0.1 | 0.341 |
| 玉米 新单 58   | $y=0.1952x+0.0305$     |     | 0.356 |
| 玉米 农单 902  | $y=0.1623x+0.0151$     |     | 0.523 |
| 玉米 邵单 8 号  | $y=0.2015x+0.018$      |     | 0.407 |
| 郑麦 583     | $y=0.0688x+0.0538$     |     | 0.672 |
| 郑麦 158     | $y=0.0794x+0.0663$     | 0.1 | 0.424 |
| 中麦 175     | $y=0.1585x+0.023$      |     | 0.486 |
| 佳麦 8       | $y=0.0916x+0.0482$     |     | 0.566 |
| 大豆         | $y=0.5731x-0.0093$     | 0.2 | 0.365 |
| 菠菜         | $y = 0.8672x - 0.0155$ | 0.2 | 0.249 |
| 番茄         | $y = 0.8842x - 0.0372$ | 0.1 | 0.155 |
| 空心菜        | $y = 0.302x+0.0055$    | 0.2 | 0.644 |
| 油菜         | $y = 0.3453x + 0.0309$ | 0.2 | 0.489 |
| 小白菜        | $y = 0.5763x + 0.0587$ | 0.2 | 0.245 |
| 虹豆         | $y = 1.1132x - 0.4604$ | 0.1 | 0.503 |
| 茼蒿         | $y = 0.3788x + 0.0821$ | 0.2 | 0.311 |
| 油麦菜        | $y = 0.9432x - 0.2239$ | 0.2 | 0.449 |
| 葱          | $y = 5.8119x - 3.2795$ | 0.2 | 0.599 |
| 茭白         | $y = 0.5109x + 0.0402$ | 0.1 | 0.117 |
| 芋头         | $y = 0.6463x - 0.0823$ | 0.1 | 0.282 |
| 生菜         | $y = 0.4648x + 0.0566$ | 0.2 | 0.309 |
| 茼菜         | $y = 0.5327x - 0.0427$ | 0.2 | 0.456 |

### 3 基于保护农产品安全的土壤修复标准（M3-Cd）推导

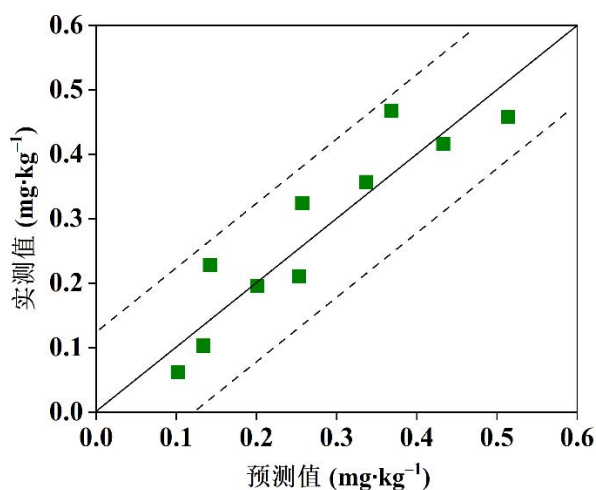
物种敏感性分布（SSD）法在生态风险评估中得到普遍的应用(Wheeler et al., 2002; Hose et al., 2004; Heemsbergen et al., 2009)。通过 SSD 法可以确定保护环境中大多数(通常是 95%)物种的污染物最大限量浓度,由此来确定土壤修复基准(Wheeler et al., 2002; Hose et al., 2004)。目前应用于拟合污染物毒理数据的概率分布函数主要包括 Log-normal 分布函数、Log-logistic 分布函数、Burr Type III 分布函数、Log-triangular 分布函数、Weibull 分布函数等,并且研究证实 BurrIII 分布函数是一种灵活的三参数分布函数,能够更好的拟合毒理数据的 SSD 分布(Wheeler et al., 2002; Heemsbergen et al., 2009; Fox, 2008; 王印等, 2009)。基于不同农产品安全（GB2762）的农田土壤 Cd（M3-Cd）连续性 HC<sub>5</sub> 分布曲线如附图 3 所示。在本研究中, Bur-III 分布模型拟合效果最好, 最小误差为 RMSE=0.087。本研究推导出 HC<sub>5</sub> 的值为 0.19 mg·kg<sup>-1</sup>, 即农田土壤 Cd 有效态浓度（M3-Cd）低于 0.19 mg·kg<sup>-1</sup> 可保护 95%农产品质量安全（符合 GB2762-2022 限值要求）。



附图 3 基于不同农产品土壤有效态 Cd 的 SSD 拟合曲线

#### 4 Cd 污染农田土壤修复标准值 (M3-Cd) 田间验证

本项目利用 2 种不同品种水稻 (Cd 敏感性和非敏感性品种), 在湖南红壤与浙江嘉兴水稻土田间实际条件下对所导出的 Cd 毒性阈值进行验证试验, 基于项目水稻籽粒中 Cd 的毒害阈值 (浓度) 测值与实验室测定浓度间的关系见附图 4。在田间条件下, 二种不同 Cd 敏感性水稻籽粒中 Cd 的预测浓度为  $0.102\text{--}0.514\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 实测值为  $0.062\text{--}0.467\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , 从附图 4 可以看出, 实验室条件下所得出的 Cd 毒性值 (籽粒浓度) 与田间条件下 Cd 对水稻的毒性值较吻合, 二种不同 Cd 敏感性水稻籽粒中 Cd 实测值都在预测值 $\pm$ 两倍的误差范围内。



附图 4 农田土壤 Cd 修复标准 (M3-Cd) 田间验证

---

## 附录 2 主要参考文献

- Sun X, Qin L, Wang L, Zhao S, Yu L, Wang M, Chen S. Aging factor and its prediction models of chromium ecotoxicity in soils with various properties. *Science of the Total Environment*, 2022, 847, 157622.
- Qin L, Wang M, Zhao S, Li S, Lei X, Wang L, Sun X, Chen S. Effect of soil leaching on the toxicity thresholds (EC<sub>x</sub>) of Zn in soils with different properties. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2021, 228, 112999.
- Zhao S, Qin L, Wang L, Sun X, Yu L, Wang M, Chen S. Ecological risk thresholds for Zn in Chinese soils. *Science of the Total Environment*, 2022, 833, 155182.
- Qin X, Wang L, Sun X, Yu L, Wang M, Chen S. Ecological toxicity (EC<sub>x</sub>) of Pb and its prediction models in Chinese soils with different physiochemical properties. *Science of the Total Environment*, 2022, 853, 158769.
- Li S, Yang B, Wang M, Zhang R, Chen K, He Z, Shi H, Chen S. Environmental quality standards for agricultural land in China: What should be improved on derivation methodology?. *Journal of Environmental Management*, 2022, 324, 116334.
- Smolders E, Oorts K, Van Sprang P, et al. Toxicity of Trace Metals in Soil as Affected by Soil Type and Aging after Contamination: Using Calibrated Bioavailability Models to Set Ecological Soil Standards. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2009, 28(8), 1633-1642.
- Wang Y, Su Y, Lu S. Predicting accumulation of Cd in rice (*Oryza sativa* L.) and soil threshold concentration of Cd for rice safe production. *Science of the Total Environment*, 2020, 738, 32526413.
- 高梦雯. 污染土壤修复标准及修复效果评定方法探讨[J]. 中国标准化, 2019(14): 205-206.
- 刘彬, 孙聪, 陈世宝, 张晓倩, 宋文恩, 李宁. 水稻土中外源 Cd 老化的动力学特征与老化因子[J]. 中国环境科学, 2015, 35(7): 2137-2145.
- 孙聪, 陈世宝, 宋文恩, 李宁, 不同品种水稻对土壤中镉的富集特征及敏感性分布(SSD)[J]. 中国农业科学, 2014, 47(12): 2384-2394.
- 宋文恩, 陈世宝. 基于水稻根伸长的不同土壤中镉 (Cd) 毒性阈值 (EC<sub>x</sub>) 及预测模型[J]. 中国农业科学, 2014, 47(17): 3434-3443.
- 张耀丹, 邱琳琳, 杜文超, 尹颖, 郭红岩. 土壤环境基准的研究现状及展望[J]. 南京大学学报(自然科学), 2017, 53(02): 209-217.
- 刘尧, 周启星, 谢秀杰, 林大松, 荣伟英. 土壤甲苯、乙苯和二甲苯对蚯蚓及小麦的毒性效应[J]. 中国环境科学, 2010, 30(11): 1501-1507.
- 魏旭. 荷兰土壤污染修复标准制度述评[J]. 环境保护, 2018, 46(18): 73-77.
- 周启星. 环境基准研究与环境标准制定进展及展望[J]. 生态与农村环境学报, 2010, 26(01): 1-8.
- 周启星. 污染土壤修复基准与标准进展及我国农业环保问题[J]. 农业环境科学学报, 2010,



---

29(01): 1-8.

周启星, 罗义, 祝凌燕. 环境基准值的科学研究与我国环境标准的修订[J]. 农业环境科学学报, 2007(01): 1-5.

宋静, 骆永明, 夏家淇. 我国农用地土壤环境基准与标准制定研究[J]. 环境保护科学, 2016, 42(4): 29-35.

刘肃, 李酉开. Mehlich 3 通用浸提剂的研究[J]. 土壤学报, 1995(02):132-141.