

附件 6

# 《农用地土壤环境质量标准 (二次征求意见稿)》编制说明

《土壤环境质量标准》修订项目组  
二〇一五年八月

项目名称： 修订《土壤环境质量标准》（GB 15618-1995）

牵头承担单位：环境保护部南京环境科学研究所

项目负责人： 林玉锁

标准所技术管理责任人：李 敏、王海燕

标准处行政管理责任人：段光明

# 目 录

1 概述 .....	49
2 关于标准名称.....	49
3 关于标准适用范围.....	49
4 关于规范性引用文件.....	50
5 关于术语和定义.....	50
6 关于土壤污染物项目.....	50
7 关于基本项目土壤污染物含量限值.....	55
8 关于其他项目土壤污染物含量限值.....	71
9 关于土壤监测方法.....	78
10 关于标准实施与监督.....	78
11 其他需要说明的问题.....	79

## 1 概述

修订后的《农用地土壤环境质量标准》共由六个部分组成：适用范围、规范性引用文件、术语和定义、农用地土壤污染物含量限值、监测、实施与监督。对照现行《土壤环境质量标准》（GB15618-1995，以下简称“现行标准”），本次修订的主要内容：

- （1）标准名称由《土壤环境质量标准》调整为《农用地土壤环境质量标准》；
- （2）更新了规范性引用文件；
- （3）删除了现行标准中的一级标准值；
- （4）调整、整合了现行标准中的二级和三级标准；
- （5）增加了农用地土壤污染物控制项目；
- （6）调整了土壤 pH 分组；
- （7）调整了总镉、总铅、六六六和滴滴涕含量限值；
- （8）新增总锰、总钴、总硒、总钒、总锑、总铊、总钼、氟化物（水溶性氟）、苯并[a]芘、石油烃类总量、邻苯二甲酸酯类总量等 11 种污染物含量限值；
- （9）更新了监测要求；
- （10）调整了实施与监督要求。

现就修订内容逐条说明理由和依据。

## 2 关于标准名称

现行标准名称为《土壤环境质量标准》，修订后采用《农用地土壤环境质量标准》名称，保留原标准号。主要理由：现行标准主要适用于农用地土壤环境质量评价，新标准应充分体现农用地土壤保护和质量管理思路，与土壤污染防治立法精神、土壤环境保护制度要求相适应，在进一步明确标准适用对象的同时注意保持标准名称的继承性和连续性。

## 3 关于标准适用范围

现行标准适用范围表述为“适用于农田、蔬菜地、茶园、果园、牧场、林地、自然保护区等地的土壤”，修订后标准仍以适用于农用地耕地、园地、草地和林地为主，具体类型依据《土地利用现状分类》（GB/T 21010-2007）划分。所以，

本标准统一表述为“适用于农用地土壤环境质量评估与管理”，对农用地定义在“术语和定义”具体表述。自然保护区等法律上需要特殊保护的土壤评价与管理以所在区域土壤环境背景值为依据。

## 4 关于规范性引用文件

本标准增加了主要规范性引用文件，主要包括：《土地利用现状分类》（GB/T 21010-2007），《土壤环境监测技术规范》（HJ/T 166），《土壤环境质量评价技术规范》（制订中），以及本标准规定的土壤污染物分析方法等。

## 5 关于术语和定义

保留现行标准中“土壤”和“阳离子交换量”两个术语和定义，增加了“农用地”术语和定义。农用地定义表述为：依据 GB/T 21010-2007，特指 01 耕地中的 011 水田、012 水浇地、013 旱地；02 园地中的 021 果园、022 茶园；03 林地和 04 草地中的 041 天然牧草地、042 人工牧草地。其他农用地可以对照执行。

## 6 关于土壤污染物项目

现行标准中土壤污染物项目 10 个，其中：8 个为无机污染物（镉、汞、砷、铜、铅、铬、锌、镍），2 个为有机污染物（六六六、滴滴涕）。随着我国土壤污染的复杂性，土壤中污染物种类及其数量大大增多，为了满足土壤污染防治与管理的需要，本次标准修订将适度增加标准的污染物项目。

### 6.1 确定依据

#### （1）土壤中污染物检出率情况

为了全面了解和掌握我国土壤污染物种类和数量，筛选确定我国土壤污染控制与管理的优先污染物清单，国家在“七五”、“十一五”期间组织开展了全国范围内土壤环境背景调查和土壤污染状况调查。全国土壤环境质量状况调查监测项目包括必测项目 22 个（含土壤理化性质、无机污染物和有机污染物），选测项目 16 个（含无机污染物有效态、稀土元素总量、多氯联苯和石油烃等）；全国土壤背景点土壤典型剖面监测项目 20 个（含土壤理化性质、无机污染物和有机污染物），土壤主剖面监测项目包括 61 个元素全量、13 个元素有效态、4 类有机污染物和部分土壤理化性质指标。重点区域土壤污染调查必测项目 22 个，选测项目

70 个。无机类项目主要有：砷、镉、钴、铬、铜、氟、汞、锰、镍、铅、硒、钒、锌等；有机类项目主要有：有机氯农药类、多环芳烃类、邻苯二甲酸酯类、多氯联苯类、石油烃类、其他农药类等。

全国土壤污染状况调查结果显示，重金属类污染物在土壤中普遍检出，有机污染物存在明显的区域性分布。有机污染物在土壤中检出率较高的有多环芳烃总量、邻苯二甲酸酯类总量、滴滴涕总量和六六六总量，其他持久性有机污染物检出率极低。

## （2）土壤中污染物超标情况

全国土壤污染状况调查公报显示，以镉、汞、砷、铜、铅、铬、锌、镍和六六六、滴滴涕、多环芳烃为评价项目，全国土壤总的超标率为 16.1%，其中轻微（超标倍数在1倍至2倍之间）、轻度（超标倍数在2倍至3倍之间）、中度（超标倍数在3倍至5倍之间）和重度（超标倍数大于5倍以上）超标比例分别为11.2%、2.3%、1.5%和1.1%。超标类型以无机型为主，有机型次之，复合型污染比重较小，无机污染物超标点位占全部超标点位的82.8%。无机污染物中，镉、汞、砷、铜、铅、铬、锌、镍点位超标率分别为7.0%、1.6%、2.7%、2.1%、1.5%、1.1%、0.9%、4.8%。有机污染物中，六六六、滴滴涕、多环芳烃3类有机污染物点位超标率分别为0.5%、1.9%、1.4%。

从全国土壤污染格局分布情况看，南方土壤污染重于北方；长江三角洲、珠江三角洲、东北老工业基地等部分区域土壤污染问题较为突出，西南、中南地区土壤重金属超标范围较大；镉、汞、砷、铅4种无机污染物含量分布呈现从西北到东南、从东北到西南方向逐渐升高的态势。

从不同土地利用类型土壤超标情况看，耕地土壤点位超标率为19.4%，其中轻微、轻度、中度和重度污染点位比例分别为13.7%、2.8%、1.8%和1.1%，主要污染物为镉、镍、铜、砷、汞、铅、滴滴涕和多环芳烃。林地土壤点位超标率为10.0%，其中轻微、轻度、中度和重度污染点位比例分别为5.9%、1.6%、1.2%和1.3%，主要污染物为砷、镉、六六六和滴滴涕。草地土壤点位超标率为10.4%，其中轻微、轻度、中度和重度污染点位比例分别为7.6%、1.2%、0.9%和0.7%，主要污染物为镍、镉和砷。未利用地土壤点位超标率为11.4%，其中轻微、轻度、中度和重度污染点位比例分别为8.4%、1.1%、0.9%和1.0%，主要污染物为镍和

镉。

从典型污染类型土壤污染状况看，在调查的 690 家重污染企业用地及周边的 5846 个土壤点位中，超标点位占 36.3%，主要涉及黑色金属、有色金属、皮革制品、造纸、石油煤炭、化工医药、化纤橡塑、矿物制品、金属制品、电力等行业。在调查的 81 块工业废弃地的 775 个土壤点位中，超标点位占 34.9%，主要污染物为锌、汞、铅、铬、砷和多环芳烃，主要涉及化工业、矿业、冶金业等行业。在调查的 146 家工业园区的 2523 个土壤点位中，超标点位占 29.4%。其中，金属冶炼类工业园区及其周边土壤主要污染物为镉、铅、铜、砷和锌，化工类园区及周边土壤的主要污染物为多环芳烃。在调查的 188 处固体废物处理处置场地的 1351 个土壤点位中，超标点位占 21.3%，以无机污染为主，垃圾焚烧和填埋场有机污染严重。在调查的 13 个采油区的 494 个土壤点位中，超标点位占 23.6%，主要污染物为石油烃和多环芳烃。在调查的 70 个矿区的 1672 个土壤点位中，超标点位占 33.4%，主要污染物为镉、铅、砷和多环芳烃。有色金属矿区周边土壤镉、砷、铅等污染较为严重。在调查的 55 个污水灌溉区中，有 39 个存在土壤污染。在 1378 个土壤点位中，超标点位占 26.4%，主要污染物为镉、砷和多环芳烃。在调查的 267 条干线公路两侧的 1578 个土壤点位中，超标点位占 20.3%，主要污染物为铅、锌、砷和多环芳烃，一般集中在公路两侧 150 米范围内。

### （3）重金属污染重点防控项目

近 10 年，我国重金属污染事件呈高发态势，《重金属污染综合防治“十二五”规划》提出了重金属污染防控的重点行业 and 重点防控的重金属污染物。依据重金属污染物的产生量和排放量，确定重金属污染防控的重点行业是：重有色金属矿（含伴生矿）采选业（铜矿采选、铅锌矿采选、镍钴矿采选、锡矿采选、锑矿采选、汞矿采选业等）、重有色金属冶炼业（铜冶炼、铅锌冶炼、镍钴冶炼、锡冶炼、锑冶炼、汞冶炼等）、铅蓄电池制造业、皮革及其制造业（皮革鞣制加工等）、化学原料及化学制品制造业（基础化学原料制造和涂料、油墨、颜料及类似产品制造等）。重点防控的重金属污染物是铅、汞、镉、铬、砷、镍、铜、锌、银、钒、锰、钴、铊、锑等其他重金属污染物。

### （4）农产品质量标准污染物控制项目

《食品安全国家标准 食品中污染物限量》(GB 2762-2012)规定了食品中限量指标中涉及污染物项目有：铅、镉、汞、砷、锡、镍、铬、苯并[a]芘、多氯联苯等。

#### (5) 其他相关标准污染物控制项目

《农灌水水质标准》(GB 5084)中污染物控制项目：镉、汞、砷、铬、铅、铜、锌、硒、氟化物和石油烃。《地表水环境质量标准》(GB 3838)中污染物控制项目：镉、汞、砷、铬、铅、铜、锌、硒、氟化物、苯并[a]芘和石油烃。《地下水质量标准》(GB/T 14848)中污染物控制项目：镉、汞、砷、铬、铅、铜、镍、锌、锰、钴、硒、钼、氟化物、六六六和滴滴涕。《环境空气质量标准》(GB 3095)中污染物控制项目：铅和苯并[a]芘。

## 6.2 确定原则和方法

土壤污染物项目确定的原则总体要求是：立足国情、满足管理。具体来说，确定的方法采用列表综合法。按照以下顺序考虑：(1)土壤中普遍存在，检出率较高；(2)普遍存在土壤超标情况；(3)农产品质量标准控制项目；(4)相关标准控制项目；(5)当前重金属污染重点防控项目。综上所述，将各种依据汇总于表 6-3。

表 6-3 土壤污染物项目确定依据汇总

污染物	检出和超标	现行土壤标准	农产品质量标准	农灌水标准	空气标准	地表水标准	地下水标准	重金属防控项目
镉	√	√	√	√		√	√	√
汞	√	√	√	√		√	√	√
砷	√	√	√	√		√	√	√
铬	√	√	√	√		√	√	√
铅	√	√	√	√	√	√	√	√
铜	√	√		√		√	√	√
镍	√	√	√				√	√
锌	√	√		√		√	√	√
锰	√						√	√
钴	√						√	√
硒	√			√		√	√	
钒	√							√
铋	√							√
铊	√							√
钼	√						√	



污染物	检出和超标	现行土壤标准	农产品质量标准	农灌水标准	空气标准	地表水标准	地下水标准	重金属防控项目
氟化物	√			√		√	√	
苯并[a]芘	√		√		√	√		
六六六	√	√					√	
滴滴涕	√	√					√	
石油烃	√			√		√		
邻苯二甲酸酯类	√							
多氯联苯	√							
六氯苯	√							
艾氏剂	√							
氯丹	√							
硫丹 I	√							
硫丹 II	√							
狄氏剂	√							
异狄氏剂	√							
七氯	√							
灭蚊灵	√							
毒杀芬	√							

经综合考虑，在现行标准 10 个项目的基础上，增加了总锰、总钴、总硒、总钒、总锑、总铊、总钼、氟化物（水溶性氟）、苯并[a]芘、石油烃类总量、邻苯二甲酸酯类总量等 11 种污染物项目。并依据土壤中污染物的普遍性和特殊性、突出管理重点、兼顾节约成本等因素，本标准对农用地土壤环境质量标准的项目分了基本项目和其他项目两类：

一类是基本项目。指土壤中普遍存在的污染物，对保护农产品产地土壤环境，保障农产品安全等意义重大，适用于所有地区农用地土壤环境保护与污染防治优先控制和管理的污染物项目，主要有镉、汞、砷、铜、铅、铬、锌、镍和苯并[a]芘。

另一类是其他项目。此类污染物在特定的污染地区土壤中存在，对危害公众健康和生态环境的突出问题等意义重大，适用于特定地区土壤环境污染问题的监测、预警与应急管理，本次标准主要确定了锰、钴、硒、钒、锑、铊、钼、氟化

物、六六六、滴滴涕、石油烃类、邻苯二甲酸酯类等项目。

## 7 关于基本项目土壤污染物含量限值

### 7.1 关于土壤酸碱度分区

基本项目标准采取“分类、分区、分级”的体系结构，按照农用地分类分别规定了耕地、园地、草地和林地的土壤污染物含量限值。保留了现行土壤标准按照土壤 pH 大小进行分区，分别规定了不同土壤 pH 条件下的土壤污染物含量限值。以土壤 pH 大小分区规定土壤重金属含量限值是基于我国土壤 pH 区域分布特点和土壤重金属生物有效性两方面考虑的。

#### (1) 我国土壤酸碱度的区域分布特征

土壤酸碱度是土壤形成过程中所产生的一种属性，因此，土壤酸碱度具有区域性的特点。我国土壤酸碱度区域性差异极大，土壤 pH 变化范围从 3 至 9。

表 7-1 为我国主要土类的 pH 范围。我国土壤酸碱度的地理分布与海洋—大陆相的降雨量有密切关系。随着降雨量的减少和蒸发量的增大，土壤酸碱度也随之由酸变碱，土壤酸碱度也有自南向北增高的趋势。所以，我国土壤的酸碱度呈现“南酸北碱，沿海偏酸，内陆偏碱”的特点。由此可见，我国南部的热带、亚热带湿润铁铝土，如砖红壤、赤红壤、红壤、黄壤等是我国酸性土壤区，pH 也最低 (pH4.5-5.5)，北亚热带—寒温带湿润淋溶土，如黄棕壤、棕壤和暗棕壤等多为微酸性土壤区 (pH5.0-6.5)，半湿润区的半淋溶土和钙层土，如褐土、黑土等为中性土壤区 (pH6.0-7.5)，半干旱的钙层土，如黑钙土、栗钙土和黑地方性垆土属微碱性土壤区 (pH8.0-8.5)，干旱和极端干旱的干旱土和漠土，如棕钙土、灰钙土、灰漠土、灰棕漠土和棕漠土等属于碱性土壤区 (pH8 以上，盐碱化土壤 pH 可达 9 以上)。

表 7-1 我国土壤的酸碱度

序号	土壤	pH	序号	土壤	pH
1	砖红壤	4.5-5.5	29	火山灰土	6.0-7.0
2	赤红壤	4.5-5.5	30	紫色土	5.0-7.5
3	红壤	4.5-6.0	31	磷质石灰土	8.0-9.5
4	黄壤	4.5-5.5	32	石质土	<6.5
5	黄棕壤	5.0-6.0	33	粗骨土	6.5-8.0
6	黄褐土	6.0-7.0	34	草甸土	4.5-9.0
7	棕壤	6.0-7.0	35	砂姜黑土	7.0-9.0

序号	土壤	pH	序号	土壤	pH
8	暗棕壤	5.5-6.5	36	山地草甸土	6.5-8.5
9	白浆土	5.5-6.5	37	林灌草甸土	8.5
10	棕色针叶林土	4.5-5.5	38	潮土	7.0-9.0
11	漂灰土	4.5-6.0	39	沼泽土	5.5-9.0
12	燥红土	6.0-7.0	40	泥炭土	4.0-7.0
13	褐土	7.0-7.5	41	草甸盐土	8.0-9.0
14	灰褐土	7.0-8.0	42	滨海盐土	7.5-8.5
15	黑土	6.0-6.5	43	酸性硫酸盐土	3.0-6.0
16	灰色森林土	6.0-7.0	44	漠境盐土	>8.5
17	黑钙土	7.0-7.5	45	碱土	>9.0
18	栗钙土	8.0-8.5	46	水稻土	5.0-8.0
19	黑垆土	7.5-8.5	47	灌淤土	8.5
20	棕钙土	8.0-9.0	48	灌漠土	8.0-8.5
21	灰钙土	8.5-9.0	49	草毡土	6.0-8.0
22	灰漠土	>8.0	50	黑毡土	6.5-7.5
23	灰棕漠土	8.0-9.5	51	寒钙土	8.0-9.0
24	棕漠土	8.0-9.5	52	冷钙土	7.5-8.5
25	黄绵土	7.8-8.5	53	冷棕钙土	7.5-8.5
26	红粘土	>8.3	54	寒漠土	7.8-9.2
27	风沙土	-	55	冷漠土	8.0-8.5
28	石灰(岩)土	7.0-8.0	56	寒冻土	7.0-8.5

### (2) 土壤酸碱度与重金属有效性

土壤 pH 是影响土壤中重金属活性的首要因子。通常情况下，土壤 pH 值越低，重金属活性越强、越容易在土壤中迁移，并被农作物吸收。土壤 pH 也影响土壤固相表面电荷，尤其对于我国南方红壤地区的酸性土壤，pH 越低，土壤固相表面正电荷增多，从而影响土壤固相对重金属的吸附与解吸。土壤 pH 也影响重金属在土壤中的化学沉淀与溶解过程。同时，土壤 pH 对植物生长、土壤微生物、动物等有影响。因此，土壤中规定不同土壤 pH 条件的土壤标准值是必要的。

据相关研究数据显示，近 20 年来，我国土壤酸化现象明显。一方面我国南方地区土壤酸化面积增加了；另一方面，有些地区土壤 pH 下降了接近 1 个单位。土壤酸化结果进一步加剧了土壤重金属（尤其是镉）的活性和生物有效性，这与目前我国南方土壤出现的大范围大米镉超标现象极其有关。

### (3) 土壤环境评价的可行性

开展土壤环境质量评价时，通常同步测定土壤 pH。对全国土壤污染调查采集的土壤样品 pH 分组进行统计的结果显示，碱性土壤样品 (pH>7.5) 占 45.5%，

中性土壤样品 (pH6.5~7.5) 占 15.6%，酸性土壤样品 (pH<6.5) 占 38.9%。在酸性土壤样品中，在 pH6.5~5.5 范围的土壤样品占 16.7%。在 pH5.5~4.5 范围内的土壤样品占 17.7%，在 pH≤4.5 范围内的土壤样品比例较少，占 4.5%，所以不需另外分组。由此可见，对 pH6.5 以下进一步划分一级是合理和可行的。

#### (4) 影响土壤酸碱度的因素

成土母质、生物气候是决定土壤酸碱度的关键因素，但是长期的耕作历史和耕作管理也是影响土壤酸碱度短期变化的重要因素，如灌溉、施肥，尤其我国南方水稻区地过去有施用石灰的习惯，都可以引起土壤酸碱度在一定范围内的变化，从而改变重金属有效性。因此，开展土壤环境质量评价时，采用土壤 pH 分档的标准值也不是绝对的，可根据评价时的作物生长所处的具体状况作相应调整。

## 7.2 标准制订方法和依据

### (1) 标准制订方法

现行标准对第二级和第三级标准制订方法采用生态环境效应法，见表 7-2。生态环境效应主要考虑土壤-植物体系、土壤-微生物体系和土壤-水体系三大体系中的生物效应，分别依据实验研究或调查获得的各个体系中不同危害影响的临界含量或浓度，取其中最小数值作为标准定值的基准值，同时结合社会、经济、技术等情况综合确定标准值。

表 7-2 确定土壤重金属标准值的依据

体系	土壤-植物体系		土壤-微生物体系		土壤-水体系	
内容	农产品卫生质量	作物生长	微生物效应		环境效应	
			生化指标	微生物计数	地下水	地面水
目的	防止污染食物链，保证人体健康	保持良好的生产力和经济效益	保持土壤生态处于良性循环		不引起次生的水环境污染	
标准	食品卫生标准、饲料卫生标准或茶叶卫生标准	按减产 10% 以上为准	凡一种以上的生化指标出现的变化) 25%	微生物计数指标出现的变化) 50%	生活饮用水卫生标准 (GB5749-85)	地面水环境质量标准 (GB3838-88)

综合来看，对于农用地，采用生态环境效应法确定标准定值是科学和合理的。现阶段农用地土壤标准仍然突出以保障农林生产和农产品安全、维护公众健康为

主要目标，兼顾其他生态环境效应的影响。未来土壤标准制修订将逐步考虑将生态风险评估方法应用于土壤标准制订中。

(2) 现行标准制订的主要依据

现行标准确定的主要依据和数据支撑：

①根据当时国内最新的土壤环境研究成果，特别是“六五”和“七五”国家科技攻关的“土壤环境背景值研究”和“土壤环境容量研究”最新数据；

②根据当时我国开展的相关土壤污染调查成果，特别是针对六六六和滴滴涕农药残留调查数据；

③根据当时国家规定的食品卫生标准、饲料卫生标准、茶叶卫生标准、生活饮用水卫生标准、地面水环境质量标准等。

例如：当时的食品、饲料或茶叶等的卫生标准分别见表 7-3、表 7-4 和表 7-5。

表 7-3 食品卫生标准(mg/kg)

项 目	粮 食	蔬 菜	水 果	标准代码	标准名称
Cd	大米 0.2	0.05	0.03	GB15201-94	食品中镉限量卫生标准
Hg	成品粮 0.02	0.01	0.01	GB2762-81	食品中汞允许量标准
As	原粮 0.7			GB2715-81	粮食卫生标准
		0.5	0.5	GB4810-84	食品中总砷允许量标准
Cu	粮食 10	10	10	GB15199-94	食品中铜限量卫生标准
	豆类 20				
Pb	1.0			GB2713-81	淀粉类制品卫生标准
		1.0	1.0	GB11671-89	果蔬类罐头食品卫生标准
Cr	1.0	0.5	0.5	GB14961-94	食品中铬限量卫生标准
Zn	成品粮 50	20	5	GB13106-91	食品中锌限量卫生标准
六六六	成品粮 0.3	0.2	0.2	GB2763-81	粮食、蔬菜等食品中六六六、滴滴涕残留量标准
滴滴涕	成品粮 0.2	0.1	0.1	GB2763-81	粮食、蔬菜等食品中六六六、滴滴涕残留量标准

表 7-4 饲料卫生标准 GB13078-91

项 目	适 用 范 围	允许量(mg/kg)
Cd	米糠	≤1
	鸡配合饲料，猪配、混合饲料	≤5
Hg	鸡配合饲料，猪配、混合饲料	≤0.1
As	同上	≤2
Pb	同上	≤5
Cr	生长肥育猪配、混合饲料	≤275
六六六	米糠、小麦麸、大豆饼、粕	≤0.05
	肉用仔鸡、生长鸡配合饲料	≤0.3

六六六	产蛋鸡配合饲料	≤0.3
	生长肥育猪配、混合饲料	≤0.4
滴滴涕	米糠、小麦麸、大豆饼、粕	≤0.02
	鸡配合饲料，猪配、混合饲料	≤0.2

表 7-5 茶叶卫生标准(mg/kg) GB9679-88

项 目	标准值
铅	≤2 (紧压茶: 3)
铜	≤60
六六六	≤0.2 (紧压茶: 0.04)
滴滴涕	≤0.2

### (3) 标准修订相关依据的变化

回顾 20 年的变化，对标准进行修订的相关依据需要进行全面评估：

一是国家相关标准的变化。例如：20 多年来，我国食品安全相关标准发生了较大变化。现行食品安全国家标准（GB 2762-2012）中规定的食品中污染物限量与当时国家规定的食品卫生标准的比较见表 7-6。由表中可见，铅的变化最大，由原来的 1.0mg/kg、0.4mg/kg 加严至 0.2mg/kg。另外，现行食品安全国家标准中对铜、锌、六六六和滴滴涕等污染物未作限量规定的要求。

表 7-6 食品中污染物限量标准的变化

污染物	食品类别	原标准（发布时间）	现标准（2012）
铅	谷物	1.0（1981），0.4（1994）	0.2
	蔬菜	1.0（1981），0.2（1994）	0.1
	水果	1.0（1981），0.2（1994）	0.1
镉	稻谷、糙米、大米	0.2（1994）	0.2
	蔬菜	0.05（1994）	0.05
	水果	0.03（1994）	0.05
汞	谷物	0.02（1981，1994）	0.02
	蔬菜	0.01（1981，1994）	0.01
	水果	0.01（1981，1994）	未规定
砷	谷物	0.7（1981，1994）	0.5
	蔬菜	0.5（1984，1994）	0.5
	水果	0.5（1984，1994）	未规定
铬	谷物	1.0（1994）	1.0
	蔬菜	0.5（1994）	0.5
	水果	0.5（1994）	未规定
铜	谷物	10（1994）	未规定
	蔬菜	10（1994）	未规定
	水果	10（1994）	未规定

锌	谷物	50 (1991)	未规定
	蔬菜	20 (1991)	未规定
	水果	5 (1991)	未规定
六六六	谷物	0.3 (1981)	未规定
	蔬菜	0.2 (1981)	未规定
	水果	0.2 (1981)	未规定
滴滴涕	谷物	0.2 (1981)	未规定
	蔬菜	0.1 (1981)	未规定
	水果	0.1 (1981)	未规定

二是支撑性数据的支持。现行标准充分利用了当时“六五”和“七五”的研究成果，至今仍然是较系统和完整的实验数据。近 20 年来最大的变化是国家开展了相关土壤污染状况调查，掌握了全国范围内土壤污染物含量最新数据，以及获取了部分地区土壤与农作物点对点的大田调查数据。这些数据对分析和检验土壤标准的科学性和合理性提供了有力的证据。

## 7.3 关于土壤镉含量限值调整

### 7.3.1 现行标准中土壤镉标准的确定

现行标准中土壤镉含量限值确定，是根据表 7-2 分别考虑对作物生长的影响、对农产品卫生质量的影响、对微生物效应的影响和对环境效应的影响，获得土壤镉的临界含量值，最后取最小值作为确定标准值的依据。

#### (1) 对作物生长的影响

土壤镉对作物减产 10% 的临界值列于表 7-7。由此可见，临界浓度值：石灰性和中性土壤均  $>10\text{mg/kg}$ ，酸性土壤的水田  $>3\text{mg/kg}$ ，旱地  $>1\text{mg/kg}$ 。

表 7-7 作物减产 10% 的土壤镉临界含量

土壤	pH	作物	临界含量(mg/kg)
草甸褐土（北京）	8.0~8.1	水 稻	30
		冬小麦	10
灰钙土（甘肃）	8.7	春小麦	10
		玉 米	10
石灰性紫色土（重庆）	8.2	水 稻	13
草甸棕壤（辽宁）	6.5~6.8	水 稻	200
		大 豆	10
黑土（黑龙江）	6.9~7.2	春小麦	10
		大 豆	10
黄棕壤（江苏）	6.5~7.2	水 稻	10
		冬小麦	10
中性紫色土（重庆）	6.6	水 稻	16

红壤（韶关）	5.0~5.3	水 稻	3
赤红壤（广州）	4.5~5.1	水 稻	3
		花 生	1
砖红壤（湛江）	5.4~5.8	水 稻	10
		花 生	15
酸性紫色土（宜宾）	5.7	水 稻	8

## （2）对农产品卫生质量的影响

①粮食。食品中镉限量卫生标准（GB15201- 94）规定：大米 $\leq 0.2\text{mg/kg}$ 。由表 7-8 可见，作物籽实超标的土壤镉临界浓度值：石灰性土壤，水田为  $2.8\text{mg/kg}$ ，旱地  $0.6\text{mg/kg}$ ；中性土壤，水田  $0.9\text{mg/kg}$ ，旱地  $0.3\text{mg/kg}$ ；酸性土壤，水田  $0.3\text{mg/kg}$ ，旱地  $0.3\text{mg/kg}$ 。

表 7-8 作物籽粒超标的土壤镉临界含量值

土 壤	pH	作物籽实	土镉临界含量值(mg/kg)
草甸褐土（北京）	8.0~8.1	糙米	2.8
		冬小麦	1.0
潮土（北京）	7.8	糙米	10.8
		冬小麦	1.0
灰钙土（甘肃）	8.7	春小麦	2.4
草甸褐土（北京）*	7.8~8.2	冬小麦	0.60
草甸棕壤（辽宁）	6.5~6.8	糙米	2.0
		大豆	0.90
黑土（黑龙江）	6.9~7.2	春小麦	1.92
		大豆	1.27
黄棕壤（江苏）	6.5~7.5	糙米	0.95
		冬小麦	0.30
红壤（韶关）	5.6	糙米	0.56
赤红壤（广州）	4.5~5.1	糙米	0.46
		花生仁	0.59
砖红壤（湛江）	5.4	糙米	0.63
		花生仁	0.39
潮土（广州）	4.8~5.4	糙米	0.64
酸性紫色土（宜宾）	5.7	糙米	0.56
水稻土（大冶）*	4.7~6.5	糙米	0.26

②蔬菜、水果。食品中镉限量卫生标准（GB15201- 94）规定蔬菜 $\leq 0.05\text{mg/kg}$ ，水果 $\leq 0.03\text{mg/kg}$ 。蔬菜以青菜为代表，根据上海市青菜中镉浓度与土壤中镉浓度的回归方程为：菜镉（ $\text{mg/kg}$ ） $= 0.0180 \times \text{土镉（mg/kg）} + 0.021$ ，由此进行推算。按蔬菜中镉允许浓度  $0.05\text{mg/kg}$  计，则土镉临界浓度值为  $1.6\text{mg/kg}$ 。这一数值宽于上述粮食作物（中性、旱作）的  $0.3\text{mg/kg}$ 。



由于各种蔬菜的生物学特性的差异,因而蔬菜的污染状况也有差异。常采用蔬菜中污染物浓度与土壤中污染物浓度的比值(即富集系数)来衡量蔬菜对重金属的吸收能力。以上海市 19 种蔬菜中叶菜类富集系数平均为 5.28%,根茎类为 5.27%,茄果类为 3.37%(其中瓜类为 1.27%)。以菠菜、土豆、辣椒、茄子、青菜等的富集系数为高。按菠菜的最高富集系数 15.3%计,若土壤镉允许浓度值为 0.3mg/kg,则菠菜含镉浓度达 0.046mg/kg,未超标。据广州市对郊区土壤(pH5~6)调查,早生叶菜富集系数为 1.4%,芋头 2.7%。按土壤镉允许浓度值 0.3mg/kg,则早生叶菜、芋头含镉浓度均未超标。据北京市丰台区菜田土壤(石灰性土壤)和大白菜的调研,大白菜对土壤镉的富集系数为 3.14%~7.01%,平均 5.43%。按土壤镉允许浓度 0.6mg/kg 计,则大白菜含镉浓度为 0.019~0.042mg/kg。在丰台区的 58 个样点中,土镉浓度 0.096~0.219mg/kg(未超过临界浓度值 0.6mg/kg),大白菜含镉 4~12 $\mu$ g/kg,未超标。宁夏银川地区(石灰性土壤)蔬菜富集系数:大白菜为 3.94%,青萝卜 3.79%,西红柿 2.59%,茄子 2.33%,黄瓜 0.56%,按土壤镉 0.6mg/kg 计,蔬菜也未超标。据济南郊区蔬菜调查,土壤镉 0.059~0.256mg/kg,菠菜等 10 种蔬菜均未超标。

但是,土壤含镉浓度过高,蔬菜就有超标。据上海郊区蔬菜调查,土壤含镉浓度 0.065~13.5mg/kg(229 个样点,平均值 0.494mg/kg),除苞菜、辣椒、黄瓜外,菠菜、莴苣、茄子、青菜、土豆都有超标(前三种的平均值都超标)。据武汉市郊调查,土镉 0.185~3.870mg/kg(平均值 0.846/kg),白菜、蕃茄有超标。据广东经济较发达的四市调查,土壤镉浓度范围,四市都有超过 0.3mg/kg,糙米、蔬菜都有超标;从土壤镉的平均浓度来看,韶关、佛山、江门三市 $>0.3$ mg/kg,其蔬菜含镉平均浓度值均超标,糙米(除江门)也超标,而土壤镉平均浓度 $<0.3$ mg/kg 的汕头,蔬菜、糙米含镉平均浓度值未超标。据广西东北地区果园土壤和水果重金属浓度的调查,土壤和水果样点数均为 97 个,其中柑桔园 45 个、橙子园 18 个、沙田柚园 16 个、金桔园 6 个、荔枝园、龙眼园、西瓜园各 4 个,土壤采样深度 0~30cm,水果卫生标准为 $\leq 0.3$ mg/kg,所测水果均未超标。

据此,从农产品卫生质量来看,土壤镉临界浓度值确定为 0.3mg/kg(酸性、中性土壤)和 0.6mg/kg(石灰性土壤)。

### (3) 对微生物效应的影响

土壤中的镉对微生物的影响，在低浓度时表现出刺激作用，较高浓度时表现抑制作用。但这种抑制作用并不随土壤浓度增高而增强。由于微生物抗性种的产生与增殖，其抑制率会随浓度的增高而又复减小。如表 7-9，在低浓度时，镉对真菌、细菌+放射菌和固氮菌有刺激作用，其浓度界限分别为 30、3 和 7mg/kg。在此浓度以上，镉对几种微生物都表现有抑制作用。这种抑制作用并不随浓度的增高而相应递增，至一定浓度还会减弱，并出现负值。但其抑制率是有一个明显转折。如真菌在 30~60mg/kg 时，固氮菌在 7~10mg/kg 时的变化非常显著。这转折可以作为镉对微生物影响的一个指标。考虑到结果的灵敏性和稳定性较差，以抑制率 50%作为影响的一个临界指标，则镉对真菌影响的临界浓度为 60mg/kg，固氮菌为 10mg/kg。

表 7-9 镉对土壤微生物的影响（草甸褐土，水稻盆栽）

投入浓度 (mg/kg)	真 菌		细菌+放射菌		固 氮 菌	
	菌 数 ( $\times 10^3$ /克 土)	抑制率 (%)	菌 数 ( $\times 10^3$ /克 土)	抑制率 (%)	菌 数 ( $\times 10^7$ /克 土)	抑制率 (%)
0	131	—	39.9	—	85.9	—
1	966	-637.4	44.7	-12.0	173.3	-101.7
3	409	-212.0	48.0	-20.3	407.8	-374.7
5	165	-25.9	36.6	8.3	474.1	-451.9
7	214	-63.4	33.7	15.5	528.8	-515.6
10	224	-71.0	42.9	-7.5	64.3	25.1
30	236	-80.2	38.5	3.5	1.0	98.8
60	67	48.9	27.8	30.3	0.0	100.0
100	77	41.2	37.9	5.0	31.6	63.2
200	295	-125.2	58.3	-46.1	43.2	49.7

盆栽小麦土壤中的不同浓度镉对微生物数量的影响研究表明，土壤含镉 1mg/kg 时，细菌和固氮菌数稍有增加，显示轻度刺激作用，其 50%抑制率的相应土壤镉浓度为 3mg/kg。将小麦盆栽结果与水稻盆栽结果相比较，在旱作（小麦）条件下产生微生物 50%抑制率的土壤镉浓度比水作（水稻）条件下的要低。即镉在旱作条件下比在水作条件下对土壤微生物的影响大。这与镉对作物的影响规律是一致的。

在对上述盆栽土壤进行微生物测定的同时，也对土壤的尿酶、碱性磷酸酶、蛋白酶进行了测定。其影响的临界浓度以 $\geq 25\%$ 抑制率为线。表 7-10 为草甸褐土镉对土壤微生物和酶影响的临界浓度值。

表 7-10 草甸褐土镉对土壤微生物和酶影响的临界含量 (mg/kg)

真 菌		细菌+放射菌		固 氮 菌		尿 酶	碱性磷酸酶	蛋白酶
水 稻	小 麦	水 稻	小 麦	水 稻	小 麦			
60	3	—	5	10	3	3	60	10

各类土壤测定数据汇于表 7-11。由此看出, 镉的临界浓度值: 石灰性和中性土壤为 3 mg/kg, 酸性土壤为 1 mg/kg。

表 7-11 土壤镉对微生物和生化指标影响的临界含量 (mg/kg)

土 壤	pH	微生物		生化指标	
		水稻	旱作物	水稻	旱作物
草甸褐土(北京)	8.0~8.1	10	3	3	
灰钙土(甘肃)	8.7		50		10~50
石灰性紫色土(重庆)	8.2			3	
草甸棕壤(辽宁)	6.5~6.8	5~60	5~30	100	10
黑土(黑龙江)	6.9~7.2			3	3~4
中性紫色土(重庆)	6.6			3	
红壤(赣南)	5.7	1~3		3	
红壤(韶关)	5.0~5.3			2.07	46.1
赤红壤(广州)	4.5~5.1			4.53	64.2
砖红壤(湛江)	5.4~5.8			1.53	
潮土(广州)	4.8~5.4			16.69	68.2
酸性紫色土(宜宾)	5.7			1	

#### (4) 对土壤水环境效应的影响

根据“六五”、“七五”国家科技攻关研究, 各类土壤结果如下:

①草甸褐土(北京)。以内径 19.2 cm、长 11.0cm 硬质塑管作土柱试验, 灌入含镉 0.01mg/L 水, 历时 119 天。结果表明, 镉主要聚集在表层 0~2cm, 未表现出明显下移的迹象。曾用污染土壤进行淋滤试验也表明, 在土壤含镉为 5mg/kg 时, 通过 20cm 厚土层淋滤水的浓度大多 < 1 $\mu$ g/L(20 次淋滤样)。土壤含镉 20mg/kg 时, 淋滤水的镉浓度也仅上升到 1 $\mu$ g/L 左右(生活饮用水标准镉为  $\leq$ 10 $\mu$ g/L, 地面水环境质量标准 II、III 类水均为  $\leq$ 5 $\mu$ g/L)。据污灌区地下水调查表明, 北京草甸褐土区未出现地下水受镉的污染。综上所述, 在土壤含镉浓度 20mg/kg 的情况下, 地下水不致污染。据模拟的人工降雨农田径流试验, 在土壤含镉浓度为 2.09mg/kg 时, 径流中的镉浓度为 0.26 $\mu$ g/L。这一浓度远小于 5 $\mu$ g/L 的地面水标准。

②草甸棕壤(沈阳)。以内径 5cm、长 110 cm 塑料管作土柱试验, 土壤镉浓

度为 0.12mg/kg 和 3.12mg/kg，灌去离子水 3000ml，水头为 5cm，重复三次。滤液测定结果分别为 3 $\mu$ g/L 和 4 $\mu$ g/L，都小于生活饮用水标准。在张士灌区中度污染区测定三米土层剖面表明，耕层土镉为 4.32mg/kg，镉在土壤中的下移深度为 60cm，以下土层镉浓度接近本底值。据污染较重的张士灌区地下水大面积普查表明，无论在枯水或丰水期，地下水镉浓度均属正常。根据以上试验和调查结果表明，在当地土壤含镉 3mg/kg 以下，土壤中的镉不致造成地下水污染。根据张士灌区污染区（土壤镉浓度多高于 2mg/kg）田间排水测定，排水含镉为 0.14 $\mu$ g/L，此值远小于地面水标准。

③红壤性水稻土（江西）。在小区试验区对土镉 3mg/kg 处理小区的第二季水稻收获后进行剖面测定，耕层淋洗出的镉基本上都积累在 20~30 cm 的土层内，至 35cm 以下土壤镉浓度不再增大。由以上试验和田间测定，在当地土壤含镉 3mg/kg 以下，不会导致地下水污染。在水稻生长季节，对小区试验区总出水口进行采样分析，排水镉浓度的几次测定结果都小于 0.63 $\mu$ g/L。该小区平均土壤镉浓度为 25mg/kg。因此表明土壤含镉平均为 25mg/kg 时不会导致地面水污染。

④黑土（黑龙江）。据对耕层含镉 3.21mg/kg 的黑土进行 1m 土柱的渗滤试验，滤液含镉痕迹。进符的小区径流试验，土壤含镉 3.15mg/kg，地表径流水含镉痕迹。土壤中的镉未构成对地下水和地面水的污染。

⑤灰钙土（甘肃白银）。据 20cm 土柱试验，土壤含镉 3mg/kg，滤液含镉 2.18 $\mu$ g/L，低于生活饮用水标准，据农田径流试验，土壤含镉 13.22mg/kg，径流水含镉 2.3 $\mu$ g/L，也低于地面水 II 类标准。

⑥砖红壤、红壤（广东）。根据小区淋溶试验，土壤含镉 5mg/kg，经 1m 土体后的淋溶液含镉浓度( $\mu$ g/L)：砖红壤 0.13，红壤 0.0325，潮土 0.0201。径流试验，土壤含镉 5mg/kg，径流水含镉浓度( $\mu$ g / L)：砖红壤 2.6，红壤 0.23，潮土 0.25。

⑦紫色土（四川重庆）、黄棕壤（江苏）。通过试验和测定，也未构成土壤镉对地下水和地面水的污染。

综上所述，八种类型土壤地区土镉 2~5mg/kg，都未造成地下水和地面水的含镉浓度超标。

将以上各体系的土镉临界浓度值汇总于表 7-12。从表 7-12 看出，农产品卫

生质量是制订土壤镉标准值的主要制约因素。以农产品卫生质量的临界含量为最小值，以此作为制定土壤镉二级标准的主要依据。土壤镉标准值定为： $\text{pH} < 6.5$  和  $6.5 \sim 7.5$  的土壤， $0.30\text{mg/kg}$ ； $\text{pH} > 7.5$  的土壤， $0.60\text{mg/kg}$ 。但同时也可以发现，作物籽实超标的土壤镉临界含量值，有些地区土壤可达  $1.0 \sim 10.8\text{mg/kg}$ 。所以应用本标准时，也因根据实际作物的超标监测结果作为进一步评判的依据。

表 7-12 各体系的土壤镉临界含量 (mg/kg)

土 壤	影响农产品卫生质量		影响作物产量	影响微生物效应
	水田	旱地		
石灰性土壤	2.8	0.6	10	3
中性土壤	0.3	0.3	10	3
酸性土壤	0.4	0.3	1	1

### 7.3.2 标准调整及其合理性分析

#### (1) 土壤镉标准值调整

本次标准修订过程中，普遍反映现行标准中镉限值偏严。从以上的土壤镉标准制订过程也充分说明，从全国来看，我国现行土壤镉标准是偏保守的，对有些地区，有些作物保护过度。所以适度放宽  $5.5 < \text{pH} \leq 6.5$ ， $6.5 < \text{pH} \leq 7.5$  的土壤镉标准值是合理的。由现行标准按 pH 值 7.5 划分的镉含量两档限值，本次修订将其细化为四档，按照 pH 值从小到大，将现行标准的  $0.3\text{mg/kg}$  和  $0.6\text{mg/kg}$  细化为  $0.3\text{mg/kg}$ 、 $0.4\text{mg/kg}$ 、 $0.5\text{mg/kg}$  和  $0.6\text{mg/kg}$ 。

#### (2) 合理性分析

土壤标准的合理性可以采用土壤超标与农产品超标之间的对应关系进行检验。一般来说，土壤环境评价与农产品超标之间的关系会存在四种情景：①正常：土壤未超标，农产品未超标；②合理：土壤超标，农产品也超标；③误诊：土壤超标，农产品未超标；④错误：土壤未超标，农产品超标。其中，“正常”和“合理”是正确的结果。尽量提高正确率，适当减少误诊率和相应避免错误率，是衡量土壤环境质量标准合理性的重要依据。

通过大田土壤与水稻、小麦和玉米配对采样(点对点采集土壤与农产品样品)的调查数据的评价结果来检验，对水稻来说，当土壤 pH 值  $< 5.5$ 、 $5.5-6.5$ 、 $6.5-7.5$  和  $> 7.5$  时，按设定的土壤标准值为  $0.3$ 、 $0.4$ 、 $0.5$  和  $0.6\text{mg/kg}$ ，评价结果的正确率分别为 71.8%、55.7%、68.6%和 74.7%；误诊率分别为 14.6%、15.4%、21.6%和 22.7%；错误率分别为 13.6%、28.9%、9.8%和 2.6%。如果将土壤镉标准值调低，

将有利于降低评价结果的错误率，但同时也降低了评价结果的正确率，提高了评价结果的误诊率。综合评估以后发现，调整后的土壤镉标准并不是最严的，目前的土壤镉标准值设定是相对合理的。

## 7.4 关于土壤铅含量限值调整

### 7.4.1 现行标准中铅标准值确定

铅在土壤中易被固定，进入植物体后易淀积在根部，所以铅在土壤和植物体中迁移性较差，而转移到植株的其他部位是有限的。然而，土壤中含铅过量也会带来对作物的危害。

#### (1) 对作物生长的影响

土壤铅对作物减产 10%的临界含量值于表 7-13。可见，土壤铅的临界含量值：对石灰性土壤，水田为 500mg/kg，旱地为 350mg/kg；对中性土壤，水田为 1500mg/kg，旱地 500mg/kg；对酸性土壤，水田为 287mg/kg。

表 7-13 作物减产 10%的土壤铅临界含量

土壤	pH	作物	临界含量(mg/kg)
草甸褐土（北京）	8.0~8.1	水 稻	500
		冬小麦	356
灰钙土（甘肃）	8.7	春小麦	346
		玉 米	480
石灰性紫色土（重庆）	8.2	水 稻	524
草甸棕壤（辽宁）	6.5~6.8	水 稻	1500
		大 豆	500
黑土（黑龙江）	6.9~7.2	春小麦	2132
		大 豆	1640
中性紫色土（重庆）	6.6	水 稻	4000
红壤（韶关）	5.0~5.3	水 稻	345
赤红壤（广州）	4.5~5.1	水 稻	287
砖红壤（湛江）	5.4~5.8	水 稻	342
酸性紫色土（宜宾）	5.7	水 稻	494

#### (2) 对农产品卫生质量的影响

①粮食。食品卫生标准（淀粉制品，GB2713 - 81）规定铅为 $\leq 1.0\text{mg/kg}$ 。作物籽实达标的土壤铅临界含量值见表 7-14。由表 7-14 可见，土壤铅的作物籽实超标的临界含量值：对石灰性土壤，水田为 429mg/kg，旱地 600mg/k；对中性土壤，水田为 434mg/kg，旱地 505mg/kg；对酸性土壤，水田为 255mg/kg。

②蔬菜、水果。食品卫生标准（果蔬类罐头食品，GB11671- 89）规定蔬菜、

水果含铅为 $\leq 1.0\text{mg/kg}$ 。根据上海农科院土壤肥料所提出的上海青菜铅浓度与土壤铅浓度之间的回归方程为：菜铅（ $\text{mg/kg}$ ） $=0.00109 \times$ 土铅（ $\text{mg/kg}$ ） $+0.156$ ，按蔬菜中铅允许值  $1.0\text{mg/kg}$  计，则土壤铅临界含量值为  $774\text{mg/kg}$ 。据北京市丰台区大白菜对土壤铅的富集系数为  $0.06\%-0.22\%$ ，平均  $0.14\%$ 。按蔬菜铅允许浓度  $1.0\text{mg/kg}$  计，则土壤铅可达  $455\sim 1667\text{mg/kg}$ ，平均  $714\text{mg/kg}$ 。

表 7-14 作物籽实超标的土壤铅临界含量值

土壤	pH	作物	临界含量( $\text{mg/kg}$ )
草甸褐土（北京）	8.0~8.1	水稻	4600
		冬小麦	600
灰钙土（甘肃）	8.7	春小麦	880
		玉米	1625
石灰性紫色土（重庆）	8.2	水稻	429
草甸棕壤（辽宁）	6.5~6.8	水稻	1500
		大豆	2000
黑土（黑龙江）	6.9~7.2	春小麦	1473
		大豆	3731
中性紫色土（重庆）	6.6	水稻	434
红壤（韶关）	5.0~5.3	水稻	357
赤红壤（广州）	4.5~5.1	水稻	500
砖红壤（湛江）	5.4~5.8	水稻	1492
酸性紫色土（宜宾）	5.7	水稻	255

从北京、上海、济南郊区土壤和蔬菜含铅浓度的实际调查结果，除上海土豆有少量样品超标外，其余蔬菜均未超标。据广东四市的调查结果，蔬菜、糙米含铅浓度均未超标。据广西 97 个果园调查结果，土壤铅  $11.5\sim 145.9\text{mg/kg}$ ，水果铅  $0.02\sim 0.58\text{mg/kg}$ ，未超标。

### （3）对微生物效应的影响

表 7-15 为土壤铅对微生物影响的临界含量值。对石灰性土壤，水田为  $500\text{mg/kg}$ ，旱地  $325\text{mg/kg}$ ；对中性土壤，水田为  $300\text{mg/kg}$ ，旱地  $300\text{mg/kg}$ ；对酸性土壤，水田为  $500\text{mg/kg}$ 。

表 7-15 土壤铅对微生物影响的临界含量值

土壤	pH	微生物效应的土铅临界值（ $\text{mg/kg}$ ）	
		水稻	旱作物
草甸褐土（北京）	8.0~8.1	500	1000
灰钙土（甘肃）	8.7	-	325~525
石灰性紫色土（重庆）	8.2	2000	-

草甸棕壤（辽宁）	6.5~6.8	300~500	300~500
薄层黑土（榆树）	6.9	-	473
中厚黑土（哈尔滨）	7.1	-	530
深厚黑土（海伦）	7.0	-	622
黄棕壤（下蜀）	6.5	587	919
黄棕壤（盱眙）	7.2	-	888
黄棕壤（孝感）	7.5	488	919
中性紫色土（重庆）	6.6	1000	-
红壤（岳阳）	5.4~6.0	500	-
赤红壤（广州）	4.5~5.1	552	-
砖红壤（湛江）	5.4~5.8	611	-
红壤（韶关）	5.0~5.3	548	-
潮土（广州）	4.8~5.4	732	-
酸性紫色土（宜宾）	5.7	500	-

#### （4）对土壤水环境效应的影响

土壤中铅的移动性极小，主要积累在土壤表层。在草甸褐土等八个类型土壤地区，土壤铅未造成地下水和地面水的污染。

综上所述，各体系的土壤铅临界含量值列于表 7-16。由此现行标准中的二级土壤铅标准值定为：pH>7.5 的土壤，350mg/kg；pH6.5~7.5 的土壤，300mg/kg；pH<6.5 的土壤，250mg/kg。三级标准中的林地土壤标准定为 500mg/kg。

表 7-16 各体系的土壤铅临界含量值（mg/kg）

土 壤	水田			旱地		
	影响作物 产量	影响农产品 卫生质量	影响微生物 效应	影响作物 产量	影响农产品 卫生质量	影响微生物 效应
石灰性土壤	500	429	500	350	600	325
中性土壤	1500	434	300	500	505	300
酸性土壤	287	255	500	-	-	-

#### 7.4.2 标准调整及其合理性分析

现行标准以铅对农作物生长影响为依据，按 pH 条件规定了三档限值。总体上看，铅的含量限值偏松，从现在各方面情况来看，有必要对铅标准收严。主要理由：

（1）现行标准发布于 1995 年，此后国内外农产品中铅含量限值标准均有所收严。例如，当时的淀粉制品食品卫生标准（GB 2713-81）规定的铅含量限值为 1.0 mg/kg，而现行的《食品安全国家标准 食品中污染物限量》（GB 2762-2012）规定谷物及其制品中铅含量限值为 0.2 mg/kg。



根据上述上海青菜铅浓度与土壤铅浓度之间的回归方程为：菜铅（mg/kg） $=0.00109 \times$ 土铅（mg/kg） $+0.156$ ，如果按现行食品标准中蔬菜铅限量标准 0.2mg/kg 计，则土壤铅临界含量值为 40.4mg/kg。

据北京丰台区大白菜对土壤铅的富集系数为 0.06%-0.22%，平均 0.14%。若按现在标准 0.2mg/kg 计，则土铅临界含量为 333.3-90.9mg/kg，平均为 142.8 mg/kg。

(2) 我国土壤铅环境背景含量偏低。我国土壤铅的 95%范围值为 10.0-56.1 mg/kg, 中位值为 23.5 mg/kg, 算术平均值为 26.0 mg/kg, 几何平均值为 23.6 mg/kg。现行标准与背景相差悬殊，失去了标准对控制土壤累积污染物的警示作用。近 10 年，我国铅污染事件频发，儿童血铅高引发社会广泛关注，从健康风险角度，有必要对土壤中铅的标准适度收严，及时反映土壤中铅累积趋势和污染特征。

(3) 2006 年发布的《食用农产品产地环境质量评价标准》（HJ 332- 2006）规定食用农产品产地土壤中的铅含量限值为 80 mg/kg, 全国土壤污染状况评估中土壤铅的评价标准也采用 80 mg/kg。评价结果显示，全国土壤铅的点位超标率 1.5%，其中轻微超标比例占 1.1%。综合考虑以上情况，本次修订将农用地土壤铅含量限值收严是可行的。

根据相关研究显示，随着土壤 pH 升高，可在 80mg/kg 基础上，适当提高铅的标准值。所以按  $\text{pH} \leq 5.5$ ,  $5.5 < \text{pH} \leq 6.5$ ,  $6.5 < \text{pH} \leq 7.5$ ,  $\text{pH} > 7.5$ ，分别规定为 80、120、160、200mg/kg。林地保持现行标准值 500mg/kg。

## 7.5 关于土壤中苯并[a]芘含量限值确定

现行标准中没有对土壤中苯并[a]芘规定含量限值。国内对农用地土壤苯并[a]芘污染危害临界含量值的研究较少，本标准主要参照加拿大的农用地土壤标准 0.1mg/kg。

根据全国土壤调查数据显示，我国土壤中苯并[a]芘的含量最小值为 0.005  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ，最大值为 750 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ，顺序统计量 75%的值是 4.14 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 、95%的值是 9.33 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 。全国土壤污染调查采用 0.1mg/kg 为评价标准，结果显示，总点位超标率为 1.4%。其中轻微超标为 0.8%，轻度超标为 0.2%，中度超标为 0.2%，重度超标为 0.2%。综上，农用地土壤苯并[a]芘的限值暂订为 0.1mg/kg。

## 8 关于其他项目土壤污染物含量限值

本标准规定了 12 个项目的参考含量限值。其中，除六六六和滴滴涕外，均为新增加项目。

### 8.1 关于土壤中六六六和滴滴涕含量限值调整

#### 8.1.1 现行标准中六六六和滴滴涕标准值确定

六六六（六氯环己烷）和滴滴涕（双对氯苯基三氯己烷）都是广谱性、价廉、长效的有机氯杀虫剂。我国自 1949 年建国初期起至 1983 年底止，化学农药累计总产 815 万 t（原药），其中六六六（HCH）占 63.22%，滴滴涕（DDT）占 5.41%。截止 1982 年底，HCH 原药累计投放量达 400 多万 t，DDT 原药也在 50 万 t 以上，按每亩耕地计平均承受有机氯（HCH、DDT）合计 3.20kg。1983 年我国停止生产 HCH 和 DDT，库存 40-60 万 t 继续投放，耕地实际承受量达每亩 4kg 左右。

HCH、DDT 理化性能比较稳定、脂溶性强、难分解、持留期长。DDT 在土壤中的残留率高于 HCH 的残留率，以京津地区为例，DDT 施药一年后，残留率 83%-84%，而 HCH 为 15.3%。厌氧环境有利于有机氯农药分解，同一地区水田土壤尽管施药量高于旱地，但残留量却是水田低于旱地。当时全国各地调查结果表明：HCH、DDT 对环境和食品的污染已较普遍，有相当数量的食品样品超过当时的食品卫生标准。

HCH 有甲体、乙体、丙体和丁体四种异构体。DDT 有 p,p'-DDE、o,p'-DDT、p,p'-DDD 和 p,p'-DDT 四种衍生物。在这些农药中，分子结构对称性越好，化学性质越稳定，其异构体或衍生物的残留量也就越高。根据当时对京津地区和浙江等地调查，乙体 HCH 在土壤中的残留量占 HCH 总残留量的 53%-65%，p,p'-DDT 残留量占 DDT 总残留量的 70%左右（在原粉中前者占 HCH 总残留量的 5%-14%，后者占 DDT 总量的 70%-80%）。

一般来说，我国土壤中的 DDT 残留量：果园土壤 > 棉田土壤 > 麦田土壤 > 稻田土壤；HCH 残留量：果园土壤 > 棉田土壤 > 稻田土壤 > 麦田土壤。

#### （1）对作物生长的影响

据北京等地试验，投加 HCH 量 10mg/kg，不致影响作物生长。浙江农大进行的水稻盆栽试验，在海涂土（pH8.3）、红壤、青紫泥土，投加 HCH 量有达 10.67 mg/kg，水稻生长正常。但是，在砂土上进行出苗试验，土壤 HCH < 1mg/kg 时

对小麦、高粱根系发育有刺激作用；高于此浓度则表现出抑制现象；达到 4.0mg/kg 时则产生强烈的抑制作用；达到 8.0mg/kg，出现根端肿大的毒害症状。可见，对于砂土来说，作物生长的土壤 HCH 临界浓度值不大于 1mg/kg，而对于一般土壤可投加达 10mg/kg。

### (2) 对农产品卫生质量的影响

GB 2763-81 规定食品卫生标准：HCH 成品粮为 $\leq 0.3\text{mg/kg}$ ，蔬菜水果为 $\leq 0.2\text{mg/kg}$ ；DDT 成品粮为 $\leq 0.2\text{mg/kg}$ ，蔬菜水果为 $\leq 0.1\text{mg/kg}$ 。GB 9679-88 规定茶叶中的 HCH、DDT 卫生标准为 $\leq 0.2\text{mg/kg}$ 。根据 1983 年对全国粮食调查结果：我国粮食 HCH 检测率达 90.9%，超标率为 7.4%，超标粮食达 286.5 亿 kg；粮食中 HCH 平均残留量 (mg/kg)：小麦 0.19，晚稻 0.13，中稻 0.07，玉米 0.07，早稻 0.06，粮食总体 0.11；DDT 检出率达 4.5%，超标率为 0.2%，小麦超标率较高为 0.6%，玉米 0.2%，晚稻 0.1%，早、中稻不超标，超标粮食达 7.75 亿 kg；各种粮食中 DDT 平均残留量均 $< 0.02\text{mg/kg}$ 。蔬菜、水果也有有机氯的检出和超标。1978-1979 年，蔬菜 HCH 检出率 99.6%，超标率 14.15%，DDT 分别为 89.52%和 3.81%。水果 1978 年超标率：HCH 为 7.79%，DDT 为 30.43%。1975-1980 年全国 13 个产茶省的 1296 批茶叶样品分析，HCH 检出率为 99.23%，超标率为 43.31%；DDT 分别为 98.83%和 44.21%。1975-1980 年全国 11 个产烟省 256 批烟叶样品检测，HCH 检出率为 100%，超标率 98.83%；DDT 分别为 97.95%和 63.65%。由此看来，当时农产品卫生质量确是一个值得重视的问题。

### (3) 对微生物效应的影响

土壤中 HCH 残留量在 $\leq 26\text{mg/kg}$ 时，对土壤微生物数量没有明显的影响，在一个月后测定还表现出一定的刺激作用。各种土壤微生物对 HCH 的敏感程度差异很大，固氮菌最不敏感，当土壤中 HCH 浓度高达 1000mg/kg 时，才表现较强的抑制作用。而枯草杆菌最敏感，当土壤中 HCH 浓度为 70mg/kg 时，就不能存活。

土壤中 HCH 浓度 (0-100mg/kg) 对微生物的呼吸强度、纤维分解强度、解磷强度等都没有明显的影响。可见，一般农田土壤中 HCH 含量不致对土壤中有益微生物、生化特性产生毒害影响。

### (4) 对水环境效应的影响

对南方和中原的 98 个井水的测定, HCH 0.0001-4.5000 $\mu\text{g/L}$ , 平均 0.5510 $\mu\text{g/L}$ , 检出率 100%; DDT 0.0000-0.8525 $\mu\text{g/L}$ , 检出率 50%。无论是 HCH 或 DDT, 均未超过生活饮用水标准的规定 (HCH 为 $\leq 5\mu\text{g/L}$ , DDT 为 $\leq 1\mu\text{g/L}$ )。

综上所述, HCH、DDT 的土壤环境质量标准制订依据, 农产品卫生质量是一个很重要的因素。以食品卫生标准和饲料卫生标准等为准则。

据农业部环境监测总站的全国农业环境质量报告书 (1991), 1988-1989 年调查, 粮食中 HCH 残留量与 1980 年相比较, 一般下降水平达一个数量级, DDT 也大致如此, 经济作物 (茶叶、果品) 也有明显下降。1988-1989 年河南对 12 个地市的粮食、蔬菜、瓜果、植物油、烟叶、肉、蛋、奶进行了监测。在监测的 880 个农畜产品中 DDT 检出率为 48.5% (1978 年 79.6%), 平均残留范围痕量至 0.911 $\text{mg/kg}$  (1978 年 0.058-6.293 $\text{mg/kg}$ ), 除鱼类有超标外, 其他产品未超标, 总超标率为 0.3% (1978 年 19.5%); HCH 检出率为 95.8% (1978 年 100%), 平均残留范围为 0.001-0.675 $\text{mg/kg}$  (1978 年 0.002-4.167 $\text{mg/kg}$ ), 总超标率为 10.6% (1978 年 36.8)。

可见土壤中的 HCH、DDT 已有明显下降。至 1990 年, 一般降低一个数量级, 很多地区土壤平均值已降为几十个  $\mu\text{g/kg}$ , 但有一些地方的污染仍相当严重。

采用卫生标准、富集系数和土壤残留率作为参数, 可以计算得出土壤临界浓度。HCH 富集系数: 粮食选为 25%, 蔬菜选为 25%, 饲料选为 63%。土壤 HCH 残留率: 选为 71%。DDT 富集系数: 粮食、蔬菜选定 10%, 饲料假定 25%。土壤 DDT 富集系数应大于 HCH, 假定 90%。土壤中 HCH、DDT 残留临界含量值的计算如下式:

土壤临界值 ( $\text{mg/kg}$ ) = 卫生标准 ( $\text{mg/kg}$ )  $\div$  富集系数 (%)  $\div$  土壤残留率 (%), 计算结果列于表 8-1。

表 8-1 土壤 HCH、DDT 残留临界含量值的计算

农药	农产品	卫生标准 ( $\text{mg/kg}$ )	富集系数 (%)	土壤残留率 (%)	土壤残留临界 含量计算值 ( $\text{mg/kg}$ )
HCH	粮食	0.30	25	71	1.69
	蔬菜	0.20	25	71	1.13
	饲料	0.30	63	71	0.67
	粮食	0.20	10	90	2.22
	蔬菜	0.10	10	90	1.11

DDT	饲料	0.20	25	90	0.89
-----	----	------	----	----	------

采用前苏联推荐的农药土壤卫生标准的数学模型：

$$y=0.195+3.298x-2.234x^2$$

y 为农药的土壤标准值，mg/kg；x 为农药的食品卫生标准值，mg/kg。按果菜类允许残留标准值（HCH0.2mg/kg、DDT0.1mg/kg）计，计算得到土壤标准值为 HCH0.8mg/kg、DDT0.5mg/kg。

经综合考虑，现行标准中二级土壤标准值：六六六和滴滴涕均定为 0.5mg/kg。三级标准中，六六六和滴滴涕均定为 1.0mg/kg。

### 8.1.2 标准调整及其合理性分析

现行标准中六六六和滴滴涕限值为 0.5mg/kg，主要根据上世纪八十年代我国土壤六六六和滴滴涕污染状况和残留水平确定的。我国从 1983 年起禁止使用六六六和滴滴涕，经过 30 多年自然消解，土壤中六六六和滴滴涕含量水平已显著降低。根据“十一五”全国土壤污染调查数据显示，耕地土壤中六六六检出率为 59.8%，含量范围为 0.006-533μg/kg，75%分位数值为 4.01μg/kg。滴滴涕检出率 64%，含量范围为 0.01-1720μg/kg，75%分位数值为 12.4μg/kg。因此，我国农业土壤中六六六和滴滴涕残留量不存在大面积污染问题，只在局部地区或区域还有一定检出率，保留土壤中六六六和滴滴涕农药项目，继续监控特定地区土壤中六六六和滴滴涕残留变化及其对公众健康的影响仍具有一定的意义。根据目前土壤中六六六和滴滴涕农药残留的水平，适当加严六六六和滴滴涕含量限值是可行的。《食用农产品产地环境质量评价标准》（HJ 332-2006）规定为 0.1mg/kg，全国土壤污染状况评价也以其为评价标准。结果显示，土壤中六六六的点位超标率为 0.5%，滴滴涕为 1.9%。由此可见，本次标准调整为 0.1mg/kg 是合理和可行的。

## 8.2 其他新增项目含量限值确定

本标准新增了总锰、总钴、总硒、总钒、总锑、总铊、总钼、氟化物、石油烃类、邻苯二甲酸酯类等 10 种土壤污染物项目。在全国尺度上，这些污染物项目的含量和分布不均匀，不具有全国普遍性，此外目前国内对这些污染物的生态环境效应研究成果较少，因此这些污染物项目为特定地区施行。

这些项目的参考限值规定原则：

一是以“七五”土壤环境背景值数据和“十一五”全国土壤污染状况调查数据

为依据，以顺序统计值的 95%的分位值作为筛选值；

二是参考国际上有些国家（加拿大、德国、荷兰等）的农用地土壤标准；

三是根据国内已有的研究资料成果。

#### （1）锰

“七五”土壤环境背景调查数据显示，我国土壤中锰的含量最小值 1mg/kg，最大值 5888mg/kg，顺序统计量 75%的值是 711mg/kg、95%的值是 1227mg/kg。“十一五”土壤调查数据显示，土壤中锰的含量最小值 69.8mg/kg，最大值 3847mg/kg，顺序统计量 75%的值是 722mg/kg、95%的值是 1130mg/kg。澳大利亚保护土壤及地下水调研值为 1500mg/kg。经综合考虑，我国农业用地土壤锰的参考限值订为 1200mg/kg。

#### （2）钴

“七五”土壤环境背景调查数据显示，我国土壤中钴的含量最小值 0.01mg/kg，最大值 93.9mg/kg，顺序统计量 75%的值是 15.4mg/kg、95%的值是 24.3mg/kg。“十一五”土壤调查数据显示，土壤中钴的含量最小值 2.40mg/kg，最大值 59.9 mg/kg，顺序统计量 75%的值是 15.8mg/kg、95%的值是 24.0mg/kg。加拿大农业土壤标准限值为 40mg/kg。捷克农业土壤标准限值：轻质土壤为 25mg/kg，非轻质土壤为 50mg/kg；波兰农业土壤标准限值为 20mg/kg；瑞典敏感土地土壤标准限值为 30mg/kg。经综合考虑，我国农业用地土壤钴的参考限值暂订为 20mg/kg。

#### （3）硒

“七五”土壤环境背景调查数据显示，我国土壤中硒的含量最小值 0.006mg/kg，最大值 9.13mg/kg，顺序统计量 75%的值是 0.35mg/kg、95%的值是 0.83mg/kg。“十一五”土壤调查数据显示，土壤中硒的含量最小值 0.02mg/kg，最大值 2.43 mg/kg，顺序统计量 75%的值是 0.32mg/kg、95%的值是 0.74mg/kg。加拿大农业土壤标准限值为 1.0 mg/kg，丹麦土壤生态毒理基准限值为 1.0 mg/kg，意大利公共绿地土壤标准限值为 3 mg/kg，立陶宛土壤最大允许量为 5 mg/kg。硒是人体健康需要的微量元素，我国是土壤缺硒的国家，农产品中适度补硒有利于健康，但过量也对人体产生不良影响。国内有研究建议土壤硒临界值为 3 mg/kg。经综合考虑，我国农业用地土壤硒的参考限值暂订为 3.0mg/kg。

#### （4）钒

“七五”土壤环境背景调查数据显示,我国土壤中钒的含量最小值 0.46mg/kg,最大值 1264mg/kg,顺序统计量 75%的值是 96.6mg/kg、95%的值是 148.2mg/kg。“十一五”土壤调查数据显示,全国土壤中钒的含量最小值 17.7mg/kg,最大值 343mg/kg,顺序统计量 75%的值是 99.0mg/kg、95%的值是 148mg/kg。荷兰规定的土壤临界暴露值(微克/千克体重·天)为 2.0。加拿大农业用地土壤标准限值为 130mg/kg。奥地利农业用地土壤标准限值为 50mg/kg。;捷克农业土壤标准限值:轻质土壤为 150mg/kg,非轻质土壤为 220mg/kg;立陶宛土壤标准值为 150mg/kg;瑞典敏感土地土壤标准限值为 120mg/kg;意大利公共绿地土壤标准限值为 90 mg/kg;芬兰土壤临界限值为 100 mg/kg。经综合考虑,我国农业用地土壤钒的参考限值暂订为 140mg/kg。

#### (5) 铈

“七五”土壤环境背景调查数据显示,我国土壤中铈的含量最小值 0.002mg/kg,最大值 87.6mg/kg,顺序统计量 75%的值是 1.42mg/kg、95%的值是 2.89mg/kg。“十一五”土壤调查数据显示,全国土壤中铈的含量最小值 0.07mg/kg,最大值 8.33mg/kg,顺序统计量 75%的值是 1.14mg/kg、95%的值是 2.58mg/kg。加拿大农业用地土壤标准限值为 20mg/kg。奥地利农业用地土壤标准限值为 2mg/kg;意大利公共绿地土壤标准限值为 10mg/kg;芬兰土壤临界限值为 2mg/kg。经综合考虑,我国农业用地土壤铈的参考限值暂订为 3.0mg/kg。

#### (6) 铊

“七五”土壤环境背景调查数据显示,我国土壤中铊的含量最小值 0.036mg/kg,最大值 2.38mg/kg,顺序统计量 75%的值是 0.737mg/kg、95%的值是 1.04mg/kg。“十一五”土壤调查数据显示,土壤中铊的含量最小值 0.19mg/kg,最大值 2.6mg/kg,顺序统计量 75%的值是 0.86mg/kg、95%的值是 1.31mg/kg。荷兰规定土壤临界暴露值(微克/千克体重·天)为 0.2。加拿大农业用地土壤标准限值为 1mg/kg。综合考虑确定铊的参考限量为 1.0mg/kg。

#### (7) 钼

“七五”土壤环境背景调查数据显示,我国土壤中钼的含量最小值 0.10mg/kg,最大值 75.1mg/kg,顺序统计量 75%的值是 2.3mg/kg、95%的值是 7.0mg/kg。“十一五”土壤调查数据显示,土壤中钼的含量最小值 0.081mg/kg,最大值 9.62mg/kg,

顺序统计量 75%的值是 1.22mg/kg、95%的值是 3.04mg/kg。荷兰规定土壤临界暴露值（微克/千克体重·天）为 10。国内有人研究了 20 多种作物对土壤钼的富集能力，不同作物钼富集系数（有效量计）从大到小依次为：稻米>大豆>豇豆>花生>扁豆>丝瓜>芥菜>小白菜>茄子>芹菜>花菜>番薯>黄瓜>芋头>苦瓜>菠菜>包菜>西红柿>甜椒>白萝卜>六角瓜>莴苣。水稻是对土壤钼富集能力较强的作物。计算得出相应的土壤有效钼临界值为 0.8mg/kg，相当于全钼 5.8 mg/kg。综合考虑，选择土壤钼的参考限量值为 6mg/kg。

#### （8）氟化物

“七五”土壤环境背景值调查显示，我国土壤中氟化物的最小值为 50 mg/kg，最大值为 3467mg/kg，90%分位值为 721mg/kg，95%分位值为 850mg/kg。“十一五”土壤调查数据显示，土壤中氟化物的含量最小值 115mg/kg，最大值 2183mg/kg，顺序统计量 75%的值是 652mg/kg、95%的值是 926mg/kg。

氟是人和动物必需的微量元素，适量的氟对维持人体正常钙、磷代谢，对神经传导、细胞酶活性等有一定的作用；但过量氟会使人和牲畜发生氟中毒，危害人和动物健康。土壤中氟的存在形态，一般可分为水溶态、交换态、铁锰氧化物态、有机束缚态和残余固定态。其中，水溶态、交换态对生物有较高的有效性，有机束缚态对生物的有效性较低，而铁锰氧化物态和残余固定态对生物为非有效性。一般土壤中残余固定态含量占绝大数量，约占总量的 99%以上。耕作土壤水溶性氟的含量 0.27-5.39 mg/kg 之间，几何平均值为 1.4 mg/kg，耕作土壤的水溶性氟在总氟中所占的比例很小，在酸性土壤中，该比值平均为 0.1%左右，最低为 0.03%；碱性土壤比值较高，大部分在 1-3%左右，个别土壤可高达 6.22%。土壤中的氟，以水溶性氟与环境的关系最为密切，能直接对地表水、地下水、植物、人畜产生影响。土壤中水溶性氟含量高的地区可影响植物的生长，发生地方性氟疾病，损害人体健康。地氟病是一种严重危害人民生命和健康的疾病，轻者患氟斑牙，重者患氟骨病、肾损伤及诱发心血管病等。国内有人研究得出植物叶氟含量不超过对食草动物产生氟中毒浓度（40-50mg/kg）时的土壤允许的氟量，其土壤氟的环境质量指标为水溶性氟含量 5 mg/kg。斯洛伐克制定(2004)的土壤-食用植物途径的农业土壤氟标准限值为水溶性氟为 5 mg/kg。经综合考虑，我国农业用地土壤氟化物标准限值暂订为土壤水溶性氟物（以氟计）5.0mg/kg。



### （9）石油烃类

石油烃污染主要发生在油田及周边土壤、污灌区等。“十一五”对污灌区土壤中石油烃总量含量调查结果显示，中值为 21.9mg/kg，几何均值为 15.2mg/kg。国内对农用地石油烃污染研究相对较少。全国土壤污染状况调查建议的评价标准为 500mg/kg。中国台湾地区土壤污染管制标准为 1000mg/kg。经综合考虑，石油烃总量参考限值暂订为 500mg/kg。

### （10）邻苯二甲酸酯类

“十一五”土壤调查数据显示，我国土壤中邻苯二甲酸酯类总量最小值 0.0001 mg/kg，最大值 40.698mg/kg，顺序统计量 75%的值是 0.3mg/kg、95%的值是 1.406mg/kg。国内对农用地土壤中邻苯二甲酸酯类的污染影响研究较少，全国土壤污染调查建议的评价标准为 10mg/kg，现仍暂订为 10mg/kg。

## 9 关于土壤监测方法

现行标准规定的土壤污染物分析方法基于当时的情况，除六六六和滴滴涕执行国家标准方法外，其他 8 个重金属只给出方法要求，如土壤样品前处理方法、检测限等。现行标准发布实施后，我国已发布一些土壤环境分析方法标准，所以本标准更新了土壤污染物分析方法。农用地土壤环境质量监测点位布设和样品采集等要求应执行《土壤环境监测技术规范》（HJ/T 166-2004）相关规定，土壤污染物分析方法应执行相应的国家环境保护标准。以上监测标准更新时，农用地土壤环境质量的监测要求随之更新。

## 10 关于标准实施与监督

本标准补充了实施与监督要求。依据新《环境保护法》，明确了标准实施和监督的两方面要求：

一是各级环保行政主管部门依法履行环保统一监督管理职能，负责监督本标准的实施。

二是地方各级人民政府应当按照《中华人民共和国环境保护法》规定，建立和完善土壤环境调查、监测、评估和修复制度，定期开展土壤环境调查、监测，并依据本标准和《土壤环境质量评价技术规范》（HJ □□□）开展土壤环境质量状况评价。

## 11 其他需要说明的问题

### 11.1 关于土壤环境基准的不确定性

依据生态环境效应法制订土壤标准，应考虑土壤环境基准的不确定性，不确定性来源于所有影响生态环境效应的因素。主要影响效应的因素有：土壤本身因素，进入土壤的污染物因素，植物因素以及气候因素等。

#### (1) 土壤因素

一是重金属存在的化学形态。当某种重金属进入土壤中，它会与土壤发生相互作用；这个作用过程，往往是较长时间的，并逐步达到动态平衡。在土壤中，重金属可能以不同的形态存在：溶解在土壤溶液中；吸附在无机、有机组分的交换位上；由于铁、锰氧化物、有机质等的配位络合作用而被吸附在专性吸附位上；进入矿物晶格中；与土壤中其他物质发生沉淀。其中前两种形态活性较大，对植物是有效的，专性吸附中的弱专性吸附态也属有效；而强专性吸附态和后二种形态属固定态，但有时也会因条件改变而转化为植物可利用的形态。

国内外对土壤重金属有效态进行了很多的测定方法研究，大多采用化学试剂提取法。土壤重金属有效态的提取，除了提取水溶态外，一般是利用提取剂的离子交换、溶解（酸溶或碱溶）和螯合等作用来提取的。常用的提取剂有弱酸溶液、弱碱溶液（提取砷）、缓冲溶液、中性盐溶液和螯合剂。关于土壤微量营养元素（Cu、Zn、Mo 等）的有效态测定方法，经较长时间的国内外研究已被确定，获得广泛的承认和采用。但是，在土壤污染评判中，有效态的测定方法有待进一步研究建立。从已有的研究状况来看，大多是针对局部地区的土壤进行的，并受当地土壤性质的制约，各个研究者所采用的提取剂种类、浓度和提取条件往往因区域的不同而不同，因而它的应用也就有局限性。

二是土壤性质的影响。影响土壤中重金属有效性和迁移性的土壤性质主要有：

①土壤 pH 值。土壤 pH 值是土壤性质的一项十分重要的指标，它制约着土壤中的成分和化学反应。通常，土壤对大多数重金属元素的容量，随 pH 值升高而增大，在中性和微碱性土壤条件下容量较大。其中例外的是砷、钼、硒以及六价铬，这些元素通常在碱性或石灰性土壤条件下活性较大。在酸性土壤中，Cd、Hg、Ni、Zn 等相对活性较大，As、Cr 等活性中等；在中性-碱性土壤中，As、

Cr<sup>6+</sup>等活性较大，Cd、Hg、Zn 等活性中等。

在注意到土壤 pH 值对重金属活性影响的同时，还应看到土壤酸碱性直接对植物生长的影响。各种植物对土壤酸碱性的适应性不同；对一般作物而言，土壤过酸、过碱均不适。在酸性土壤中，土壤 pH5.0 以下时，一般作物生长会受到土壤酸度的显著影响；pH4.5 以下时，受害较重。在碱性土壤中，如易溶性盐中总碱度达 1cmol (+) /kg 以上，往往伴有碱化，土壤含有一定数量的交换性钠，pH 可达 9.0 以上，对作物有严重的危害。因此，对于过酸、过碱的土壤，不仅要注意土壤重金属的环境标准值，也要注意酸、碱对作物的危害。

②土壤固相载体。土壤中的粘土矿物、有机质、铁、锰、铝等的水合氧化物，以及碳酸盐、磷酸盐等与外来的重金属会在固液界面上发生相互作用。它们对重金属具有一定的交换吸附作用和专性吸附作用，或是化学沉淀反应，从而使重金属在土壤中存在的化学形态有所变化，对植物的效应也有所不同。不同的粘土矿物、有机质的种类和数量，具有不同的阳离子交换量（CEC），它在一定程度上反映保持养分能力的大小。不同的铁、锰、铝等的水合氧化物、有机质等，具有不同的专性吸附量。专性吸附是由于与重金属的配位络合作用而产生的，它对重金属有着较大的固定性。土壤中的碳酸盐、磷酸盐也能与外来的重金属发生化学反应，从而降低其可溶性。

③氧化还原状况。重金属在不同土壤条件下往往可有多种价态存在。土壤重金属的迁移特性和对作物的危害性常与其本身存在价态密切相关。重金属的价态变化是通过氧化还原反应实现的。当六价铬进入水田土壤时，就会还原成难溶的三价铬而固定在土壤中，从而减轻了铬对作物的危害。就土壤中砷的价态而言，主要有三价和五价之分，亚砷酸比砷酸危害性大许多倍；可见砷与铬等相反，当土壤处于氧化状态时，它的危害比较轻，而当土壤淹水还原时，随着氧化还原电位的下降，砷酸还原成亚砷酸，加重了砷对水稻的危害。镉在淹水条件下，有利于难溶性硫化镉的形成，从而可能降低糙米含镉量。铜、铅在淹水还原条件下也易形成难溶性硫化铜、硫化铅。所以对于有些污染物项目，氧化还原状况不同，重金属危害性的差别还是很大的，标准有必要划分旱地、水田两类分别予以制订。但是，在实际制订中，有些污染物项目的水田与旱地数值相近，似无必要区分。因此，只对砷、铬的水田和旱地分别订出标准值。水旱轮作的土壤，执行较严的标准值。

④土壤物理性状。土壤孔隙性、持水性、透水性等在一定程度上制约着水分运行，也影响着污染物对地下水或地表水的污染问题。地面径流和土壤侵蚀，与土壤表层物理性状（土壤结构性、结持性等）有关，也涉及地表水污染问题。因此，标准的制订中，特别考虑砂性、低有机质含量土壤（透水性强、结持性差），采取前面所述的 CEC 指标，规定  $CEC \leq 5 \text{cmol (+) / kg}$  土壤，标准值减半。

### （2）污染物因素

由于污染物各自本身特性的不同，与土壤的相互作用也有很大差异，因而它们在土壤中的活性也有所不同。例如铜、铅较易固定，镉的活性较大。重金属存在的化学形态、价态也影响甚大。三价铬的活性要小于六价铬活性，五价砷的活性没有三价砷的大。污泥或尾矿砂中的重金属活性要小于污水中的重金属活性。当不同来源（污水、污泥、垃圾、肥料、尾矿砂等）的重金属进入土壤后，由于它原有的活性不同，因而在土壤中与其他组成成分的相互作用而形成的结合形态也会有所不同，从而土壤环境基准值也会不同。但标准中不可能过细地按不同来源给予分别制定，往往同一土壤也可能有多种来源。因此，标准中主要依据污水为来源（或水溶性污染物试验）所得的基准值为依据而予以制订。

在自然条件下，单一重金属污染虽有发生，但通常发生多种重金属元素的复合污染。有些重金属元素之间有拮抗作用，有些有协同作用，情况较为复杂。在制订标准时理应考虑多元素的复合影响问题。但是，关于复合污染的研究，目前国内外尚在研究阶段，难于提供依据资料。因此，标准中暂时未考虑复合污染的影响。

### （3）植物因素

土壤中污染物对植物的影响，各种植物是不一样的。有的植物较易从土壤中吸收，有的则较难。植物生长期有不同，生长期短的，富集量较少。有的植物对污染物较敏感，有的则不然。植物生长茁壮，抗逆性强。可见，土壤中污染物对植物的危害，是因植物而异的。

大多数植物的各部位的重金属浓度是：根>茎叶>籽实，也有的植物并不如此。土壤中镉对蔬菜的影响，以叶菜类为大，果菜类次之，根菜及豆角类最次。所以蔬菜类农产品安全问题与各种可食部位有关，情况相当复杂。因此，土壤标准的制订中，旱地主要以一般生长的小麦、叶菜类蔬菜等旱作物为对象，水田以水稻为对象。

#### (4) 气候因素

年际之间，因气温、降水等的差异可造成土壤性质和植物生长的差异，以及植物对污染物的吸收和污染物在植物体内迁移、积累与分布的差异。在不利的湿热条件下生物对重金属的抗性降低，从而得出的土壤重金属最高允许浓度与在有利的水热状况下求得的最高允许浓度是不同的。限于资料的局限性，标准制订中只能适当考虑气候因素。

### 11.2 关于土壤环境质量评价

综上所述，我国土壤类型众多，各种类型土壤有其各自的土壤污染物的环境基准值，有大有小。土壤标准值是从全国土壤环境基准值中取相对保守的值，经综合考虑而制订的。一般来说，低于土壤标准值，说明在大多数情况下土壤均不会产生污染危害，而高于土壤标准值，说明在有些情况下会产生污染危害，所以依据土壤标准的评判实际上存在一个概率的问题。土壤是否实际存在污染危害，尚须进一步具体调查核实。这是解决土壤标准应用中存在的不确定性的最好方法。

为了合理使用土壤标准，科学规范土壤环境质量评价过程，保证土壤评价结果的客观性和正确率，结合本标准，同时编制了《土壤环境质量评价技术规范》。该规范规定了土壤环境质量评价的原则、程序和工作内容，规定了土壤环境质量评价及等级划分方法。

### 11.3 关于土壤环境背景值

为了配合土壤环境质量评价，需要采用土壤环境背景值，作为土壤污染的评判依据。结合本次土壤标准修订，建议同时编制土壤环境背景值确定技术导则。该导则只规定区域土壤环境背景调查及背景值确定的原则、工作内容和技术要求。由地方根据实际需要，按照统一技术方法和要求制定地方土壤环境背景值标准。在没有制定地方土壤环境背景值标准之前，可以参考“七五”土壤环境背景调查成果，按照省级行政区或土壤类型统计获得的土壤环境背景数据使用。

### 11.4 关于污染土壤修复标准

本次标准修订后的《农用地土壤环境质量标准》和《建设用地土壤污染风险筛选指导值》，是启动土壤详细调查和风险评估的依据，通常不能直接用于土壤修复目标值或土壤修复验收标准。确定土壤修复目标值、土壤修复验收标准或局

部地区是否超标，应根据土壤污染调查和风险评估结果，结合土壤环境背景水平（或本底）判定。

---