

附件 3

《生态安全土壤环境基准制定技术指南  
(征求意见稿)》编制说明

国家环境基准管理项目编制组

二〇一八年七月

**项目名称：国家环境基准管理**

**承担单位：环境保护部南京环境科学研究所、中国科学院  
南京土壤研究所**

**编制组联系人：葛峰 025-85287298 宋静 025-86881130**

**编制组主要成员：宋静 葛峰 吴丰昌 高慧 徐珂珂 云晶晶  
白英臣 张厦**

# 目 录

1. 项目背景.....	24
2. 基准制定的必要性分析.....	25
3. 基准制定的原则和依据.....	26
4. 国内外环境基准发展现状.....	27
5. 标准的主要内容及说明.....	32
6. 主要技术要点.....	35
7. 对实施本标准的建议.....	43
附录 1 生态安全土壤环境基准推算案例（砷/苯并[A]芘） .....	44
附录 2 主要参考文献.....	50

## 1. 项目背景

### 1.1 任务来源

为贯彻落实《中华人民共和国环境保护法》《中华人民共和国大气污染防治法》以及《大气污染防治行动计划》《水污染防治行动计划》《土壤污染防治行动计划》，夯实我国质量管理和风险防范的科学基础，原环境保护部设立了“国家环境基准管理”项目，组织中国环境科学研究院、环境保护部南京环境科学研究所等单位开展环境基准的制定工作。

在土壤环境基准方面，拟结合当前我国环境安全和实际管理需求，在总结系列项目研究成果的基础上，调研美国、加拿大、荷兰等土壤环境基准研究现状，提出我国土壤环境基准体系的研究框架和技术路线。优先制定并发布生态安全土壤环境基准制定技术指南、保护人体健康的土壤环境基准制定技术指南和保护农产品安全的土壤环境基准制定技术指南等系列土壤环境基准制定技术标准。

为了科学有效的保护生态环境，本项目组编制了《生态安全土壤环境基准制定技术指南（征求意见稿）》。

### 1.2 工作过程

2010年6月-2012年6月项目组承担环保公益性行业科研项目农田土壤环境基准预研究（201009032）。项目组调研了发达国家制定农田土壤环境基准的方法和技术，结合我国国情，筛选适合我国国情的农田土壤环境基准体系、制定方法学和相关支撑技术；建立了基于土壤小节肢类动物的农田土壤生态风险评价方法，采用生态风险评估的方法推导典型区域农田土壤环境基准；编制了区域农田土壤环境基准制定技术指南。为科学地制定我国农田土壤环境质量标准提供科学依据，为制定我国农田环境基准体系研究的中长期路线图、提出重大研究计划的实施方案建议奠定基础。

2014年5月-至今项目组承担环保公益性行业科研项目土壤重金属铅和镉生物有效性评价方法研究（201409042）。项目组调查了贵州毕节典型铅镉冶炼区不同类型土壤-作物系统中铅镉污染特征；以不同化学提取法及薄层凝胶梯度法（DGT）等为基础，筛选确定了6种主要类型土壤（水稻土、黄壤、紫色土、石灰土、红壤、黄棕壤）中铅和镉有效态的提取方法；采用贵州典型铅锌冶炼区主要类型土壤及玉米、小麦、水稻、油菜、白菜、萝卜、马铃薯、烟草、芸豆和大豆等十种作物开展人工配制和实际污染土壤的室内盆栽试验和田间采样验证，建立铅和镉在作物可食部分和对应土壤中的总量以及有效态含量之间的食物链模型。从农田土壤环境基准预研究到土壤重金属生物有效性评价方法研究，从宏观的方法学研究到更为具体的生物有效性评价方法探究，课题组规范了野外采样方法，积累了大量的盆栽管理和室内分析方法与经验，同时也深化了对理论知识的理解。

基于前期工作，课题组先后参与撰写专著《中国土壤环境基准研究中长期路线图》和《中国土壤环境基准与标准制定的理论和方法》。

2017年9月22日，原环境保护部在北京组织召开了《保护生态安全的土壤环境基准制定技术指南》（初稿）、《保护人体健康的土壤环境基准制定技术指南》（初稿）和《保护农产品安全的土壤环境基准制定技术指南》（初稿）专家审议会，会议原则同意本标准通过审议。2018年3月12日，原环境保护部再次在北京组织召开了《保护生态安全的土

壤环境基准制定技术指南》（草案）、《保护人体健康的土壤环境基准制定技术指南》（草案）和《保护农产品安全的土壤环境基准制定技术指南》（草案）专家论证会，专家组一致同意通过论证，建议提请生态环境部科技标准司公开征求意见。

## 2. 基准制定的必要性分析

### 2.1 环境基准是环境管理的基础

环境基准是环境标准制修订的科学依据，同时也是环境质量评价、环境风险控制、应急事故管理及整个环境管理体系的科学基础，是国家环境保护和环境管理的基石与根本。近年来，国家高度重视环境基准研究，早在 2005 年《关于落实科学发展观加强环境保护的决定（国发[2005]39 号）》明确提出了“科学确定基准”的国家目标。环境基准按照环境介质的不同可分为水环境基准、土壤环境基准和空气环境基准。其中土壤环境基准根据保护对象和目标的不同可以分为保护农产品安全、保护人体健康、保护生态安全等土壤环境基准。其中生态安全土壤环境基准旨在保护土壤中或与土壤相关的植物、土壤无脊椎动物、土壤微生物活性或代谢过程等不会因暴露于土壤污染而产生显著的健康风险（王国庆等，2005；冯承莲等，2015）。本标准主要用于指导生态安全土壤环境基准的制定。

### 2.2 土壤环境基准是土壤标准的依据

土壤环境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。我国现行的土壤环境质量标准（GB15618-1995）主要依据“六五”、“七五”攻关项目《土壤环境容量》和《土壤环境背景值》的研究结果，采用生态环境效应法制定，它为我国土壤环境质量评价和保护发挥了重要的历史作用。但由于受到当时科学水平以及基础资料不足的限制，土壤环境质量标准仍存在诸如污染物指标偏少、未考虑风险评估的方法学以及部分指标定值不合理等问题，亟待修订（宋静等，2016）。因此开展生态安全土壤环境基准的研究可以为我国土壤环境质量标准的修订提供科技支撑，更有利于对土壤环境质量进行全面系统地管理。

### 2.3 土壤环境基准制定的重要性和必要性

虽然我国的土壤环境基准目前已经开展了大量工作，但是研究方法基本上是参考借鉴国外发达国家，这些发达国家或组织主要包括美国、加拿大、英国以及荷兰等。这些发达国家由于土壤环境基准研究工作开展的时间相对较早，已经形成了各自的土壤环境基准研究指导性方法，用于指导本国土壤环境基准研究工作的开展。虽然近些年来在大量基准相关研究项目的资助下，我国已开展了一些土壤环境基准的研究工作并取得了一定的研究成果，但是这些研究成果也仅仅体现在发表的文献、出版的书籍以及一些项目的研究报告中，我国目前还没有专门用于指导土壤环境基准工作开展的相关方法、导则或标准文件，缺乏统一的指导性方法。目前，我国土壤环境基准的研究方法基本上是参照借鉴国外发达国家，无论是在方法的应用上，还是在方法的适用性方面，仍有一些科学问题不明确，缺乏一定的科学性，土壤环境基准研究的滞后已成为制约我国土壤环境标准科学性、环境有效管理

及民生保障行动的瓶颈（冯成莲等，2015）。因此，建立符合我国区域特征的、并与国家环境管理目标紧密结合的土壤环境基准制定技术标准是很有必要的。

### 3. 基准制定的原则和依据

#### 3.1 编制原则

（1）以《中华人民共和国环境保护法》《土壤污染防治行动计划》以及我国现行的环境保护法律法规、政策、条例、标准的相关规定和要求为主要依据。对国内外土壤环境基准现状、法律法规、工作机制、技术现状和发展趋势等进行调研和对比分析，以便在标准制定过程中可以充分借鉴国内外的最新成果，使我国的土壤环境基准工作能够适应我国政策法规的相关要求和发展趋势，实现与国际的接轨。

（2）充分借鉴国内外的相关标准和技术指南的经验。如美国《保护生态的土壤筛选值技术导则》、加拿大《保护环境和人体健康土壤质量指导值的指南》、荷兰《关于推导环境风险限值的指导指南》和国内环境保护、农业等各部分现有技术标准和导则，总结经验教训，对较为成熟的共性技术直接引进或等效采用。

（3）以需求为导向，同时符合我国环境特征和管理需要，服务土壤质量改善的总体目标，明确标准制定的工作程序，提高工作效率，保证工作质量；另外，相关基准工作须有长期的试验研究和足够的数据库支持，具备良好的前期基础，确保我国环境质量基准科学性、准确性和实用性。

（4）充分吸收国内土壤环境基准最新研究成果，尤其是 973 计划和环保公益项目等有关土壤环境基准的系列研究成果；以科学为准则，兼顾合理性和可行性；同时考虑与我国经济、技术发展水平和相关方的承受能力相适应，建立健全我国土壤环境基准制定技术导则。

#### 3.2 技术依据

生态安全土壤环境基准制定技术指南主要引用我国及 OECD 和 ISO 污染土壤的生态毒理学和生物学测试标准化方法，具体包括：

- 1) OECD 208 化学物质对土壤中高等植物出苗率和苗生长情况的影响
- 2) OECD 227 化学物质的沉降过程对土壤植物叶片和地上部分生长状况的影响
- 3) ISO 11269-1 除挥发性物质以外的所有可能进入到土壤中的物质对植物根系生长情况的影响
- 4) ISO 11269-2 土壤中化学物质对多种植物的出苗率和早期生长的潜在毒性效应
- 5) ISO 17126 污染土壤对莴苣 (*Lactuca sativa L*) 的出苗率影响
- 6) ISO 22030 化学物质对陆地植物油菜 (*Brassica rapa CrGC,syn.Rbr*) 和燕麦 (*Avena sativa*) 的繁殖力的影响
- 7) GB/T 21809 化学品 蚯蚓急性毒性试验
- 8) GB/T 31270.15 化学农药环境安全评价试验准则 第 15 部分：蚯蚓急性毒性试验
- 9) OECD 207 污染物对蚯蚓 (*E.fetida* 和 *E.andrei*) 的急性致毒效应
- 10) ISO 11268-1 污染物对蚯蚓 (*E.fetida*) 的急性致毒效应测试
- 11) OECD 213 污染物通过口腔对蜜蜂 (*Apis mellifera L*) 的急性致毒效应

- 12) OECD 214 污染物通过接触对蜜蜂 (*Apis mellifera L*) 的急性致毒效应
- 13) ISO 20963 污染物对昆虫幼虫 (*Oxythyrea funesta*) 的急性致毒效应
- 14) OECD 220 化学物质对线蚓 (*Enchytraeus albidus*) 的繁殖力影响
- 15) OECD 222 化学物质对蚯蚓 (*E.fetida* 和 *E.andrei*) 的繁殖力影响
- 16) ISO 11268-2 污染物对蚯蚓 (*E.fetida*) 的繁殖力影响
- 17) ISO 16387 污染物对线蚓 (*Enchytraeus sp*) 的繁殖和存活影响
- 18) ISO 11267 土壤污染对跳虫 (*Folsomia candida*) 的繁殖力影响
- 19) ISO 15952 污染物对陆地幼蛇 (*Helicidae*) 生长的影响
- 20) GB/T 31270.16 化学农药环境安全评价试验准则 第 16 部分: 土壤微生物毒性试验
- 21) OECD 217 污染物对土壤微生物碳转化能力的影响
- 22) OECD 216 污染物对土壤微生物氮转化能力的影响
- 23) ISO 14238 污染物对土壤氮矿化的潜在影响
- 24) ISO 14240 土壤污染对微生物生物量的影响
- 25) ISO 15685 土壤污染对硝化微生物的抑制效应
- 26) ISO 16072 土壤污染对微生物代谢的影响
- 27) ISO 17155 运用土壤呼吸曲线法确定微生物群落的丰度和活性, 适用于确定土壤污染物的潜在生态毒性
- 28) ISO 23753 污染物对非淹水土壤中脱氢酶活性的影响

#### 4. 国内外环境基准发展现状

##### 4.1 土壤生态风险评估国内外发展现状

生态风险评估 (ecological risk assessment, ERA) 是评价人类活动对生态系统中生物可能构成的危害效应。它可用于确定风险源与生态效应之间的关系, 判断有毒有害物质对生态系统产生显著危害的概率, 为环境管理和决策提供依据。广义上风险源包括一切由人类活动引起的, 可能对生物个体、种群、群落甚至生态系统产生危害效应的化学、物理和生物学的因素, 但目前大部分的生态风险评估研究多集中在化学污染物方面。

从上世纪 80 年代开始, 美国、荷兰、英国、欧洲委员会等国家和国际组织就已在生态风险评估的理论和方法上取得了一系列研究成果, 制定发布了生态风险评估相关技术导则。以美国环保署生态风险评估为例: 生态风险评估主要包括问题表述 (problem formulation); 暴露评估 (exposure assessment); 生态效应评估 (ecological effect assessment) 和风险表征 (risk characterization) 四个部分。

生态风险评估已受到世界性的关注, 相关的研究在不断的深入和拓展, 主要体现在以下几个方面:

- (1) 研究对象由生物个体水平和种群水平转向较高层次的群落和生态系统水平;
- (2) 将基于生物有效性研究结果替代利用强提取剂的污染物含量作为计算暴露剂量的基础数据;

(3) 加强对动物、植物和微生物毒性试验数据的集成、管理和共享, 为土壤生态风险评估提供数据平台;

(4) 分子生态学可以通过检测生物自然种群 DNA 序列多态性, 鉴定个体的基因型, 在基因水平评价种群遗传分化, 并在分子水平上阐述分子适应机制等生态学问题, 分子生态学与生态风险评估的交叉将为土壤生态风险评估提供微观研究方法和科学依据;

(5) 信息技术的创新也为土壤生态风险评估拓展了时空性, 如运用 GIS 进行风险资源的鉴别和生态风险的空间表征, 利用专家系统进行自动的风险识别和风险评估, Web 技术为生态风险评估模型、土壤生态毒理学数据库的开发和共享提供技术平台 (章海波等, 2007)。

## 4.2 生态安全基准制定方法学国内外发展现状

### 4.2.1 国外发展现状

#### (1) 美国

美国环保署 (USEPA) 应急和修复响应办公室 (office of emergency and remedial response) 在 2003 年颁布了土壤生态筛选值 (eco-SSL) 制定技术导则, 后又进行了几次修订。选择植物、土壤无脊椎动物、哺乳动物和鸟类为生态受体。主要推导植物和蚯蚓直接暴露途径的风险阈值, 以及鸟类和哺乳动物基于食物链暴露途径的风险阈值。土壤生态筛选值的制定分为以下四步:

- 1) 文献资料收集。对于所考虑的四类生态受体, 应检索与之相关的数据库, 以及相关文献资料。对于鸟类和哺乳类应检索所有年份的相关资料, 而对于植物和土壤无脊椎动物应检索 1987 年之后的相关资料, 1988 年之前的相关资料可以由相关参考书目获取。
- 2) 筛选可用于推导土壤生态筛选值的研究资料。资料中涉及的植物和土壤无脊椎动物的测试方法应按照最新的测试方法要求; 鸟类和哺乳动物至少包括两个处理水平, 植物和土壤无脊椎动物至少包括五个处理水平; 对于鸟类和哺乳动物只考虑慢性毒性, 而植物和土壤无脊椎动物既考虑慢性毒性也考虑急性毒性。
- 3) 提取、评估和数据打分。从筛选的文献中提取毒性数据, 评估测试方法及测试结果, 对数据进行打分。
- 4) 基准值推导。对于鸟类和哺乳动物根据其 NOAEL 或 LOAEL 确定其污染物的毒性参考值 (TRVs); 对于植物和土壤无脊椎动物一次优先选用  $EC_{20}$ 、MATC (最大可接受毒物浓度, 为 NO(A)EC 与 LO(A)EC 及几何均值)、 $EC_{10}$  确定其风险阈值。

#### (2) 英国

英国环保署于 2004 年发布了基于生态风险评估的土壤筛选值, 推导方法如图 1 所示:



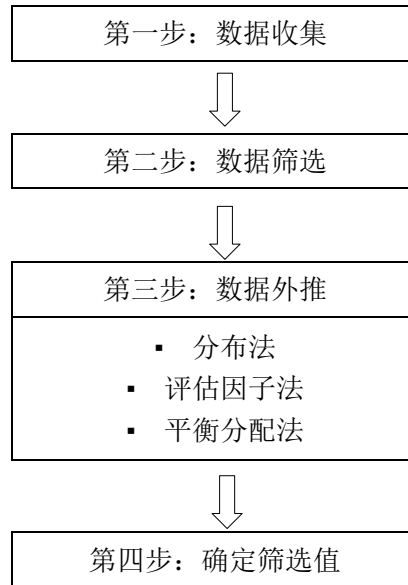


图 1 英国基于生态风险评估土壤筛选值逐步推导法

目前，英国环保署发布了制定生态风险评价土壤筛选值的征求意见稿，以寻求制定合理可行的土壤筛选值，开发了相应的生态风险评价土壤筛选值决策工具，给出了部分污染的推荐值及其推导依据（表 1）。

表 1 部分污染物基于生态风险土壤污染推荐筛选值及制定基础

污染物	推荐土壤筛选值 (mg/kg)	推导基础
苯并[a]芘	0.15 <sup>#</sup>	基于蚯蚓毒性数据，评价系数取 10
镉 (Cd)	1.15(0.09)	基于土壤生态毒性数据和二次毒性数据的物种敏感性分布法求得 HC <sub>5</sub> ， 评价系数 1-2
铬 (Cr)	21.1	基于物种敏感性分布法，评价系数取 1
铜 (Cu)	88.4(57.8)*	基于物种敏感性分布法，评价系数取 1
铅 (Pb)	167.9	基于物种敏感性分布法，评价系数取 2
汞 (Hg)	0.06	基于跳虫数据，评价因子取 10
镍 (Ni)	25.1(20.3)*	基于物种敏感性分布法，评价系数取 2
五氯苯	0.029 <sup>#</sup>	基于哺乳动物得到二次毒性值，评价系数取 30
五氯苯酚	0.6 <sup>#</sup>	基于陆地毒性数据，采用物种敏感性分布法，评价因子取 1
四氯乙烯	0.01 <sup>#</sup>	基于微生物硝化作用数据，评价因子取 10
甲苯	0.3 <sup>#</sup>	基于蚯蚓数据，评价因子取 50
锌 (Zn)	90.1(72.5)*	基于陆地毒性数据，采用物种敏感性分布法，评价因子取 2

### (3) 荷兰

荷兰的干预值是在取人类严重风险浓度 (SRC<sub>human</sub>) 和生态毒理风险限值 (SRC<sub>eco</sub>) 的最低值作为综合性土壤干预值。无论是人类还是生态风险限值都是针对“标准土壤”(10%

的有机质，25%的黏土和 pH 为 6) 的。其中危险浓度  $HC_{50}$  (50%的受试物种/过程可能产生不良效应的浓度) 是生态毒理风险限值 ( $SRC_{eco}$ ) 确定的关键。

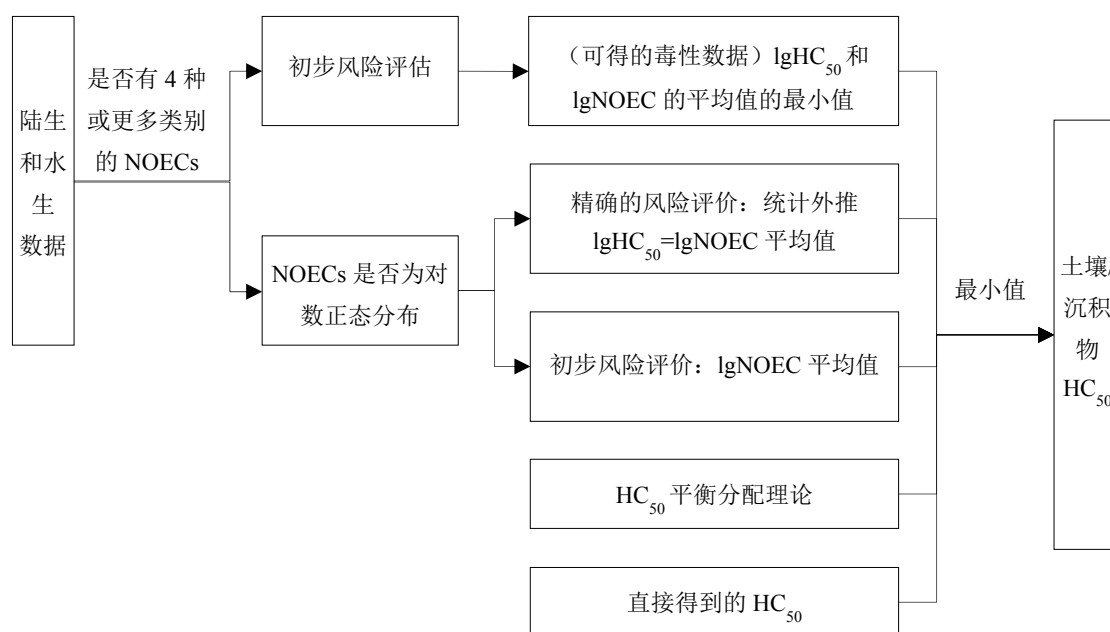


图 2  $SRC_{eco}$  推导示意图

$SRC_{eco}$  具体推导过程如下:

- 1) 如果数据满足①数据至少来自 4 种不同类别;②数据必须是对数正态分布两个条件时,将 NOEC 的几何平均值和  $L(E)C_{50}$  除以 10 后的几何平均值的最低值作为  $HC_{50}$ , 或者按照用最高优先级的方法来确定  $HC_{50}$ 。
- 2) 优先级有两种确定方法: ①按陆生毒理数据的数量; ②按毒理数据的种类 (优先顺序):  $NOEC > EC_{50} > LC_{50}$ , 其中平衡分配的优先级最低。采用最高和较低优先级及几何平均值作为  $HC_{50}$ , 推导过程见图 2。

#### (4) 加拿大

加拿大土壤环境质量标准体系是按不同土地利用方式进行划分的, 包括: 农业用地、居住/公园用地、商业用地和工业用地。根据加拿大环境部长理事会 (CCME) 2006 年发布的文件《A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines》包含保护人体健康的土壤质量指导值 ( $SQG_{HH}$ ) 和保护生态物种的土壤质量指导值 ( $SQGE$ )。得到的每种土地利用 (农业用地、居住/公园用地、商业用地和工业用地) 方式下保护人体健康的土壤质量指导值和保护生态环境的土壤质量指导值的最低值作为该种土地利用的最终土壤质量指导值, 在此基础上不断调整后制定综合性土壤质量指导值。

其中保护生态环境的土壤质量指导值 ( $SQGE$ ) 考虑了不同土地利用方式下的暴露途径 (表 2), 包括土壤接触、摄入、初级消费、次级消费、三级消费、营养和能量循环、地下水、淡水生物、灌溉用水、牲畜用水以及异地迁移共计 11 个暴露途径。

表 2 用于不同土地利用 SQG<sub>E</sub> 推导的暴露途径

暴露途径	农业用地	居住/公园用地	商业用地	工业用地
土壤接触	√	√	√	√
摄入				
初级消费者	√	生物放大	×	×
次级消费者	生物放大	生物放大	×	×
三级消费者	生物放大	生物放大	×	×
营养和能量循环	√	√	√	√
地下水				
淡水生物	可溶解	可溶解	可溶解	可溶解
灌溉用水	可溶解	×	×	×
牲畜用水	可溶解	×	×	×
异地迁移	×	×	不挥发	不挥发

注：“√”代表考虑，“×”代表不考虑，“生物放大”、“可溶解”和“不挥发”代表考虑需具有的性质。

计算每种土地利用下各种暴露途径的 SQG，暴露途径涉及植物和无脊椎动物与土壤的直接接触、营养和能量的循环过程、野生动物对污染食物和土壤的摄入以及污染物从地下水向潜在的牲畜水源和地表淡水水体的转运。因此，SQG 包括 SQG<sub>SC</sub>（直接接触）、SQG<sub>NEC</sub>（营养和能量循环）、SQG<sub>I</sub>（摄入）、SQG<sub>FL</sub>（淡水生物）、SQG<sub>LW</sub>（牲畜用水）、SQG<sub>IR</sub>（灌溉用水）、SQG<sub>OM-E</sub>（异地迁移）和其他暴露途径的土壤质量指导值（SQG）。每种土地利用的所有暴露途径的土壤质量指导值（SQG）的最小值即为该种土地利用的保护生态环境的土壤质量指导值（SQG<sub>E</sub>）。具体推导过程如图 3 所示：

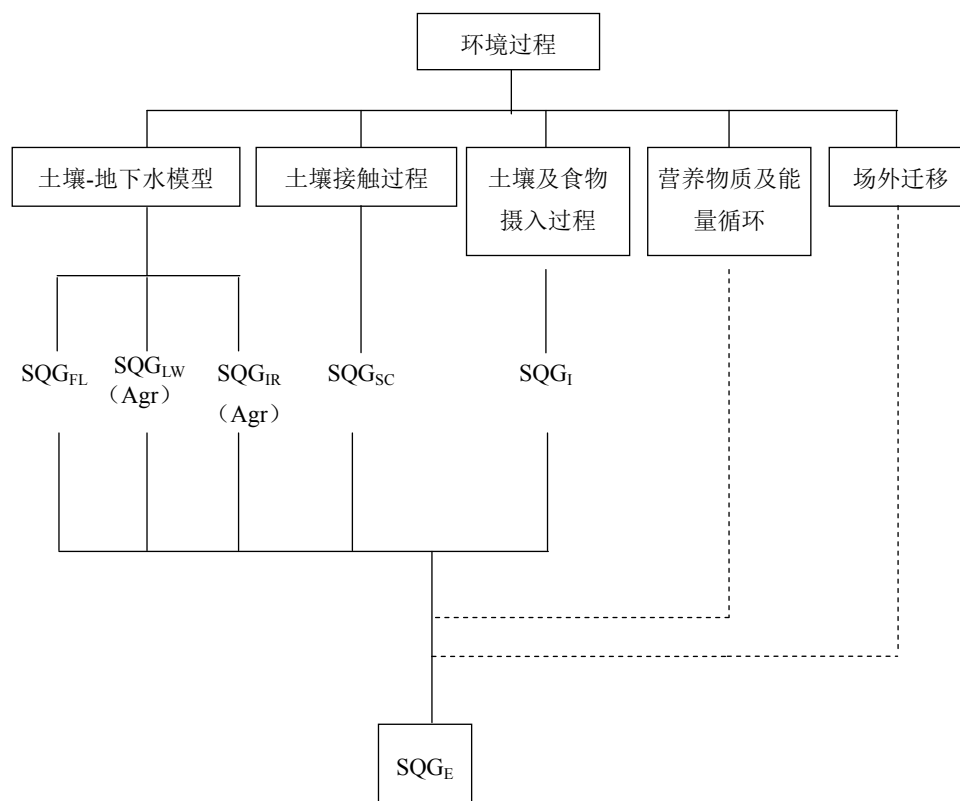


图 3 加拿大 SQG<sub>E</sub> 推导流程

#### 4.2.2 国内发展现状

我国现行的《土壤环境质量标准》GB15618-1995 中的二级标准采用生态环境效应法，基于土壤-植物体系（保护农产品）、土壤-微生物体系（保护生态受体）和土壤-水体系（保护地下水）分别定值，再取其低值制定。三大体系基准制定的目的和依据如表 3 所示。

表 3 《土壤环境质量标准》(GB15618-1995) 制定体系

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 25% 以上的变化	微生物计数指标出现 50% 以上的变化	生活饮用水卫生标准 (GB5749-85)	地面水环境质量标准 (GB3838-88)

但受当时制定时试验数据和文献资料的限制，《土壤环境质量标准》GB15618—1995 未充分考虑我国土壤类型、成土母质、土壤理化性质、种植结构和品种等区域间的巨大差异，全国统一的标准在使用过程中常常会出现土壤质量评价和农产品质量评价不一致的情况。此外，标准值基于土壤污染物的总浓度，而未考虑更能指示污染物溶解性、迁移性和生物有效性的有效态浓度。

近年来，国内在污染土壤的生态毒理方面的研究不断深入，并尝试探索制定生态安全土壤环境基准，如中国农科院马义兵团队利用文献筛选数据，选取  $EC_{10}$  或 NOEC 值作为评价终点，筛选出 19 种植物，2 种微生物的生态毒理学数据，基于物种敏感性曲线，推导了我国保护生态的重金属铜土壤环境阈值；利用文献筛选数据，选取  $EC_{10}$  或 NOEC 值作为评价终点，筛选出 14 种植物、1 种无脊椎动物和 2 种微生物的生态毒理学数据，基于物种敏感性曲线，推导了我国保护生态的重金属镍土壤环境阈值。中国科学院南京土壤研究所宋静课题组以 Cd、B[a]P 和 PCBs 为典型污染物，植物、微生物、土壤动物（蚯蚓、跳虫等）为关注受体，开展了室内和田间毒性试验，获取了污染物剂量-效应关系，并尝试采用生态风险评估的方法推导典型区域农田土壤环境基准。

目前我国尚未制定发布土壤生态风险评估技术导则或生态安全土壤环境基准制定技术导则。

#### 5. 标准的主要内容及说明

标准包括前言、适用范围、规范性引用文件、术语及定义、基准制定技术流程、确定需保护的生态受体和生态过程、数据搜集与要求、土壤预测无效应浓度  $PNEC_{soil}$  和危害浓度  $HC_x$  的外推、生态安全土壤环境基准值的确定、生态安全土壤环境基准的审核及附录共

12 部分。

### 5.1 适用范围

本标准规定了生态安全土壤环境基准制定的技术方法，适用于生态安全土壤环境基准的制定。

本标准不适用于放射性物质。

### 5.2 规范性引用文件

本标准内容引用下列文件或其中的条款。凡是不注明日期的引用文件，其有效版本适用于本标准。

GB/T 21809 化学品 蚯蚓急性毒性试验

GB/T 31270 化学农药环境安全评价试验准则 第 16 部分：土壤微生物毒性试验

GB/T 31270 化学农药环境安全评价试验准则 第 15 部分：蚯蚓急性毒性试验

### 5.3 术语及定义

标准中对于土壤环境基准、生态安全土壤环境基准、污染土壤生态风险评估、生态保护水平、无观察效应浓度 5 个关键术语进行了定义。

#### 5.3.1 土壤环境基准 soil environmental criteria

又称土壤环境基准，指土壤中的污染物质对生态安全、人体健康及农产品安全不产生有害效应的最大剂量或水平。

#### 5.3.2 生态安全土壤环境基准 soil environmental criteria for the protection of ecological safety

简称土壤生态基准，指污染物等对土壤生态受体或生态功能不产生不良或有害效应的最大浓度限值。

通常，选择不同土地利用方式下的关注生态受体，根据实验室或野外的生态毒性学测试和生物学测试，获得测试物种个体或生态过程对外源化学物质的毒性数据，如 10%效应浓度（ $EC_{10}$ ）、20%效应浓度（ $EC_{20}$ ）、半数效应浓度（ $EC_{50}$ ）、无效应浓度（NOEC）等，通过这些数据进一步外推该化学物质对土壤生态系统的预测无效应浓度（ $PNEC_{soil}$ ），作为生态安全土壤环境基准制定的基点。

#### 5.3.3 x%危害浓度 hazardous concentration ( $HC_x$ )

受影响物种的累积概率达到 x%时的污染物质浓度，或（100-x）%的物种能够得到有效保护的污染物质浓度。

#### 5.3.4 物种敏感性分布 species sensitivity distribution (SSD)

描述不同物种对环境因子敏感性相互关系的数据分布。

#### 5.3.5 生态保护水平 ecological protection level

根据不同土地利用方式下土壤所提供的生态服务功能的重要性所确定的生态物种或生

态过程保护的程度。

生态保护水平是由政策决定的，是制定生态安全土壤环境基准值的依据。不同土地利用方式的生态保护水平不同。自然保护地、农业用地和公共用地等生态敏感性较高，所需的生态保护水平较高，而住宅用地和工商用地生态敏感性较低，所需的生态保护水平较低。

### 5.3.6 污染土壤生态风险评估 ecological risk assessment of contaminated soil

评估污染物进入土壤后对关注的生态受体（陆生植物、土壤微生物和土壤动物等）及其生态过程（如硝化作用、有机质矿化、磷酸酶活性等）产生显著危害的可能性。

生态风险评估的主要步骤包括：问题表述（problem formulation）；暴露评估（exposure assessment）；生态效应评估（ecological effects assessment）和风险表征（risk characterization）。

### 5.3.7 无观察效应浓度 no observed effect concentration, NOEC

在规定的暴露条件下，通过实验和观察，一种外源污染物质不引起生物任何有害作用的最高浓度。

## 5.4 基准制定技术流程

生态安全土壤环境基准值的推导主要包括 5 个步骤，具体如下：

确定需保护的生态受体和生态过程；

有效毒性数据获取及筛选；

PNEC<sub>soil</sub> 或 HC<sub>x</sub> 外推；

生态安全土壤环境基准值的确定；

生态安全土壤环境基准的审核。

有效毒性数据获取及筛选主要包括从数据库或文献中获取毒性数据，并按照一定的原则对收集的毒性数据进行筛选和处理。

土壤预测无效应浓度推导是基于物种最敏感的毒性终点的毒性效应数据进行分布拟合的一种方法。根据生态毒性数据所属受体营养级数量的多少、生态毒性数据的评价终点等情况，选择不同的数据外推方法。

土壤生态基准值确定以外推获得的土壤预测无效应浓度作为制定土壤生态基准的起点，综合考虑土壤环境背景值、生物有效性、分析检出限等因素，对基准值的合理性进行评估，根据需要对基准值进行必要的调整，并确定生态安全土壤环境基准值。

## 5.5 技术方法确定依据

目前国际上生态安全土壤环境基准制定方法学的核心是土壤生态风险评估法。土壤生态风险评估是陆地生态风险评估的一个重要组成部分。在指导原则上与健康风险评估的思路类似，即以土壤污染物在迁移过程中引起的暴露和效应作为风险评估的核心内容（章海波等，2007）。在充分吸收国内外土壤环境基准最新研究进展的基础上，主要借鉴吸收美国保护生态土壤筛选值技术导则、加拿大土壤质量指导值制定指南及英国保护生态的土壤筛选值技术导则，同时结合我国的区域特征和环境管理需求，形成本技术标准。

## 6. 主要技术要点

### 6.1 土壤生态基准的功能定位

大多数国家制定土壤筛选值（包括土壤生态基准）目的是用于对土壤污染风险进行识别和筛选，但由于不同国家制定土壤筛选值依据的风险水平不同（如可忽略风险水平，中度风险水平和潜在不可接受风险水平），土壤筛选值的宽松程度各有差异。

例如，丹麦由于其土壤很少存在历史污染问题，政府对土壤的保护策略就是要防止土地在将来发生污染，因此其土壤质量指导值通常接近甚至低于元素的自然发生背景浓度，这种严格的标准基本达到了土地作为“自然栖息地”的保护水平。与之相反，其他一些国家，如加拿大，土壤质量指导值是根据不同土地利用方式制定的，工业用地的保护水平明显低于住宅、公园和农业用地；美国、英国、澳大利亚等大多数国家的土壤筛选值（包括土壤生态基准）用于风险筛选；而荷兰的土壤干预值（包括保护生态的严重风险浓度 SRCeco）是土壤修复的启动值，是基于潜在不可接受风险制定的。

结合我国当前国情，本技术标准建议我国土壤生态基准的制定应以风险筛选为首要目的。

### 6.2 确定生态系统保护水平

在利用基于分布的方法构建土壤生态基准时，不同的国家对毒性参数的选择和保护水平的设置各有不同，加拿大根据无可见效应浓度（NOEC）的排序分布选择第 20 个百分位点作为土壤质量指导值，美国能源部橡树岭国家实验室以 20% 的效应浓度值（EC<sub>20</sub>）作排序分布，选择第 10 个百分位点作为土壤环境基准值，美国环保局则根据 10% 效应浓度值（EC<sub>10</sub>）和最大允许阈值浓度，通过计算几何平均值作为生态基准（相当于 50% 的物种保护水平）。

本技术标准建议我国在利用类似类似方法构建土壤生态基准时应根据不同土地利用方式下土壤所提供的生态服务功能的重要性所确定的生态物种或生态过程保护的程 度，生态保护水平是由政策决定的，作为制定生态安全土壤环境基准的依据。

在制定不同土地利用方式下生态安全土壤环境基准时，对于不同土地利用方式的保护水平，给出以下建议：

- 1) 自然保护地方式下，允许受到土壤污染影响的生态物种或生态过程百分比（proportion of affected populations, PAPs）应小于 5%；
- 2) 农业用地方式下，PAPs 应小于 5%；
- 3) 公园用地方式下，PAPs 应小于 20%；
- 4) 住宅用地方式下，PAPs 应小于 40%；
- 5) 工/商业用地方式下，PAPs 应小于 50%。

### 6.3 有效毒性数据的获取及筛选

#### 6.3.1 毒性数据来源

不同的国家在制定土壤生态基准时都会从已有的数据库或国际文献资料中获取有关污染物的理化参数和生态毒性数据。美国在制定土壤生态筛选值时的数据来源包括两个方面：

纸质版资料，如：相关参考书、技术导则以及综述性文章；网上集成数据库，如：DIALOG 中的 AGRICOLA (<http://www.nal.usda.gov>)，BIOSIS (<http://www.biosis.org/>) 以及 ChemAbstract 目标数据库、SilverPlatter 和 Ovid 商业数据库、此外补充性的电子数据库还有 Toxline、PolTox1、Toxnet (<http://igm.nlm.nih.gov/>) 和 Current Contents 等。英国在制定土壤生态筛选值时的数据来源包括：包含毒性物理化学特性和生态毒理学信息的文献资料以及公开的毒性数据库，如：“国际统一化学品信息数据库 (IUCLID, <https://iuclid6.echa.europa.eu/>)”。荷兰国立公共卫生与环境研究所在构建其土壤环境目标值时主要通过同行咨询、企业报送材料、毒物学数据库如 TOXLINE、生态毒理风险评价数据库 (<http://www.e-toxbase.com/>) 检索、国际国内文献检索、专业图书馆查询、网络搜索等多种途径获取污染物的基础毒性信息 (Van Vlaardingen et al., 2007)。

本技术标准建议在制定我国生态安全土壤环境基准时，应最大限度利用国际和国内毒性数据库，文献检索工具如：Web of Science 和中国知网等。在开展生态毒性试验时，应优先采用我国的模式生物，按照我国国家标准方法开展。无相关国家标准方法的，可等效采用经济合作与发展组织 (OECD) 或国际标准化组织 (ISO) 的标准方法。

### 6.3.2 推荐代表性物种

国际标准化组织 (ISO) 至今已经公布了 25 种评价土壤质量的生物学方法，涉及到的生物主要是一些世界广布的物种，包括土壤无脊椎动物 (昆虫、蚯蚓、蚯蚓和线虫)、植物和微生物，以及以微生物为主导的土壤生物过程，其他一些组织，如经济合作与发展组织 (OECD)、美国试验与材料学会 (ASTM)、美国环保局、加拿大环境署 (CCME) 等也公布有类似的生物试验方法，所涉及的物种也不外乎 ISO 列举的这些。因此，从方法的标准化与数据的有效性、可比性等角度考虑，用于构建土壤生态基准的毒性数据的获取将在很大程度上依赖于这些代表性物种。

许多国家在制定土壤生态基准时同时利用了植物、土壤无脊椎动物、土壤微生物甚至部分高等动物的毒性参数。如加拿大在制定生态安全土壤质量指导值时，考虑了土栖生物、陆生脊椎动物以及鸟类等生态受体。美国在制定土壤生态筛选值时只考虑植物、土壤无脊椎动物、野生动物和鸟类，未考虑微生物。荷兰在制定保护生态的严重风险浓度 ( $SRC_{eco}$ ) 时，同时考虑了生态受体和基于微生物的土壤生态过程 (如硝化作用、有机质矿化、酶活性等)。

此外，我国学者开展生态毒理研究主要采用国际模式生物 (如蚯蚓采用赤子爱胜蚓、土壤跳虫采用白符跳、根伸长试验采用大麦等)，对我国本土模式生物的筛选、基于本土模式生物的标准毒性测试方法的建立以及本土模式生物的生态毒性数据积累严重不足。

基于国内外研究现状，本标准建议代表性物种主要包括土栖生物 (包括陆生植物、土壤无脊椎动物以及土壤微生物) 以及土壤生态过程 (如硝化作用、有机质矿化等)。在可能的情况下，使用本土模式生物的毒性数据。在特殊条件下，考虑陆生动物和鸟类的间接暴露和污染物二次毒性。

### 6.3.3 毒性终点与毒性参数的选择



土壤生态基准研究是基于污染物毒性数据展开的，不同的毒性效应终点获得的毒性数据数值往往差别很大。在土壤生态基准研究中，应针对污染物的毒性效应，选取恰当的毒性终点和参数进行研究。大多数国家在制定土壤生态基准时优先选用亚致死毒性或慢性毒性数据，如 NO(A)EC 或者 LO(A)EC，但是由于土壤生物毒性数据的缺乏，许多国家也会考虑使用致死和急性毒性数据。如美国在毒性参数的选取时考虑了 EC<sub>20</sub>，EC<sub>10</sub> 和 MATC (NO(A)EC 和 LO(A)EC 的几何平均值)，未考虑急性毒性参数 (LC<sub>50</sub>)，由于 EC<sub>50</sub> 不能充分有效保护生态资源，而 EC<sub>5</sub> 由于自然变异，置信水平较低，因此也未考虑 EC<sub>50</sub> 和 EC<sub>5</sub>；而加拿大则排除了 NOEC 毒性数据，优先选用 EC<sub>20</sub> 和急性毒性数据 LC<sub>50</sub> 作为毒性终点；荷兰在毒性终点和毒性参数的选择上更为灵活，根据不同污染物的毒性作用方式选择不同的毒性终点和毒性参数（如：邻苯二甲酸酯的毒性作用方式为干扰内分泌，则毒性参数选择其对雌性激素的影响）。

对一些常规污染物，一般要获得其生长抑制、呼吸抑制、运动抑制、致死等毒性终点的毒性数据；而对一些污染物，仅考虑其致死效应，可能得出的基准值会远远大于实际的基准保护限值，不足以保护生物免受污染物的毒害作用。需要将不同的毒性终点区别对待，选取更敏感的遗传毒性等毒性终点进行基准的推导。

本技术标准建议在制定生态安全土壤环境基准时，优先选择可能影响关注生态受体个体或种群特性的慢性毒性指标或亚致死毒性指标。对于陆生植物，依次选择生物量、根伸长。对于土壤动物和土壤微生物，依次选择繁殖率、种群数量和生长率等毒性终点。对于土壤生态过程的试验数据，选择抑制率。此外，测试终点与效应参数的选择主要由国家政策来主导，当然在一定程度上也取决于外推方法的需要，如在采用评价系数法进行预测无效应浓度 (PNEC) 外推，可采用 NOEC、EC<sub>x</sub> 等毒性参数，若采用数据分布法（排序法和物种敏感性分布法）进行预测无效应浓度 (PNEC) 外推，则采用效应浓度值（如 EC<sub>10</sub>）。

### 6.3.4 土壤污染物的二次毒性

具有生物富集特性的污染物有可能会通过食物链传递对高营养级的生物如鸟类和哺乳动物造成威胁，称之为土壤污染物的二次毒性。

美国环保局在制定野生动物土壤生态筛选值时，从食草动物、食虫动物、食肉动物中选取六种代表受体，并根据其暴露途径通过野生动物食物链暴露风险评估模型计算六种受体的风险临界值，取其低值作为野生动物土壤生态筛选值。

加拿大在制定土壤质量指导值时仅对农业用地考虑了直接接触和摄入土壤以及食草这两种暴露途径对野生动物和家畜的影响。荷兰认为油水分配系数大于 3 ( $\log K_{ow} > 3$ ) 且分子量小于 700 的污染物有可能会通过食物链发生生物富集，因此会考虑这类污染物对高营养级生物（鸟类和哺乳动物）的毒性影响。

英国环保署认为对可通过陆地食物链富集的污染物应考虑二次毒性问题，如：重金属 Cd、Pb、Hg 以及 POPs。

由此可见，各国对土壤污染物的二次毒性问题所考虑的角度各有不同，一般有以下几种处理办法：

- 1) 完全不考虑二次毒性问题, 如澳大利亚国家环境保护措施 (NEPM) 中的生态调查基准 (EILs) 是根据污染物的植物毒性和土壤背景调查数据来制定的, 没有考虑土壤污染物对高等动物的影响;
- 2) 除了为土壤生物构建生态基准外, 使用直接毒性数据单独为高营养级的陆地脊椎动物构建一套生态基准值, 如美国环保局的做法;
- 3) 先使用直接的毒性数据分别推算保护微生物、无脊椎动物、植物、鸟类和哺乳动物的基准, 最后再统一协调为一个单一的基准值, 如加拿大环境部长委员会的方法;
- 4) 针对特定的食物链构建摄取模型, 并将推导结果 (NOEC 或 LOEC) 与土壤生物的直接接触毒性数据进行组合, 共同用于推导土壤生态筛选值, 如荷兰的方法。

我国生态安全土壤环境基准制定处于起步阶段, 本技术标准建议暂不考虑二次污染问题。

### 6.3.5 毒性数据的筛选

由于土壤的高度异质性和干扰因子的多样性, 如土壤有机质含量、黏土含量、阳离子交换量和 pH 值等均可显著影响污染物的生物有效性, 因此, 对生态毒性数据进行有效的筛选显得十分必要。不同的国家有不同的选择标准、选择方法与质量要求。荷兰按照 Klimisch 等提出的打分系统对数据质量进行评分, 将毒性数据分为完全可靠的数据、有限可靠的数据、不可靠的数据以及无法归类和编码的数据这 4 大类 (Klimisch et al., 1997)。美国环保局则设置了 10 条选择数据的标准 (表 4), 并根据毒性数据的质量进行评分 (USEPA, 2003)。欧盟推荐使用归一化法来校正不同类型土壤中测定的毒性数据, 并建议各国根据本国选定的标准土壤来进行数据转换, 从而可对各类毒性数据进行直接比较与分析。

本标准采用了加拿大的毒性数据筛选原则, 具体如下:

- 1) 生态毒性试验方法应遵照当前公认的生态毒性试验标准方法; 未采用标准试验方法获得的毒性数据, 应根据实际情况进行评估;
- 2) 应能根据文献资料确定土壤污染物的暴露时间和毒性终点 (如生长、繁殖), 并可根剂-效关系估算关注的毒性效应数据  $EC_x$ ;
- 3) 文献应记录毒性试验开展条件, 如土壤 pH、有机质和粘粒含量、温度等;
- 4) 毒性试验数据应采用了适宜的统计分析方法;
- 5) 用于研究环境条件 (如土壤温度变化) 对土壤污染物生态毒性影响的试验, 其报道数据可被采用;
- 6) 试验观察到的污染物的毒性效应归因于关注污染物, 避免存在污染物混合体系, 如污泥;
- 7) 筛选用于基准外推的土壤生态毒性数据, 其试验研究中必须采用便于比较的分析测试方法, 并报道了实际接触暴露浓度, 而不仅仅是添加浓度 (尤其对于挥发性污染物);
- 8) 田间试验数据可用于基准的制定, 前提条件是首先满足以上条件, 同时满足以下条件: ①效应数据必须来自同一地区同一研究试验周期, 并有供试土壤理化性质数

据；②样品采集、处理和存储应遵照标准方法或可接受操作程序；③其他田间试验相关条件的可接受性（如采样设计），根据具体试验进行评估；

9) 陆生植物、无脊椎动物和土壤生态过程相关生态毒性数据应分别筛选归类，单独评估。

表 4 美国环保局评价植物和土壤无脊椎动物毒性数据的标准（US EPA，2003）

数据评价标准	评分依据与方法	得分
1.生物有效性	a.使用生物有效性高或很高的天然土壤进行试验	2分
	b.使用生物有效性中等的天然土壤，或是使用人工土壤进行试验	1分
	c.使用生物有效性低或很低的天然土壤进行试验	0分
2.室内试验设计及记录	a.实验设计合理，统计分析方法正确	2分
	b.实验设计基本合理，但有不足，统计分析方法正确	1分
	c.实验设计与现实条件不相符	0分
3.野外试验设计及记录	a.实验设计合理，统计分析方法正确	2分
	b.实验设计基本合理，但有不足，统计分析方法正确	1分
	c.实验设计与现实条件不相符	0分
4.试验物质浓度	a.对污染物的试验浓度进行了准确测定	2分
	b.仅给出加标物质的浓度，没有进行实际浓度测定	1分
	c.其他情况	0分
5.对照试验的有效性	a.完全按照标准化的步骤进行实验，且对照组的实验结果符合标准文件的要求，	2分
	或是没有标准化的标准文件时对照组的的结果在可以接受的范围之内	1分
	b.没有给出对照组的的结果或结果不明确	0分
6.慢性毒性或生 活史试验	c.对照组的的结果不在可以接受的范围之内	0分
	a.慢性毒性试验	2分
	b.急性毒性试验	1分
7.污染土壤制备 过程与要求	c.极短期的暴露试验	0分
	a.描述了配制污染物的全部过程	2分
	b.只说明了配制污染物的部分过程	1分
8.剂量-反应关系	c.实验过程没有详细描述且无法反推	0分
	a. $EC_{10}$ 和 $EC_{20}$ 之间，或 NOEC 与 LOEC 之间相差小于 3 倍	2分
	b. NOEC 和 LOEC 之间相差大于 3 倍，但小于 10 倍	1分
9.统计检验	c.没有给出 $EC_x$ 值，或 NOEC 和 LOEC 之间相差大于 10 倍， 或仅给出 NOEC 和 LOEC 两者中的其一	0分
	a.在 $p=0.05$ 的水平或 $EC_x$ 的 95%置信区间内使用了方差分析（ANOVA） 或统计学方法	2分
	b.使用了方差分析，但没有给出 $p$ 值或 $p>0.05$ ，或是有 $EC_x$ 值， 但没有给出 95%或 90%的置信区间	1分
10.受试生物的来源	c.没有给出 NOEC、LOEC 或 $EC/LC_x$ 值，或是有这些值但没有给出计算 方法	0分
	a.试验生物的来源和条件已知，且有详细的描述	2分
	b.说明不够详尽的非商品化生物，或是商品化生物的信息不全	1分
	c.试验生物来自污染场地，或是无法说明试验生物的商业来源	0分

## 6.4 土壤预测无效应浓度推导

对于获取的毒性参数数据，不同国家有不同的数据外推标准。荷兰数据外推方法的选择取决于可用的毒性数据：①当毒性数据至少包括 4 种不同类别土壤生物的 NOEC 和至少 4 种不同类别的土壤微生物过程（或者酶活性）时，选用物种敏感性分布法；②评估急性毒性数据或慢性毒性数据少于 4 种不同类别时，采用评估因子法；③当使用水生毒性数据和水土分配系数时，采用平衡分配法。

目前国际上构建土壤生态基准普遍使用的方法主要有 3 种：基于分布的方法、评估因子法和平衡分配法。

通过实验室的生态毒理学和生物学测试，可以获得试验生物个体对化学物质的半数致死（效应）浓度（ $L(E)C_{50}$ ）、无效应浓度（NOEC）和最大可接受的毒性浓度（MATC），通过这些值来进一步计算该化学物质在土壤生态系统的可预测无效应浓度（ $PNEC_{soil}$ ），低于  $PNEC_{soil}$  值表示不会发生不可接受的生态效应。 $PNEC_{soil}$  值可以根据风险评估人员掌握的信息量的多少，选择采用评估因子法、排序分布法及物种敏感性分布法进行外推。

根据生态毒性数据所属受体营养级数量的多少、生态毒理数据的毒性终点等情况，应选择不同的数据外推方法。本标准建议当有足够的毒性效应数据（通常指有 10-15 个以上，包含至少 8 个不同生物种类的 NOEC 值），优先采用物种敏感性分析法进行  $PNEC_{soil}$  值的推导，其次考虑排序分布法；只有在生物种类和营养级别单一，且生态毒性数据量较少的情况下，推荐采用评估因子法进行  $PNEC_{soil}$  的外推。

### 6.4.1 物种敏感性分布法

当有足够的毒性效应数据（通常指有 10-15 个以上，包含至少 8 个不同生物种类的 NOEC 值），最先推荐采用物种敏感性分布法（SSD）来确定  $PNEC_{soil}$  值。SSD 方法则是将满足一定概率分布（如对数正态分布或 log-logistic 分布）的毒性效应数据（如， $L(E)C_{50}$  和 NOEC）作累积概率分布曲线（CDF），并选择 P 百分位对应的效应浓度（ $HC_p$ ）作为  $PNEC_{soil}$ ，但 p 值的选择是由当地生态环境管理政策决定的，而非科学的要求。例如，荷兰和欧洲委员会都选择  $HC_5$  为生态安全的临界值。SSD 法由于采用了统计方法，因此不需要采用最保守估计和人为设定安全因子的方法，而且可以对所估计的生态风险进行不确定性分析，并给出一个不可接受生态效应发生的概率范围。

荷兰、加拿大和美国都认为在条件许可的情况下应优先采用 SSD 法来构建土壤生态基准值，欧盟委员会则认为 SSD 法还没有完全成熟，建议同时采用分布法和评估因子法来推导预测的无效应浓度值（ $PNEC_s$ ），再通过比选确立最终的生态基准值。基于分布的方法是目前国际上最受欢迎的办法，其既充分利用了现有的毒性数据，又可用于计算特定效应值的置信范围，也便于评估人员快速识别最为敏感的物种。评估因子法的特点是方法和过程比较透明，使用历史比较长，相对比较成熟，但其最大的缺点是比较粗放，对毒性数据的利用程度低（只使用一个毒性数据点作为构建土壤生态筛选基准的基础）。平衡分配法是在不得已的情况下（仅仅掌握水生生态毒性数据）才会采用的方法。

### 6.4.2 排序分布法

如果有足够的毒性效应数据（通常指有 10-15 个以上，包含至少 8 个不同生物种类的 NOEC 值），推荐使用基于数据分布的排序分布法来推导  $PNEC_{soil}$  值。排序分布法是将污染土壤上观测到的土壤微生物、无脊椎动物和植物的最低效应浓度（LOECs）按照从小到大的顺序进行排序，然后以人为确定的百分位（如 10%）所在的浓度作为  $PNEC_{soil}$ 。

### 6.4.3 评价因子法

已知土壤生物的毒性效应数据，但针对的生物种类和营养级别单一，且数据量不足 10 个时，可以采用  $L(E)C_{50}$  或 NOEC 除以评估因子（AF）的方法来获得  $PNEC_{soil}$  值，从而确保不会发生不可接受的生态效应。评估因子根据不同的毒性效应数据的提供情况具有很大的差别，具体可以参见表 5。评估因子法并不是完全基于生态毒理学的研究结果，而是基于预防的原则并结合数学的方法，对于陆地生态系统的 AF 值也是完全从水生态系统中借用过来的。

表 5 计算  $PNEC_{soil}$  时评估因子的取值依据

欧洲委员会		美国环境保护局	
有效信息	评估因子	有效信息	评估因子
至少有一个营养级生物（如植物、蚯蚓或微生物）的 $L(E)C_{50}$ 值	1000	$L(E)C_{50}$ 值或 QSAR 估计值	1000
只有一个营养级生物（如植物）的 NOEC	100	至少有三种分别可以代表三个营养级生物的 $L(E)C_{50}$ 值或 QSAR 估计值	100
有两个营养级生物的 NOEC	50		100 或 1000 (基于
有三个营养级三种生物的 NOEC 值	10	NOEC 值或 QSAR 估计值	$L(E)C_{50}$ ); 10 (基于 NOEC)
已知物种敏感性分布曲线 (SSD 方法)	5-1 (根据现场情况确定)	至少有三种分别可以代表三个营养级生物的 NOEC 值或 QSAR 估计值	10
现场数据或模拟生态系统下得到的数据	根据现场情况确定		

## 6.5 土壤生态基准值确定

### 6.5.1 土壤背景浓度对确定生态基准值的影响

土壤生态基准值确定许多用于构建土壤生态基准的方法一开始并没有考虑背景浓度的问题，只有在根据实验室毒性数据推算出来的基准值低于元素自然发生的背景浓度时，才会考虑对推算值进行调整。实际上，在野外条件下，有的物质即使以高于基准值的背景浓度存在，也不一定会对生物体产生不利的影响，由此也反映出实验室毒性数据外推到野外现实情况时存在着一定的局限性，其中生物体对某些物质背景浓度的适应（甚至是需要）就是一个值得关注的问题。荷兰在计算自然发生的元素（主要是金属）的环境质量目标值

时就采用了一种考虑物质背景浓度的较为实用的方法—额外添加法。该方法先通过毒性试验数据的统计外推计算出第 5 个百分位点上的危害浓度值 (HC<sub>5</sub>)，然后再将此值加上物质的背景浓度即构成了最大允许浓度值 (maximum permissible concentrations)，并最终成为目标值 (Struijs et al., 1997)。该方法的举例的初衷理念就是认为自然发生的物质以背景水平存在对维持生态系统的生物多样性和微量养分的平衡是必需的。

其他一些国家，如加拿大，也会在土壤生态基准值最终被确立前考虑背景浓度等问题，如果物质的背景浓度高于根据毒性数据推算出来的基准值，则自动采用背景浓度作为基准值，而且对于农业、公园和住宅用地等类型，还要交互核查推算值是否低于植物的营养需求，如果是，则以植物的营养需求浓度作为基准值。

我国 1995 年颁布的《土壤环境质量标准》(GB15618-1995)，其制定依据主要为土壤环境背景值和环境容量，虽然充分考虑了背景浓度问题，但限于当时的历史条件，还较少考虑风险的概念，如果我国的土壤生态基准按照基于风险的方法来构建，则在遇到推导值低于背景浓度值等矛盾时，将采取哪些有效的办法予以解决，这也是一个需要事先明确的问题。我国的土壤生态基准制定应考虑采用外源添加法，不考虑土壤环境背景值，但是在最终确定土壤生态基准时，应将土壤环境背景值考虑进去，如在高背景值地区，背景值往往会超过基准，此时最后基准值可以考虑是 HC<sub>5</sub> 与背景值之和。

#### 6.5.2 土壤性质变异与污染物生物有效性差异对确定生态基准的影响

土壤是高度异质的环境介质，土壤的质地、物理结构（容积密度、渗透性、稳定性）、化学特性（pH 值、阳离子交换量等）、含水量、有机质含量，以及在土壤中（上）栖息和生长的动、植物和微生物等，都可影响到土壤污染物的残留与释放。因此，污染物在不同类型土壤中的毒性与生物有效性差异也是一个值得探讨的问题，部分国家试图利用标准土壤校正或土壤孔隙水校正等方法来解决这一问题，也有一些欧洲国家不赞成对毒性数据进行校正，其理由是试验土壤的性质真实反映了一定范围的现实土壤中污染物的真正毒性或暴露情景。

欧盟委员会将一种有机质含量为 3.4% 的土壤定义为标准土壤 (European Chemicals Bureau, 2003)，对于非离子性的化合物，其假定污染物的生物有效性仅取决于土壤的有机质含量，NOEC 值和 L(E)C<sub>50</sub> 值可通过下式进行校正：

$$\text{NOEC(s)} \text{ (或 L(E)C(s))} = \text{NOEC(e)} \text{ (或 L(E)C(e))} \times \text{Fomsoil(s)/Fomsoil(e)} \quad (1)$$

式中，NOEC(s) 或 L(E)C<sub>50</sub>(s) 是指经校正后污染物在标准土壤中的 NOEC 或 L(E)C<sub>50</sub> 值，NOEC(e) 或 L(E)C<sub>50</sub>(e) 是指测试土壤中的 NOEC 或 L(E)C<sub>50</sub> 值，Fomsoil(s) 是指标准土壤中的有机质含量，Fomsoil(e) 是指测试土壤中的有机质含量。

荷兰以其国内的一种代表性土壤（有机质含量和黏土含量分别为 10% 和 25%）作为标准土壤 (Crommentuijn et al., 1997)，利用下式对金属类污染物的效应值进行校正：

$$\text{NOEC(s)} \text{ (或 EC}_x\text{(s))} = \text{NOEC(e)} \text{ (或 EC}_x\text{(e))} \times \text{R(s)/R(e)} \quad (2)$$

其中，NOEC(s) 或 EC<sub>x</sub>(s) 是指经校正后污染物在标准土壤中的 NOEC 或 EC<sub>x</sub> 值，NOEC(e) 或 EC<sub>x</sub>(e) 是指测试土壤中的 NOEC 或 EC<sub>x</sub> 值，R(s) 是指标准土壤的参考值，R(e) 是指测试土壤的参考值。

部分国家已经确定了其可接受的用于测试污染物生态毒性的土壤类型及参数，如美国用于构建土壤生态基准时会对试验所用的土壤类型进行环境相关性的评分，并根据污染物类型决定是否采用这些数据，其能够接受的测试土壤的 pH 值范围是 4.0-8.5，有机质含量低于或等于 10%。荷兰在对重金属毒性数据进行选择时，对不同试验研究用同一物种和同一类型土壤测得的不同数据，取几何平均值；对用同一物种但在不同类型的土壤中测得的不同毒性数据，取最低值（Van Vlaardingen et al., 2007）。在进行数据外推时，许多国家通常将污染物的生物有效性假定为 100%，即最坏的暴露情景，这样实际上是遵循了最谨慎的原则，所制定的基准值往往是比较保守的。

我国地域辽阔，土壤类型多样，污染物在不同类型土壤中的毒性与生物有效性差异明显，值得重视（周娟等，2008）。针对我国土壤类型与土壤性质高度分异的现象，本技术标准建议在构建我国的土壤生态基准时，应对毒性数据进行归一化处理。

## 7. 对实施本标准的建议

（1）《生态安全土壤环境基准制定技术指南》是我国土壤环境基准制定的重要依据之一，建议应尽快开展制定我国土壤环境基准值的研究，为土壤环境质量标准的修订提供直接依据。

（2）技术标准的制定发布应与有效可行的政策法规相匹配，建议加快完善我国土壤环境基准研究及管理的政策和法规制度，加强技术标准的规范和指导作用。

（3）目前基于我国本土模式生物和土壤类型并采用标准生态毒性测试方法获得的有效毒性数据相对较少，建议加快我国本土模式生物的筛选，建立基于本土模式生物的标准生态毒性测试技术平台和生态毒性数据库。

## 附录 1 生态安全土壤环境基准推算案例（砷/苯并[a]芘）

### 案例 1 基于大麦根伸长的土壤砷生态基准案例

#### 1. 供试土壤

供试土壤为采自欧洲 8 个国家的 16 种表层土壤，土壤 pH、有机碳、黏粒、CEC、有效磷以及草酸铵提取态铁锰铝等土壤理化性质如附表 1.1 所示。

附表 1.1 供试土壤基本理化性质

土壤类型	pH	Org.C	Clay	CEC	有效磷	砷总量	草酸铵提取态(mg/kg)		
	(CaCl <sub>2</sub> )	(g/kg)	(%)	(cmol/kg)	(mg/kg)	(mg/kg)	Al	Fe	Mn
Vertic Cambosol	5.4	8.7	51	22.6	7.8	nd	524	984	82
Calcaric Cambosol	7.5	15.1	50	23.5	18.6	134.8	369	1646	1043
Luvisol	7.6	5.3	20	9.3	16.3	3.5	583	797	259
Calcic Cambosol	7.5	3.8	25	16.9	8.9	nd	307	103	34
Dystric Regosol	4.8	16.3	7	2.4	68.4	nd	1359	957	23
Calcaric Fluvisol	7.5	12.7	26	20.1	51.4	1.8	276	2993	325
Chromic Cambosol	5.2	7.6	9	2.5	4.2	nd	162	203	86
Eutric Cambosol	3.4	52.0	13	6.7	32.8	3.4	561	1664	37
Histosol	4.2	129.4	13	15.2	48.4	nd	354	849	26
Haplic Luvisol	7.4	12.6	27	20.0	68.3	1.8	640	1297	285
Chromic Luvisol	4.8	4.1	38	11.2	11	7.5	530	496	116
Rendzic Leptosol	7.4	26.1	46	36.3	4.8	5.8	347	460	164
Haplic Luvisol	6.8	9.8	15	8.9	76.9	nd	488	2197	272
Stagnic Luvisol	7.3	14.7	38	26.2	51.5	151.8	1102	3330	1377
Dystric Cambosol	6.4	44.0	21	23.4	116.7	39.2	620	16163	174
Histosol	4.7	233.2	24	35.3	43.1	2.6	2082	6651	132

#### 2. 实验处理

重金属砷以Na<sub>2</sub>HAs·7H<sub>2</sub>O的形式加入，添加浓度梯度分别为：0, 15, 30, 60, 125, 250, 500,



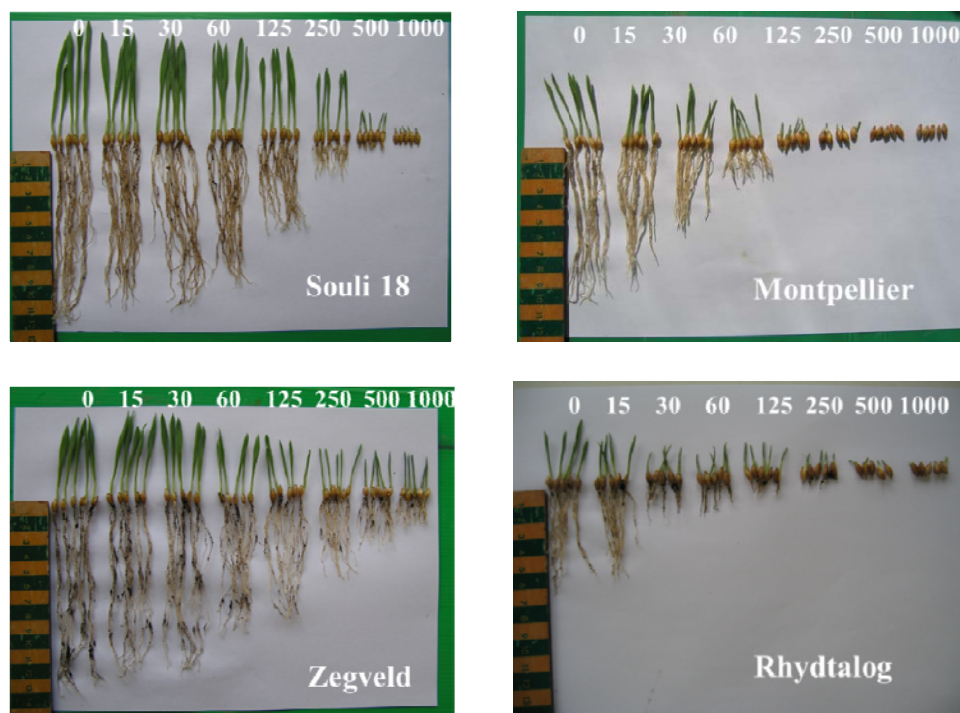
和1000 mg/kg。

### 3. 供试作物

供试作物为：大麦 (*Hordeum vulgare*)

### 4. 毒性测试参考标准

ISO 11269-1 土壤质量污染物对土壤植物群影响的测定第1部分：抑制根系生长的测量方法。



附图 1.1 大麦根伸长测量

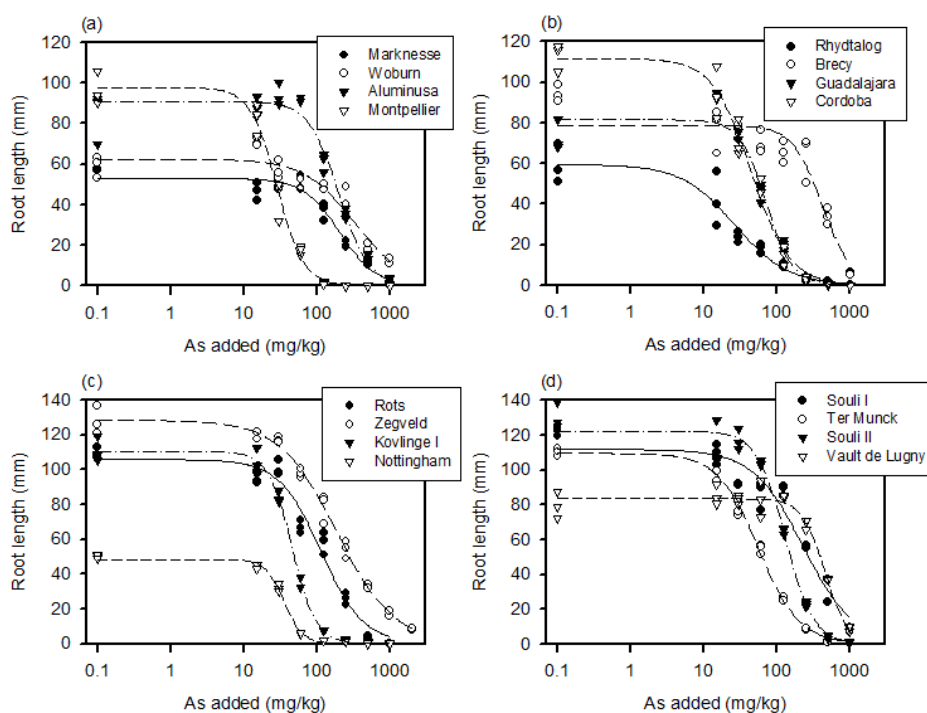
### 5. 数据处理方法

将实验得到的剂量-效应毒性数据取对数，采用逻辑斯蒂方程 (log-logistic) 拟合。方程表达式如公式 (1)。

$$y = \frac{y_0}{1 + e^{b(x-m)}} \quad (1)$$

其中：y为大麦根伸长；x为土壤砷总量并取对数； $y_0$ ，m和b为拟合参数。

## 6. 16 种土壤中外源添加砷与大麦根伸长之间的关系



附图 1.2 土壤中外源添加砷与大麦根伸长之间的关系

## 7. 基于砷总量获得的 $EC_{10}$ 与 $EC_{50}$

附表 1.2 基于砷总量获得的  $EC_{10}$  与  $EC_{50}$

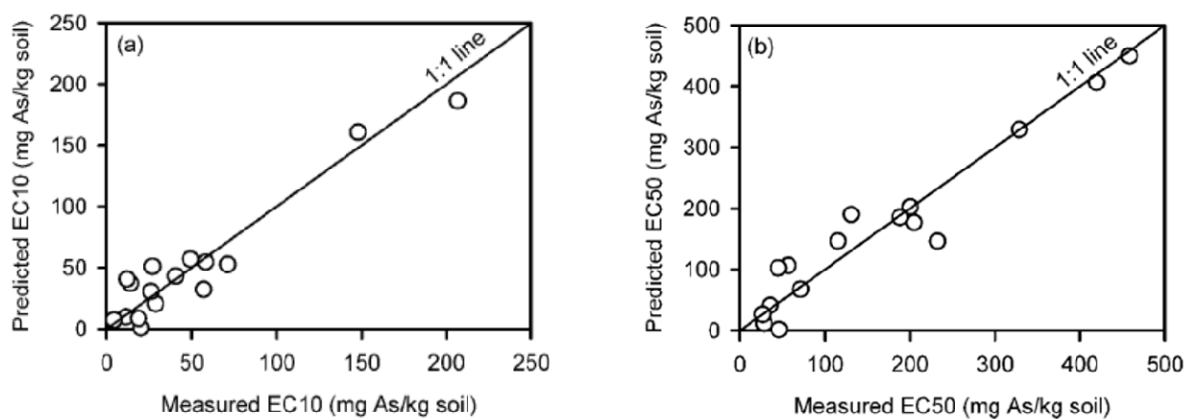
土壤点位	基于砷总量	
	$EC_{10} \pm SE$	$EC_{50} \pm SE$
Aluminusa	71.2 $\pm$ 11.7	200 $\pm$ 14.1
Brécy	148 $\pm$ 39.1	420 $\pm$ 46.5
Cordoba I	11.8 $\pm$ 1.9	44.9 $\pm$ 3.2
Guadalajara	28.8 $\pm$ 5.4	71.4 $\pm$ 5.7
Kövlinge I	20.1 $\pm$ 1.4	46.1 $\pm$ 1.4
Marknesse	58.3 $\pm$ 11.9	205 $\pm$ 17.6
Montpellier	11.4 $\pm$ 1.3	28.5 $\pm$ 1.4
Nottingham	18.8 $\pm$ 1.0	35.7 $\pm$ 0.9
Rhydtalog	4.2 $\pm$ 1.6	26.6 $\pm$ 4.1
Rots	26.9 $\pm$ 5.8	115 $\pm$ 10.7
Souli I	50.7 $\pm$ 13.3	240 $\pm$ 25.9
Souli II	49.3 $\pm$ 5.8	131 $\pm$ 6.6
Ter Munck	13.9 $\pm$ 1.0	56.9 $\pm$ 1.9
Vault de Lugny	207 $\pm$ 22.5	458 $\pm$ 21.0
Woburn	57.0 $\pm$ 20.2	329 $\pm$ 44.6
Zegveld	27.7 $\pm$ 2.9	195 $\pm$ 8.8

## 8. EC<sub>10</sub> 和 EC<sub>50</sub> 与土壤理化性质之间的关系

$$EC_{10} = 0.11 * (\text{Oxalate-Mn}) + 1.03 * (\text{clay}\%) - 9.25 \quad (R^2_{\text{adj}} = 0.892, p < 0.001, n = 16)$$

$$EC_{50} = 0.21 * (\text{Oxalate-Mn}) + 0.016 * (\text{Oxalate-Fe}) + 4.29 * (\text{clay}\%) - 48.2 \quad (R^2_{\text{adj}} = 0.91, p < 0.001, n = 16)$$

## 9. 实测值与预测值的比较



附图 1.3 实测值与预测值的比较

有关案例的详细内容参考J. Song, F.J. Zhao, S.P. McGrath, Y.M. Luo, 2006. Influence of soil properties and ageing on arsenic phytotoxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 25 (6):1663-1670。

## 案例 2 外源苯并[a]芘对土壤微生物生态毒性效应研究案例

苯并[a]芘 (B[a]P) 是美国环保署 (USEPA) 优控污染物清单中的一种多环芳烃 (PAHs), 具有致癌、致畸和致突变等“三致效应”, 已被列为持久性有机污染物 (POPs)。

B[a]P存在于煤焦油、各类碳黑和煤、石油等燃烧产生的烟气、香烟烟雾、汽车尾气中, 以及焦化、炼油、沥青、塑料等工业污水中。通过工业泄露、大气沉降、废水灌溉等途径进入土壤。由于其辛醇-水分配系数和分子量较大, B[a]P难以被土壤微生物降解, 从而在土壤中逐渐富集, 对土壤微生物等生态受体产生毒害并影响土壤有机质分解、养分循环等重要生态功能。因此, 制定保护土壤微生物的B[a]P环境基准值非常必要。

美国环保署ECO-TOX数据库和荷兰国立公共卫生与环境研究所 (RIVM) 的e-Toxbase数据库中的毒性数据以水生生态毒性数据为主。另一方面, 从相关文献中搜集到的有用的土壤B[a]P生物毒性数据很少。由于国外生态数据库以及文献数据不足以支撑我国土壤B[a]P生态基准值制订, 因此, 本研究以江西鹰潭红壤和天津潮土为例, 采用土壤微生物为测试物种, 通过开展生态毒性试验获取生态毒性数据, 为制定我国土壤B[a]P的生态基准值积累科学数据。

附表 1.3 供试土壤基本理化性质

土壤类型	pH	有机质 g kg <sup>-1</sup>	微生物量 (mg kg <sup>-1</sup> )	呼吸作用 (mg kg <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup> )	硝化作用 (mg NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> kg <sup>-1</sup> d <sup>-1</sup> )	Shannon 指数
天津潮土	8.22	12.97	1535	2.64	12.66	3.30
江西红壤	5.16	6.77	358	0.36	6.17	3.18

取自然风干过2 mm筛的土样调节至40%-60%田间最大持水量, 在25℃条件下预培养7天, 以恢复微生物的活性。B[a]P添加浓度为0、1、10、100、500、1000 mg/kg。在添加污染物后的第28天、60天和180天采样测定。测定的指标包括微生物生物量、呼吸作用和硝化作用。外源B[a]P对土壤微生物的生态毒性数据如附表1.4所示。

附表 1.4 外源 B[a]P 对土壤微生物的生态毒性数据 (mg kg<sup>-1</sup>)

土壤类型	时间 (d)	EC <sub>10</sub>			NOEC		
		生物量	呼吸作用	硝化作用	生物量	呼吸作用	硝化作用
天津潮土	28	71 (0.77)	43 (0.83)	3.4 (0.86)	8.3	8.3	0.83
	60	106 (0.79)	59 (0.69)	19 (0.81)	8.3	8.3	8.3
	180	>1000	141 (0.79)	39 (0.76)	469	8.3	8.3
江西红壤	28	51 (0.89)	22 (0.70)	1.3 (0.92)	0.86	8.2	0.86
	60	77 (0.89)	40 (0.75)	6.9 (0.76)	0.86	8.2	8.2
	180	642 (0.76)	96 (0.74)	18 (0.75)	85	8.2	8.2

与硝化作用相比, 微生物生物量和呼吸作用的EC<sub>10</sub>值较高, 因此微生物生物量和呼吸作用对外源B[a]P不如硝化作用敏感, 硝化作用可作为测试土壤B[a]P生态毒性的微生物指标。ISO和OECD导则中推荐的培养时间是28天。28天时, B[a]P对潮土硝化作用的EC<sub>10</sub>为3.4 mg

kg-1, 对红壤硝化作用的EC10为1.3 mg kg-1。即B[a]P对红壤硝化作用的毒性高于潮土, 这与红壤中有机质含量较低以及初始的生物多样性较低有关。随着培养时间的延长, 硝化作用的EC10逐渐增加, 意味着B[a]P的生态毒性逐渐下降。

与EC<sub>10</sub>不同的是, 两种土壤B[a]P的NOEC值规律性不强, 既看不出不同指标的敏感程度, 也看不出培养时间延长导致的老化效应。NOEC在推导时未利用整个剂量-效应曲线, 且数值与外加浓度梯度的设计密切相关。因此, 利用NOEC推导生态毒性阈值存在一些问题。

有关案例的详细内容参考J.J. Cheng, J. Song, C.F. Ding, X.G. Li, X.X. Wang, Ecotoxicity of Benzo[a]Pyrene assessed by soil microbial indicators. 2014. Environmental Toxicology and Chemistry, 33(9):1930–1936.

## 附录2 主要参考文献

- 1.U. S. EPA. Framework for Ecological Risk Assessment. U. S. Environmental Protection Agency. EPA/630/ R-92/ 001. Washington,DC. 1992
- 2.毛小苓, 倪晋仁. 生态风险评价研究述评. 北京大学学报(自然科学版), 2005, 41( 4) : 646-654.
- 3.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.
- 4.李志博, 骆永明, 宋静,等. 土壤环境质量指导值与标准研究 II •污染土壤的健康风险评估[J]. 土壤学报, 2006, 43(1):142-151.
- 5.章海波, 骆永明, 李志博,等. 土壤环境质量指导值与标准研究III.污染土壤的生态风险评估[J]. 土壤学报, 2007, 44(2):338-349.
- 6.程金金, 宋静, 陈文超,等. 镉污染对红壤和潮土微生物的生态毒理效应[J]. 生态毒理学报, 2013, 8(4):577-586.
- 7.程金金, 宋静, 吕明超,等. 多氯联苯对我国土壤微生物的生态毒理效应[J]. 生态毒理学报, 2014, 9(2).
- 8.王小庆, 马义兵, 黄占斌. 土壤中镍生态阈值的影响因素及预测模型[J]. 农业工程学报, 2012, 28(5):220-225.
- 9.王小庆, 李菊梅, 韦东普,等. 土壤中铜生态阈值的影响因素及其预测模型[J]. 中国环境科学, 2014, 34(2):445-451.
- 10.周娟, 颜增光, 蒋金炜,等. 几种典型土壤中铜对赤子爱胜蚓的毒性差异比较研究[J]. 生态毒理学报, 2008, 3(4):394-402.
- 11.冯承莲, 赵晓丽, 侯红,等. 中国环境基准理论与方法学研究进展及主要科学问题[J]. 生态毒理学报, 2015, 10(1):2-17.
- 12.U. S. EPA. Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels. U.S. Environmental Protection Agency Office of Solid Water and Emergency Response. Washington, DC. 2003.
- 13.Council C. A Protocol for the Derivation of Environmental and Human Health Soil Quality Guidelines[J]. 2006.
- 14.Ashton D. Consultation on Soil Screening Values for Assessing Ecological Risks[J].
- 15.Verbruggen E M J, Posthumus R, van Wezel A P. Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for Soil, Sediment and ( Ground) Water: Updated Proposals for First Series of Compounds. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM) . RIVM Report 711701020. BA Bilthoven. 2001
- 16.Byrns G, Crane M. Assessment Risks to Ecosystems from Land Contamination. Environmental Agency. R&D Technical Report P299. Bristol , UK. 2002
- 17.EC. Technical Guidance Document on Risk Assessment Part III. European Commission. EUR 20418 EN/ 32003
- 18.Posthuma L, Klok C, VijverM G, et al . Ecotoxicological Models for Dutch Environmental Policy. National Institute for Public Health and Environment (RIVM) . RIVM Report 860706001/ 2005. BABilthoven. 2005.
- 19.Klimisch H J, Andreae M, Tillmann U. A Systematic Approach for Evaluating the Quality of Experimental Toxicological and Ecotoxicological Data.[J]. Regulatory Toxicology & Pharmacology, 1997, 25(1):1-5.

20. Crommentuijn T, Sijm D, Bruijn J D, et al. Maximum Permissible and Negligible Concentrations for Metals and Metalloids in the Netherlands, taking into account Background Concentrations[J]. *Journal of Environmental Management*, 2000, 60(2):121-143.
21. Struijs J, Van d M D, Peijnenburg W J, et al. Added Risk Approach to Derive Maximum Permissible Concentrations for Heavy Metals: How to take Natural Background Levels into account.[J]. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 1997, 37(2):112-8.
22. Technical Guidance Document in support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and Commission Regulation (EC) no. 1488/94 on risk assessment for existing substances | Clc[J].
23. Van Vlaardingen P L A, Verbruggen E M J. Guidance for the Derivation of environmental Risk Limits within the Framework of 'International and National Environmental Quality Standards for Substances in the Netherlands' (INS)[J]. *Rijksinstituut Voor Volksgezondheid En Milieu Rivm*, 2008, 63(63):1016-21.