

《建设用土地壤生态基准推导技术指南》

编制说明

（征求意见稿）

指南编制组

2025年11月

目录

一、工作简况.....	3
1.1 任务来源.....	3
1.2 协作单位.....	3
1.3 主要工作过程.....	3
1.4 编制工作组成员及其所做的主要工作.....	4
二、指南制订的必要性分析.....	4
三、国内外土壤生态基准发展现状.....	5
3.1 美国.....	7
3.2 荷兰.....	8
3.3 加拿大.....	9
3.4 中国.....	10
四、标准编制原则和论据.....	11
4.1 编制原则.....	11
4.2 技术依据.....	12
五、技术标准的主要内容.....	12
六、主要技术要点说明.....	13
6.1 场地土壤生态基准的功能定位.....	13
6.2 场地土壤代表性生态受体和生态过程的确定.....	13
6.3 生态毒性数据收集、筛选及处理.....	14
6.4 场地土壤生态基准值的推导.....	17
6.5 场地土壤生态效应水平及生态系统保护水平确定说明.....	23
七、对实施本标准的建议.....	24
八、与有关法律、行政法规及相关标准的关系.....	24
九、涉及的相关知识产权说明.....	25
十、重大分歧意见的处理过程及依据.....	25
十一、其他应予说明的事项.....	25

一、工作简况

1.1 任务来源

开展土壤环境基准研究是我国生态环境相关法律法规的明确要求。《中华人民共和国环境保护法》第二章第十五条规定：国家鼓励开展环境基准研究。《国家环境基准管理办法（试行）》要求制定土壤环境基准。《中华人民共和国土壤污染防治法》中明确指出，国家支持对土壤环境背景值和环境基准的研究。开展土壤环境基准研究，对深入落实生态环境法律法规要求，科学制定土壤环境监管标准，强化土壤污染风险管控的具体行动，具有十分重要的意义。在此背景下，中国科学院生态环境研究中心提出本标准，2025年11月经中国生态学会批准，列入中国生态学会团体标准制定计划，标准名称为《工矿污染场地土壤生态基准推导技术指南》（经专家建议，现改为《建设用地土壤生态基准推导技术指南》，以下简称“指南”）。本标准为进一步规范建设用地土壤生态基准推导流程，指导建设用地土壤生态环境保护工作提供科学依据。

1.2 协作单位

本技术指南编制工作由中国科学院生态环境研究中心牵头起草，主要协助单位包括：

- 1) 生态环境部南京环境科学研究所
- 2) 厦门大学
- 3) 中山大学
- 4) 华南农业大学

上述单位的多位专家学者在本标准指南研究制定过程中进行了多次研讨，对本标准指南征求意见稿的形成提出了大量建设性意见和建议，确保了本指南制定的科学性和规范性。

1.3 主要工作过程

指南制订任务由中国科学院生态环境研究中心牵头，与生态环境部南京环境科学研究所、厦门大学、中山大学、华南农业大学组成指南编制工作组，系统开展了国内外污染场地/建设用地土壤生态风险评价基准制定的文献调研，针对《指南》总体定位、适用范围、编制思路、编制原则和内容等问题召开研讨会，明确了指南的基本框架、主要内容和需要解决的关键问题。主要工作过程如下：

2025年9月，中国科学院生态环境研究中心向中国生态学会提出立项申请，于2025年11月获得中国生态学会批准立项；

2025年12月，由中国科学院生态环境研究中心牵头成立本指南编制工作组，并召开指南编制启动会，确定指南编制主要内容、任务分工与进度安排；

2026年1月，通过召开专家咨询会对指南工作组讨论稿进行审阅，2026年5月形成征求意见稿。

1.4 编制工作组成员及其所做的主要工作

1) 中国科学院生态环境研究中心主要调研了国内外不同国家土壤环境基准研究的进展情况，基于调研结果，设计了本指南编制的大纲框架和主要编制内容。

2) 生态环境部南京环境科学研究所主要负责毒理数据筛查标准、基准外推模型方法选择等内容。

3) 中山大学、华南农业大学主要负责指南编制中的标准术语定义和技术要点说明等内容。

4) 厦门大学负责基准值的审核。

二、指南制订的必要性分析

近年来，随着城市化的不断加速，大量废弃工矿场地进行了二次开发利用，但其中暴露出的场地土壤环境污染问题也日益频繁且严重。2014年4月，环境保护部和国土资源部联合发布了《全国土壤污染状况调查公报》，数据表明全国土壤环境质量总体较差，工矿等场地污染尤为突出。在调查的近700家运营中企业的5846个土壤点位中，超标率达到36.3%；而81块工业废弃地的775个土壤点位中，点位超标率34.9%；70个矿山污染场地的1672个土壤点位中，超标点位占33.4%。2016年5月，国务院印发《土壤污染防治行动计划》中明确要求，到2020年，污染地块的安全利用率要达到90%以上，到2030年，污染地块安全利用率达到95%以上。《土壤污染防治行动计划》还要求开展污染治理与修复，改善区域土壤环境质量，同时加强对未污染土壤保护，严控新增土壤污染。因此，开展场地土壤环境基准制定可为我国场地土壤污染风险预警和判定提供重要参考依据。

场地土壤环境基准根据保护对象和目标的不同可以分为保护人体健康、保护陆地生态、保护地下水等土壤环境基准。其中保护陆地生态的土壤环境基准旨在

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生态风险。虽然我国的土壤环境基准目前已经开展了大量工作，并在保护农用地安全和建设用地人体健康方面出台了两项国家标准，但对于保护土壤生态风险的基准研究还略显缺乏。目前相关研究多体现在发表的论文、著作及一部分项目的研究报告里，用于专门指导土壤生态环境基准工作开展的相关方法、导则比较少。2018年生态环境部发布了一套《生态安全土壤环境基准制定技术指南》的征求意见稿，但还未最终定稿。此外，推导场地土壤生态基准相关的研究方法基本上多是参考借鉴国外发达国家，如美国、加拿大、英国以及荷兰等。而这些发达国家的土壤基准研究工作开展时间相对较早，且多是根据自身国情制定的用于指导本国土壤生态环境基准的研究工作。在方法的适用性方面，仍需因地制宜进行技术适配。

因此，建立符合我国区域特征并与场地环境管理目标紧密结合的土壤生态环境基准制定技术指南具有显著紧迫性：一是弥补现行建设用地标准主要基于人体健康、缺乏对植物、无脊椎动物及微生物等生态受体系统保护的制度性缺口；二是回应我国土壤 pH、有机质等理化性质南北差异巨大、直接借用国外基准易导致“过保护或欠保护”的科学需求；三是落实《土壤污染防治法》及《国家环境基准管理办法》对基准研究的具体法律要求，提供从原则到操作的技术支撑；四是实现场地生态风险从“筛选”到“管制”的分级管理，通过低效应与半数效应两套基准体系服务于污染地块的分类分级与修复决策。因此，本指南的制定对我国场地土壤的生态保护与风险管控具有切实的指导意义。

三、国内外土壤生态基准发展现状

土壤生态风险基准是以保护土壤生态受体或生态功能为目的制定的土壤环境基准。土壤生态筛选基准（Ecological soil screening levels）是指为了对陆地生物及关键的土壤生态功能提供适当的保护而制定的土壤中污染物的浓度限值，污染物浓度一旦超过此值，需对土壤采取进一步的风险评价行动或污染控制措施。不同国家对土壤生态筛选基准有不同的定名方式，如土壤生态筛选值（Ecological screening values for soil）、土壤基准值（Soil benchmark）、土壤质量目标值（Soil quality objectives）、土壤预警值（Precautionary soil values）、预测无效应浓度（Predicted no-effect concentrations）等。基于风险的土壤生态筛选基准更加强调

土壤性质分异、元素形态分布差异与剂量-效应响应关系等因素对土壤污染物毒性的影响，并在考虑毒性数据的可获得性、丰富性和可靠性的基础上，利用物种敏感性分布法或评估因子外推法等科学理论与方法，构建针对不同土壤类型、不同土地利用类型甚至不同受体类型的土壤筛选基准值。

由于土壤属于高异质性介质，且生态受体（土壤微生物、土壤动物及植物）数量众多，故生态风险基准的建立相对健康风险基准更加复杂，目前也只有为数不多的国家建立了生态基准，并基于此制定了旨在保护生态的土壤环境质量标准。美国环保局（US EPA）自 2003 年起已逐步建立了 17 种金属(或类金属)和 4 种(类)有机物对植物、土壤无脊椎动物和野生动物（鸟类和哺乳动物）的土壤生态筛选值。澳大利亚国家环境保护委员会（NEPC）在其《国家环境保护措施 1999（场地污染评价）》中制定了一套主要基于植物毒性数据的土壤生态调查值(EILs)。德国、丹麦、西班牙、奥地利等国家也颁布了可用于进行土壤污染物筛选的生态筛选值，英国、瑞典、比利时等国家也正在构建类似的生态基准值（UKEA，2004）。目前，已有十多个国家已经制定或正在制定土壤生态筛选基准(表 3-1)，这些筛选值的公布促进了污染土壤生态风险评估技术的发展，也给污染土壤的环境管理提供了有力的支持。

表 3-1 在推导土壤保护（基准）值时所采用的不同准则的方法

	荷兰	加拿大	英属哥伦比亚	西班牙	澳大利亚
土地利用	是	是	是	是	是
生物评估	否	否	否	是	否
微生物	是	是	是	是	否
野生脊椎动物	是	是	否	是	是
生物放大	是	否	否	是	否
物种分布方法	是	是	是	否	否

各国制定土壤生态基准的步骤基本类似，主要包括文献数据的收集与评价、数据的选择、土壤生态基准的计算及基准值的验证等。各国在制订土壤生态基准方法学上的差异体现在考虑的生态受体类型（表 3-2）、文献数据的筛选原则、测试的终点（NOEC，EC10 或 LOEC）、生态毒性数据库、保护的水平和、数据外推使用的具体方法（如 SSD 曲线、评价系数、平衡分配法、定量构效方法、证据权重法等）等的不同。

表 3-2 不同欧盟国家制定土壤生态基准考虑的生态受体类型

国家或地区	微生物过程	土壤动物	植物	陆生动物	水生动物
奥地利			√		
比利时（瓦塞地区）	√	√	√	√	√
比利时（佛兰德地区）	√	√	√		
捷克	√		√		
德国	√	√	√	√	
西班牙	√	√	√	√	√
芬兰	√	√	√	√	
荷兰	√	√	√	√	
瑞典	√	√	√	√	√
英国	√	√	√	√	

3.1 美国

美国鱼类与野生动物保护局（U.S. Fish and Wildlife Service）是最早编制土壤生态筛选基准的机构之一，其于 1990 年公布的土壤生态筛选值收录了来自日本、荷兰、加拿大、美国和前苏联的 200 多种污染物中考虑生态受体（部分污染物只考虑了人体健康）的污染物的指导值。美国环保局（USEPA）自 2003 年起已逐步建立了 17 种金属（或类金属）和 4 种（类）有机物对植物、土壤无脊椎动物和野生动物（鸟类和哺乳动物）的土壤生态筛选值。美国环保局 5 区于 1999 年制定了 223 种污染物的生态数据质量值（EDQLs），并于 2003 年 8 月将这一套质量值升格为生态筛选值（ESLs）。美国环保局 6 区也在其 1999 年发布的《危险废物燃烧设施筛选水平生态风险评价草案》中公布了一套针对保护陆地植物、土壤无脊椎动物、哺乳动物和鸟类的污染物毒性参考值（TRVs），主要用于生态风险评价过程中表层土壤污染物的筛选。美国能源部橡树岭国家实验室（Oak Ridge National Laboratory）早在 1997 年就制定了一套用于对污染场地进行生态风险评价的土壤基准，并针对土壤无脊椎动物（蚯蚓）、微生物过程和陆生植物分别建立了不同的基准值（Efroymsen et al., 1997a; 1997b）。美国能源部萨瓦纳河国家实验室（Savannah River National Laboratory）在综合美国鱼类与野生动物保护局提出的土壤筛选值、美国能源部橡树岭国家实验室的土壤基准值、加拿大环境部长委员会（CCME）的土壤质量指导值、荷兰的环境质量目标值（目标值、干预值和最大允许浓度值）和美国环保局的土壤

生态筛选值 (Eco-SSLs) 的基础上, 于 1998 年编制了一套土壤生态筛选值, 并于 1999 年起被美国环保局 4 区等效采用于污染场地的生态风险评价。此外, 美国的特拉华州、新泽西州、俄勒冈州、德克萨斯州等在等效采用其他组织制定的筛选值的基础上, 也公布了适于当地使用的土壤生态筛选基准值。

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 EC20、MATC (最大可接受毒物浓度, 为 NOAEC 与 LOAEC 及几何均值)、EC10 确定其风险阈值。

3.2 荷兰

荷兰在 20 世纪 80 年代就公布了 A、B、C 3 类土壤质量目标值, 1994 年被替换为目标值和干预值, 2000 年荷兰住房、空间规划和环境部 (VROM) 又对目标值和干预值进行了更新, 且一直沿用至今。荷兰的目标值主要基于对生态系统的保护而制定, 而干预值是综合考虑人体健康和生态保护的需要, 以保护人体健康和保护生态系统这两者中的低值为最终的干预值, 不过最终的取值大多来自于

生态风险值。

荷兰的干预值是在取人类严重风险浓度（SRChuman）和生态毒理风险限值（SRCeco）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 HC50s（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（SRCeco）确定的关键。

SRCeco 具体推导过程如下：如果数据满足两个条件：（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，再将 NOEC 的几何平均值和 L（E）C50 除以 10 后的几何平均值的最低值作为 HC50，或者按照用最高优先级的方法来确定 HC50。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）：NOECs>EC50s>LC50s，其中平衡分配的优先级最低。采用最高和较低优先级和几何平均值作为 HC50。大体推导过程见图 2。

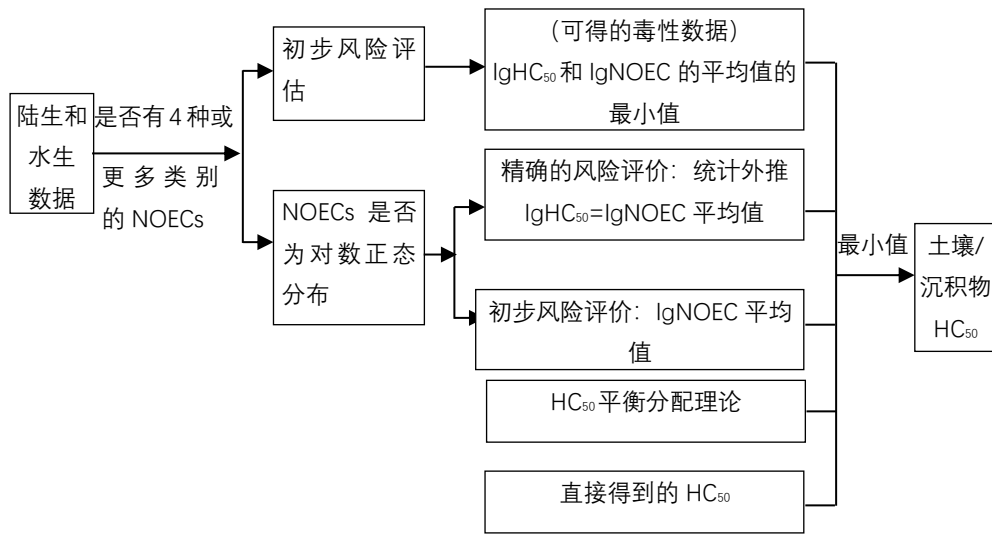


图 3-1 SRCeco 推导示意图

3.3 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划分，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.加拿大土壤质量指导值（Canadian Soil Quality Guidelines, CSQG）包含保护人体健康的土壤质量指导值(SQGHH)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)的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即为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(见表3-3),具体推导过程如下:

表 3-3 用于不同土地利用 SQGE 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。

3.4 中国

我国土壤环境基准制定工作相对其他几个发达国家而言处于较为落后的阶段,目前国家发布的土壤环境标准只有《农用地土壤污染风险管控标准》(GB15618-2018)和《建设用地土壤污染风险管控标准》(GB36600-2018)两项,并没有出台关于保护场地土壤生态环境的标准体系,现行的农用地土壤环境质量标准(GB15618-2018)考虑了农用地的部分生态效应,以保护农产品质量安全、农作物生长、土壤微生物的土壤污染物阈值为基础,结合技术、经济、社会等情况,综合考虑确定标准值(农用地标准制定方法体系如表3-4所示),但对于场地土壤并不适用。2018年,生态环境部公开了《生态安全土壤环境基准制定技术指南》的征求意见稿,为我国保护土壤生态安全的基准制定提供了一定的方法支持,但该指南只是建议通过不同的用地类型给与不同保护水平,并未像两项已经发布的土壤环境标准一样提供明确生态风险筛选和生态风险管制要求的基准制定方法。

表 3-4 《农用地土壤环境质量标准》（GB15618-2018）制定体系

体系	土壤-植物体系 (作物效应)		土壤-微生物体系 (微生物效应)	
保护目标	保护农产品 质量安全	保护农作物正 常生长	保护土壤生态良性循环	
指标	敏感类食用 农产品出现 超标时的土 壤临界含量	农作物产量变 化率	一种以上的生 化指标出现的 变化率	微生物数量出 现的变化率
阈值 确定依据	食品安全国 家标准	农作物减产小 于 10%	生化指标出现 明显变化小于 25%	微生物数量出 现明显变化小 于 50%

目前，我国基于生态风险的土壤环境基准研究正在兴起，虽然当前还是以引进国外的研究方法和体系为主，但是已有一些研究结合我国土壤污染的实际进行了毒理学方法的探讨，积累了一些基础数据，为我们土壤环境基准理论系统的提出及其方法体系和规范的建立奠定了一些基础。

同时，我国缺乏适合本国物种特点的数据库。在污染物毒性数据的获取方面，我国目前在基准研究过程中，基本是通过国外的数据库以及文献数据来获得基准所需要的毒性数据，国际上比较著名的生态毒理学数据库（美国环保局的 Ecotox、荷兰的 E-toxBase 等），依然没有构建本土的毒性数据平台。

四、标准编制原则和论据

4.1 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。对国内外土壤生态环境基准研究现状、法律法规、工作机制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，总结各个国家制定土壤环境基准值的考虑因素和技术方法特点，对较为成熟的共性技术在和我国本土条件进行适配性分析后可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技术支持，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。

4.2 技术依据

场地土壤生态基准推导技术指南按照 GB/T 1.1-2020《标准化工作导则 第1部分：标准化文件的结构和起草规则》的规定进行起草。指南标准在语言表述上与相关标准保持一致，采用已经定义的术语和概念，符合国家有关法律法规、相关标准及相关政策要求。此外，指南还引用了我国及 OECD 和 ISO 等国际组织有关污染土壤的生态毒理学和生物学测试标准化方法，通过标准方法获取土壤中各类生态物种或生态过程的毒性数据，从而进行基准推导。

五、技术标准的主要内容

本指南规定了建设用地上壤生态基准推导的工作程序与关键技术方法：首先通过场地基本信息调查明确土地利用方式与保护目标，并确定以陆生植物、土壤无脊椎动物、土壤微生物及其主导的生态过程为核心的代表性生态受体；在此基础上，系统收集和筛选遵循 GB/T、ISO 或 OECD 等标准化方法的生态毒性数据，分别以低效应水平（如 EC10、NOEC）和半数效应水平（EC50）为毒性终点，支撑后续生态风险筛选值与管制值的差异化制定；当毒性数据满足至少 8 种不同生物种类时优先采用物种敏感度分布法（SSD），否则采用评估因子法作为过渡。其中 SSD 法需将不同土壤条件下的毒性数据归一化至目标场地土壤性质（pH、阳离子交换量、有机碳含量），利用 Burr III、对数正态等六种分布函数进行拟合，基于赤池信息准则（AIC）进行模型评价，通过模型平均算法加权构建累积概率分布曲线，并依据未来用地方式（自然绿地、公园、住宅、商服/工业）分别确定 90%至 50%的生态保护水平，从而外推得到预测无效应浓度（PNEC）；最终，对于存在土壤环境背景值的污染物（如重金属），基于毒性可加性原则叠加背景值并考虑生物有效性系数后确定生态基准值，对于无背景值的有机污染物则

直接以 PNEC 作为基准值，并经过自审核与专家审核后定值。该技术体系实现了从数据获取、毒性外推到基准定值的全流程标准化，为建设用地土壤生态风险筛选与管制提供了分级、分区的科学依据。

六、主要技术要点说明

6.1 场地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。例如丹麦很少存在土壤历史污染问题，其对土壤的保护策略就是要防止土地在未来发生污染，因此制定的土壤质量指导值接近甚至低于元素的自然背景值；而如加拿大，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；此外像荷兰的土壤干预值（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。

结合本次项目任务，本技术指南的功能定位应是筛选场地土壤在不同保护水平要求下可能存在的生态风险（土壤生态风险筛选基准），并确定不可接受的生态风险基准（土壤生态风险管制基准）。实现场地生态风险从“筛选”到“管制”的分级管理，通过低效应与半数效应两套基准体系服务于污染地块的分类分级与修复决策。建立健全符合中国特色的土壤生态环境保护基准体系。

6.2 场地土壤代表性生态受体和生态过程的确定

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。如加拿大在制定土壤生态质量指导值时，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（SRCeco）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，本标准建议选取的生态受体和生态过程应为土壤生态系统中具有代表性的生产者、消费者和分解者，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）。优先使用本土模式生物的毒性数据。

6.3 生态毒性数据收集、筛选及处理

6.3.1 毒性数据的来源：

生态毒性数据的来源应遵循多元、可靠、可追溯的原则，具体包括：

- a) 国家或地方发布的实测或调查数据；
- b) 有明确数据来源的国内外生态毒性数据集，如美国环保署的 ECOTOX 数据库（<https://cfpub.epa.gov/ecotox>）、荷兰 RIVM 的 e-toxBase（<http://www.e-toxbase.com>）、欧洲化学品管理局的 IUCLID 数据库、Elsevier 的 ECOTOX-CD 以及中国科学院生态环境研究中心的化学物质毒性数据库等；
- c) 按照 GB/T、ISO 或 OECD 等标准化方法开展的建设用地土壤生态毒性试验获得的实测数据，如《GB/T 21809 化学品 蚯蚓急性毒性试验》、《ISO 14240 土壤污染对微生物生物量的影响》、《OECD 207 污染物对蚯蚓的急性致毒效应》等；
- d) 经同行评议公开发表的文献或报告，可通过中国知网、万方、维普、Web of Science 等常用文献数据库检索获取；
- e) 经专家判断可靠的其他来源数据；
- f) 在基准制定过程中为补充关键物种或生态过程数据而专门测试的物种毒

性数据。

上述来源的毒性数据均需经过后续筛选与处理方可使用。

6.3.2 毒性数据的筛选原则

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 and 编码的数据这 4 大类。美国环保局则设置了 10 条选择数据的标准，并根据毒性数据的质量进行评分。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。

本标准采用的毒性数据筛选原则，具体如下：

- 1) 生态毒性数据应遵循 GB/T、ISO 或 OECD 规定的标准化实验方法获得；
- 2) 根据文献资料确定测试生物暴露于土壤污染物的时间和毒性效应，并可根
据剂量-效应关系估算毒性效应浓度 ECX，如 EC10、EC50 等；
- 3) 毒理实验要求使用活性成分或目标物质进行毒性测试，排除直接以成分复
杂、污染源不明的污染土壤为暴露介质所获得的毒性数据；
- 4) 文献应记录开展毒性实验的条件，如土壤 pH、土壤有机碳、阳离子交换
量、粘粒含量、温度等；
- 5) 毒理实验开展的环境暴露介质选择人工或者自然土壤，排除水培、滤纸培
养、体腔注射等暴露方式下获得的毒性数据；
- 6) 文献资料获得的生态毒性数据需排除多污染物复合暴露的实验结果；
- 7) 田间实验数据用于基准推导时，除满足以上条件外，还应当同时满足如下
条件：
 - 效应数据需来自同一地区同一研究实验周期；
 - 样品采集、处理和存储应遵照标准方法或可接受的操作程序；
 - 其他田间实验相关条件如采样设计的科学性等需要根据具体实验进行评
估。

6.3.3 毒性效应浓度与效应终点的选择

使用不同毒性效应浓度与效应终点获得的毒性数据数值差别很大，导致最终推导出来的基准值也相差很大。因此，应针对污染物的毒性效应，选取恰当的毒性效应浓度与效应终点进行研究。大多数国家优先选用亚致死毒性或慢性毒性效应浓度，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浓度数据。如美国在毒性参数的选取时考虑了 EC₂₀，EC₁₀ 和 MATC（NO(A)EC 和 LO(A)EC 的几何平均值），未考虑急性毒性参数(LC₅₀)，由于 EC₅₀ 不能充分有效保护生态资源，而 EC₅ 由于自然变异，置信水平较低，因此也未考虑 EC₅₀ 和 EC₅；而加拿大则排除了 NOEC 毒性数据，优先选用 EC₂₀ 和急性毒性数据 LC₅₀ 作为毒性效应浓度。

在毒性终点的选择上，荷兰根据不同污染物的毒性作用方式选择不同的毒性参数（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。因此，需要将不同的毒性类型和具体的保护目标相结合。

本技术标准建议在制定土壤生态风险基准时，优先选择可能影响关注生态受体个体生长、发育或种群繁衍相关特性的毒性终点。主要选择的内容如下：

- 1) 对于陆生植物，选择生物量、产量、根伸长等；
- 2) 对于土壤无脊椎动物，选择繁殖率、种群数量和生长率等；
- 3) 对于土壤微生物和微生物主导的土壤生态过程，选择土壤微生物量、土壤硝化作用、土壤呼吸作用等。

此外，本指南还建议设置不同类型的毒性效应终点来确定不同的毒性效应水平，以满足实际的土壤保护水平和管理要求。具体可分为以 NOEC、LOEC、EC₁₀ 等为毒性效应浓度的低效应水平和以 EC₅₀ 等为毒性效应浓度的半数效应水平。

1) 以低效应水平毒性数据推导的生态风险基准相对严格，当环境浓度超过相应基准浓度时表明生态风险开始发生，可作为制定场地土壤生态风险筛选值的科学基础；

2) 以半数效应水平毒性数据推导的生态风险基准相对宽松，当环境浓度超

过相应基准浓度时表明可能对土壤生态物种或生态过程产生 50%的生态危害效应，生态风险相对较高，需要采取措施以降低生态风险，可作为制定场地土壤生态风险管制值的科学基础；

- 3) 同一物种有多个毒性效应终点的，取最敏感的毒性效应终点；
- 4) 同一物种的相同毒性效应终点，取这些毒性效应浓度的几何平均值；
- 5) 不同土壤的相同微生物或其主导的生态过程指标分别处理；
- 6) 所有毒性效应终点的单位保持一致，均换算为 mg/kg 干土。

6.4 场地土壤生态基准值的推导

场地土壤生态基准值的推导程序包括推导方法选择、模型拟合与评价、平均模型构建、PNEC 外推和基准值的确定等步骤，推导程序见图 6-1。

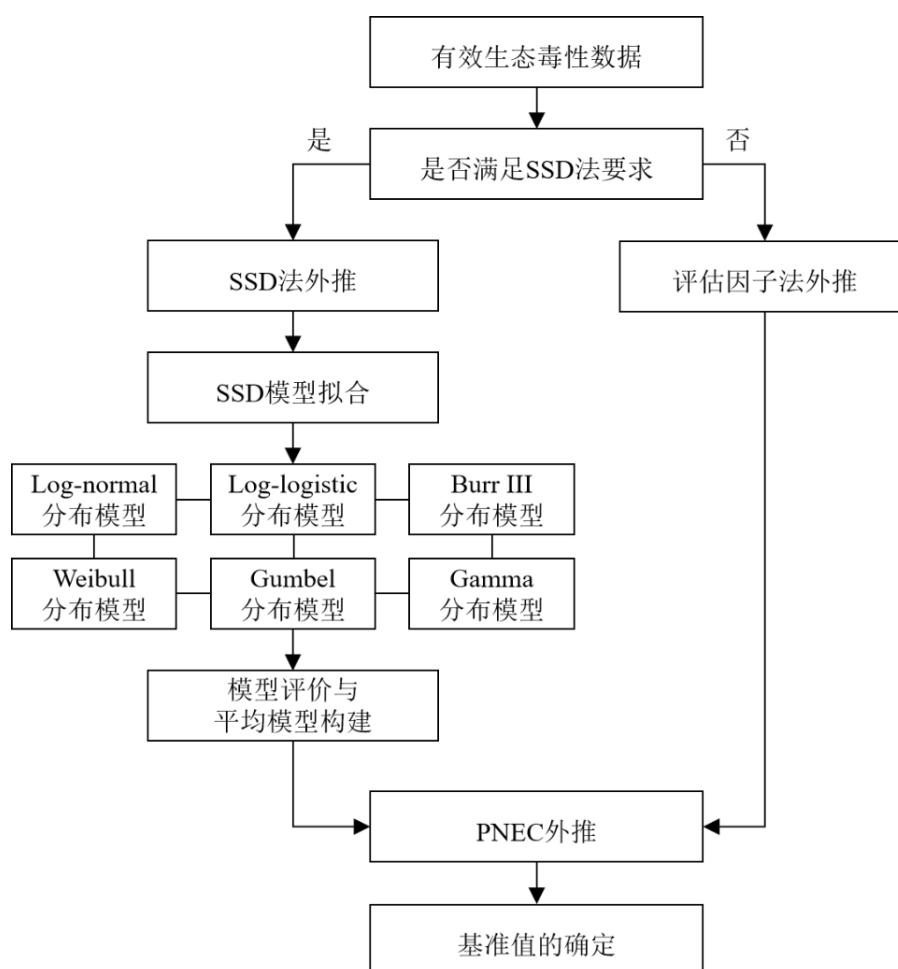


图 6-1 场地土壤生态基准值推导程序

6.4.1 推导方法的选择

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：□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；□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；□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)C₅₀）、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），低于 PNEC 值表示不会发生不可接受的生态效应。PNEC 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，当处理后的生态毒性数据充足（通常指有 10-15 个以上，包含至少 8 个不同生物种类的毒性效应数据 EC_x），优先选用物种敏感度分布（SSD）法进行毒性数据外推估算 PNEC。当生物种类和营养级别不满足 SSD 构建要求时，可选择评估因子法进行毒性数据外推估算 PNEC，评估因子法外推获得的 PNEC 仅可作为制定建设用地土壤生态风险筛选值的过渡性依据。当后续毒性数据量积累至满足 8.2 a) 中 SSD 法的要求时，应优先采用 SSD 法对基准值进行修订和更新。

6.4.2 物种敏感度分布法（SSD）推导 PNEC

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 个不同生物种类的毒性效应数据 EC_x），最先推荐采用物种敏感性分布法（SSD）来确定 PNEC 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，EC₅₀ 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，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 HC₅ 为土壤生态风险的临界值。SSD 法由于采用了统计方法，因此不仅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。因此，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。

土壤的理化性质对污染物的生物有效性影响巨大，因此对数据进行标准化需要充分考虑我国不同场地土壤性质的多样性,以及对污染物生物有效性的影响。在采用 SSD 法拟合不同生态受体或生态过程的毒性效应参数分布曲线前，需将同一物种或同一品种在不同土壤条件下的生态毒性效应参数归一化到场地的土壤性质（土壤性质包括 pH，阳离子交换量 CEC，有机碳含量 SOC）。数据按下述公式进行归一化：

$$EC_x^s = EC_x^1 \times 10^{a \times (pH^s - pH^1) + b \times \log(\frac{CEC^s}{CEC^1}) + c \times \log(\frac{SOC^s}{SOC^1})}$$

式中：EC_x^s——场地土壤条件下的 x% 效应浓度；

pH^s——场地土壤条件下的土壤 pH 值；

CEC^s——场地土壤条件下的土壤阳离子交换率；

SOC^s——场地土壤条件下的土壤有机碳含量；

EC_x¹——试验土壤条件下的 x% 效应浓度；

pH¹——试验土壤条件下的土壤 pH；

CEC¹——试验土壤条件下的土壤阳离子交换率；

SOC¹——试验土壤条件下的土壤有机碳含量。

构建 SSD 常用的分布函数包括 Burr III、Log-normal、Log-logistic、Weibull、Gumbel 及 Gamma。本指南推荐分别利用上述 6 种分布函数对毒性数据进行拟合，并进行拟合优度评价，选择拟合度较好的一个或多个分布函数，确定各个优选分布函数的权重，最终建立基于优选分布函数加权平均后的 SSD 模型。这样可以减少毒性数据依偏于某一分布函数的不确定性，提高平均模型的估计稳健性。传统方法通常依赖某种标准（如拟合优度测试）选择一个“最优”分布，但生态毒理学领域没有任何理论能证明哪种统计分布天生就适合描述所有物种的敏感性数据。这意味着任何模型选择本质上都是主观且不确定的。此外，SSD 建模普遍面临样本量小（通常物种数<10-20）的问题。在小样本下，拟合优度检验的效能很低，导致多个完全不同的概率分布（如对数正态、对数逻辑斯蒂等）在统计学上都能很好地拟合同一组数据，带来小样本模型区分困难的问题。然而，当多个模型拟合效果相近时，选择其中一个而丢弃其他模型会忽略“模型选择”本身

带来的不确定性。模型平均通过对多个合理模型的预测值（如 HCx）进行加权平均，整合了多个模型的信息。在提高评估的稳健性方面，模型平均后的 HCx 估计值通常比任何单一模型的估计值更接近“真值”。通过对多个模型的估计结果进行加权平均，可以“抹平”单个模型在尾部（通常最关心的左尾）的异常波动。已有研究表明，模型平均的误差方差通常小于任何单一模型，对数据中个别敏感物种的取值不那么敏感，从而使最终的 HCx 估计值更加稳定可靠。最终给出的加权平均 HCx 及其置信区间，在某种程度上反映了我们因“不知道哪个模型正确”而产生的认知不确定性。因此，近年来加拿大（“ssdtools” R 包）和美国（通过 SSD Toolbox 软件）等国家和地区的官方指南，都已开始采纳或提供模型平均作为推荐的或可选的方法及软件程序。

模型拟合优度评价是用于检验总体中的一类数据其分布是否与某种理论分布相一致的统计方法。传统模型评估方法包括卡方检验、Kolmogorov-Smirnov (K-S) 检验、Anderson-Darling (A-D) 检验。这些检验给出 p 值，试图判断数据是否来自某个特定分布。但它们的缺点是小样本下检验效能极低，很难拒绝任何模型。而且 p 值依赖于样本量，样本量一大，即使微小偏离也会显著，样本量小则什么都看不出来。更重要的是，这些检验只能告诉你“拒绝”或“不拒绝”，无法在多个都可接受的模型之间进行排序和比较。而 SSD 建模恰恰需要从多个候选模型中选一个或进行加权。对于参数模型来说，检验模型拟合优度的方法推荐使用赤池信息准则（Akaike information criterion, AIC），使用最大似然估计法进行模型拟合，并计算每个模型的 AIC 值。AIC 评估指标可提供一个客观、统一的比较尺度：AIC 基于信息理论，衡量的是拟合模型与“未知真实情况”之间的信息损失。它允许我们对不同分布（即使不是嵌套模型，如对数正态和韦伯分布）进行直接、量化的比较，避免了仅凭视觉或单一拟合指标的主观性。它还提供了一个平衡拟合度和复杂度的统一尺度，拟合偏差通常会随着估计参数数量的增加而单调减少。然而，参数过多的模型可能预测能力很差。AIC 通过引入一个惩罚项（ $2K$ 或 $2K \cdot n / (n - K - 1)$ ），对参数更多的模型施加更高代价，从而自动找到了“最佳平衡点”，并且计算相对简单，是模型平均（如 Akaike 权重）的基础。它不要求模型是“真”的，只要求是候选集中最好的近似，这很符合 SSD “没有真模型”的现实。每个模型的 AIC 值计算如下公式：

$$AIC = -2L + 2K \quad (1)$$

式中 L 表示最大对数似然函数， K 为拟合模型的参数数量，计算得到的 AIC 值越小，说明模型拟合优度越好。当样本量较少时，可使用小样本版 AIC (AIC_C) 进行模型评价。

$$AIC_C = -2L + 2K \left(\frac{n}{n-K-1} \right) \quad (2)$$

式中 L 和 K 的含义同上， n 代表样本数量，当 $n \leq K+1$ 时，本参数不适用。

根据各个拟合函数的 AIC 值，建立不同分布函数与最优分布函数（最低 AIC 值）之间的信息差值：

$$\Delta_i = AIC_i - \min(AIC) \quad (3)$$

AIC_i 为第 i 个分布的 AIC 值， $\min(AIC)$ 为所有拟合函数中 AIC 的最低值， $\Delta_{AIC} = 0$ 的分布函数为最优拟合分布函数，一般认为 $\Delta_{AIC} \leq 2$ 的函数拟合度均较好，建议保留并赋予函数权重 W_i ：

$$W_i = \frac{e^{-\frac{1}{2}\Delta_i}}{\sum_{j=1}^m e^{-\frac{1}{2}\Delta_j}} \quad (4)$$

上式中 m 为保留的函数个数， Δ_i 含义同上，则最终SSD模型为多个模型的加权平均模型，推导特定 HC_X 为各优选模型的加权均值：

$$\overline{HC_X} = \sum_{j=1}^m W_j HC_{Xj} \quad (5)$$

$\overline{HC_X}$ 既为特定保护水平下的PNEC。其中 X 值的确定可根据不同的未来用地开发类型确定（表6-1）。低效应水平外推的数据作为生态筛选值，半数效应水平外推的数据作为生态管制值。

表 6-1 不同未来用地方式下的生态保护水平及物种危害浓度

土地利用方式	生态保护水平	物种危害浓度
自然绿地用地	90%	\overline{HC}_{10}
公园用地	80%	\overline{HC}_{20}
住宅用地	60%	\overline{HC}_{40}
商服/工业用地	50%	\overline{HC}_{50}

6.4.3 评估因子法推导 PNEC

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，且数据量不满足 SSD 方法要求时，可以采用 EC50 或 NOEC 除以评估因子（AF）的方法来获得 PNEC 值，从而确保不会发生不可接受的生态效应。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。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 6-2。在本指南中，选择毒性数据的最低值，根据表 6-1 所列情况选择相应的评估因子（AF），用毒性数据最低值除以评估因子估算 PNEC 值。对于自然绿地和公园用地，可根据需要设置 1-5 的安全系数；对于住宅和商服/工业用地，通常可不考虑安全系数。

表 6-2 评估因子取值推荐表

有效数据限定条件	评估因子取值
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
至少有一种生物（如植物）的 NOEC 值	100
至少在两个营养级上有两种生物的 NOEC 值	50
至少在三个营养级上有三种生物的 NOEC 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）

6.4.4 土壤生态基准值确定

获取 PNEC 值后，根据污染物是否存在土壤环境背景值，确定土壤生态基准值：

1) 当污染物存在土壤环境背景值（如有害重金属或类金属元素）时，基于毒性可加性原则，需综合考虑建设用地所在区域的污染物土壤环境背景值（SBV）及其生物有效性，结合推导的 PNEC 值，依据下述公式确定建设用地土壤生态基准值：

$$SEC = PNEC + SBV * (1 - \alpha)$$

式中：SEC——土壤生态基准值；

PNEC——土壤预测无效应浓度；

SBV——土壤环境背景值;

α ——污染物的土壤生物有效性, 取值范围为 0~1, 表示污染物从土壤向受体迁移的有效比例。 α 值越大, 生物有效性越高, 背景值贡献越小。该系数可通过文献调研、淋溶试验、老化模型或专家判断等方法确定。在缺乏实测数据时, 可保守取 $\alpha=0$, 即 SBV 全部具有生物有效性。

2) 当污染物不存在土壤环境背景值(如人工合成的持久性有机污染物)时, 直接以外推获得的 PNEC 作为建设用地土壤生态基准值。

3) 基准值的取值一般圆整至小数点后 2 位数字, 最多圆整至小数点后 4 位数字, 单位以 mg/kg 干土表示。

6.5 场地土壤生态效应水平及生态系统保护水平确定说明

在利用基于分布的方法构建土壤生态风险基准时, 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_{20}) 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_{10}) 和最大允许阈值浓度, 通过计算几何平均值作为生态基准。

本技术标准主要针对场地周边的土壤生态风险, 由于场地土壤污染的特性, 长期生产带来特征污染物的持续排放, 同时跑冒滴漏也时有发生, 导致周边土壤生态系统存在污染物急性暴露的可能, 建议在利用上述类似方法构建土壤生态基准时, 考虑将两类毒理效应值分为不同生态效应水平, 具体为以 NOEC、LOEC、 EC_{10} 等为毒性效应值的低效应水平和以 EC_{50} 等为毒性效应值的半数效应水平。以低效应水平毒性数据推导的生态风险基准相对严格, 当环境浓度超过相应基准浓度时表明生态风险开始发生, 可作为生态风险筛选值; 以半数效应水平毒性数据推导的生态风险基准相对宽松, 当环境浓度超过相应基准浓度时表明可能对土壤生态物种或生态过程产生 50% 的生态危害效应, 生态风险相对较高, 需要采取措施以降低生态风险, 可作为生态风险管制值。

此外, 在此基础上还根据场地不同土地开发利用方式下土壤所提供的生态服务功能的重要性, 考虑其对确定的生态物种或生态过程保护的程 度, 结合当地环保实际管理要求, 确定差异化的生态保护水平, 作为制定土壤生态风险基准的

依据，可参照表 6-1。

七、对实施本标准的建议

1) 《建设用地土壤生态基准推导技术指南》是我国建设用地土壤环境基准制定的重要依据之一，考虑到我国不同地区土壤类型、气候带及生态受体组成的显著差异，建议在本指南的统一推导框架下，各地在应用时优先采用本区域的土壤理化性质参数、本土生态毒理数据及土壤环境背景值，以提高基准值的区域适用性。未来可基于本指南，进一步制定分区域的土壤生态基准推导技术细则。

2) 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化生态毒性测试技术平台和生态毒性数据库。

3) 在利用场地土壤生态基准值制定场地土壤生态风险筛选标准和管制标准时，需要同时考虑经济、技术和社会等因素，在生态环境保护目标和当前经济技术可行性之间统筹决策。

八、与有关法律、行政法规及相关标准的关系

本指南的内容与《中华人民共和国环境保护法》《中华人民共和国土壤污染防治法》《国家环境基准管理办法（试行）》等法律、行政法规的相关规定与内容不存在抵触或矛盾之处，是其相关要求在技术层面的具体落实与细化。

本指南针对建设用地土壤生态保护要求，弥补了现行的两项土壤污染风险管控标准 GB36600-2018 及 GB15618-2018 保护目标，具有明确的差异化定位。GB 36600 主要基于人体健康风险制定建设用地的筛选值和管制值，未系统纳入对土壤植物、无脊椎动物、微生物及生态过程的保护。推导的生态基准可直接作为 GB 36600 在生态风险评估与管理方面的补充技术依据，二者互为补充，共同完善建设用地土壤环境质量标准体系。GB 15618 在一定程度上考虑了农产品质量安全和农作物生长等生态效应，但其主要适用于农用地。本指南聚焦于建设用地（包括工矿污染场地），在土地利用方式、保护水平设定和受体选择上有明确区分，二者适用范围不同，互不冲突。本指南在功能定位上与中华环保联合会发布的《建设用地土壤生态安全环境基准制定技术指南》（T/ACEF 087-2023）相近，但在技术路线上有所发展和细化，主要体现在：明确了低效应水平（如 EC10）与半

数效应水平（EC50）分别支撑筛选值和管制值的分级应用；规定了基于赤池信息准则（AIC）和模型平均算法的 SSD 构建方法；补充了毒性数据归一化、生物有效性系数修正等技术细节。本指南的发布将进一步完善我国土壤生态基准领域的团体标准体系。

九、涉及的相关知识产权说明

不涉及

十、重大分歧意见的处理过程及依据

无重大分歧意见

十一、其他应予说明的事项

无