

附件

《场地生态安全土壤环境基准制定技术指南》

编制说明

《场地生态安全土壤环境基准制定技术指南》编制组

二〇二二年七月

目 录

1. 项目背景	1
1.1 任务来源	1
1.2 工作过程	1
2. 基准制定的必要性	2
3. 国内外研究现状	2
3.1 国外研究现状	2
3.2 国内研究现状	5
4. 基准制定的依据、原则和思路	5
4.1 编制依据	5
4.2 制定原则	6
4.3 制定思路	6
5. 技术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 术语及定义	7
6. 主要技术要点说明	7
6.1 场地土壤暴露情景设定	7
6.1.1 生态受体确定	8
6.1.2 土地利用类型	14
6.1.3 暴露途径识别	错误！未定义书签。
6.2 场地土壤毒性数据	9
6.2.1 数据来源与收集	10
6.2.2 数据筛选与评分	10
6.3 场地生态安全土壤环境基准推导	11
6.3.1 毒性数据外推	11
6.3.2 毒性数据标化	11
6.4 生态受体二次中毒	13
6.5 确定生态系统保护水平	14
7. 对实施本标准的建议	15
主要参考文献	16

1. 项目背景

1.1 任务来源

我国于 2014 年首次发布了《污染场地风险评估技术导则》(HJ 25.3-2014)，根据该导则我国于 2018 年发布了国家级的建设用地、农用地土壤污染风险筛选值和管制值。《环境保护法》和《土壤污染防治法》明确提出“国家鼓励和支持开展环境基准研究”。我国已发布的关于建设用地土壤环境风险评估的指导性文件中，均为基于保护人体健康而制定，仅有 2018 年发布的农用地土壤污染风险筛选值和管制值考虑了土壤生态环境。我国基于保护生态环境的土壤污染风险相关指导性文件仍是空白。目前我国相关土壤环境管理指导性文件中主要基于国外模型和参数制定，缺乏本土生态物种毒性数据，且没有充分考虑我国国情和区域特征，这就导致土壤环境保护出现“欠保护”和“过保护”，也成为制约我国场地土壤环境管理的瓶颈。由此可见基于我国国情的本土模式生物的土壤生态安全环境基准技术框架及方法体系研究已经迫在眉睫。因此，为弥补基于生态安全的土壤污染风险相关指导性文件的空缺，进一步规范基于生态风险的土壤环境基准推导工作，组织开展《场地生态安全土壤环境基准制定技术指南》编制工作。

1.2 工作过程

2010 年，编制组成员承担了环保公益重大项目《土壤环境基准框架与案例预研究》，在国内首次尝试性地构建了我国农田、场地和保护地下水土壤环境基准方法学，提出了系统开展适合我国国情的土壤环境基准研究的科学思路，填补了我国在土壤环境基准研究方面的空白，并获得 2015 年环境保护技术奖二等奖。

2013 年-2018 年，编制组成员参与了《国家环境基准管理办法（试行）》、土壤环境质量风险管控标准（GB 15618-2018）（GB 36600-2018）等 4 项国家标准的编制。

2020 年 1 月，中国环境科学研究院承担标准编制任务，确定了编制组的成员、组织形式、工作机制、工作计划、时间安排以及工作任务分工。

2020 年 7-11 月，编制组成员系统总结了世界主要发达国家土壤环境基准与标准体系与制定方法学，进一步加深了对国外土壤环境基准的认识，探讨了土壤环境基准项土壤环境标准转化的机制及其过程，对我国土壤环境基准的发展具有重要的借鉴意义。

2021 年 1-4 月，编制组多次召开内部研讨会，根据项目的总体规划和已有研究成果，充分借鉴国外已发布的土壤筛选值指南，组织编写了《场地生态安全土壤环境基准制定技术指南》（大纲）。

2021 年 4 月 13 日，编制组组织召开《场地生态安全土壤环境基准制定技术指南》（初稿）专家咨询会，重点针对标准中的术语及定义、土壤环境基准推导技术路线图、土壤环境基准暴露情景、用地类型的划分及保护水平设定、土壤环境基准推导方法等多个问题进行讨论。编制组根据会议提出的建议对标准初稿和编制说明进行了进一步修改。

2021 年 5 月-11 月，编制组召开多次项目内部研讨会，参会人员重点对基于生态安全的土壤环境基准推导方法以及本土生态物种的筛选等多个问题进行了讨论，编制组根据研讨会

的建议对本标准中的相关内容进行了进一步完善与更改。

2021年12月，编制组编制形成本标准征求意见稿草案和编制说明。

2. 基准制定的必要性

2021年11月2日，中共中央、国务院印发《关于深入打好污染防治攻坚战的意见》，意见的总体要求中指出要以改善生态环境质量为核心，主要目标中提出到2025年，生态环境持续改善，生态环境治理体系更加完善，生态文明建设实现新进步。因此，基于保护生态环境的土壤环境基准研究是加强我国生态文明建设和生态环境保护的重中之重，建立我国本土的生态安全土壤环境基准技术框架及方法体系是我国深入打好污染防治攻坚战的主要任务之一。对比发达国家，我国虽早已提出要开展针对保护生态受体和功能的土壤生态安全环境基准研究工作，然而由于针对本土生态物种的实测数据的缺乏，迄今为止仍然没有系统且充足实测数据支撑的土壤生态安全环境基准制定的指导性文件。由此可见基于本土模式生物的土壤生态安全环境基准技术框架及方法体系研究已经迫在眉睫。

3. 国内外研究现状

3.1 国外研究现状

20世纪以来，全球陆续发生几起著名污染场地危害事件，如拉夫运河事件、莱克尔克事件，世界各国环境问题越来越敏感。从20世纪80年代开始，西方主要发达国家如美国、加拿大、荷兰等就先后开展了保护人体健康的土壤环境基准与标准研究。土壤生态安全基准相对于保护人体健康的土壤环境基准发展起步较晚。与保护人体健康土壤环境基准相比，土壤生态安全基准值的制定受土壤异质性、元素形态差异影响更大，对毒性数据可获得性、丰富性和可靠性要求更高。不同国家对土壤生态安全基准值的定名有所不同，在制定土壤生态安全基准值时所采用的方法也存在差异。世界主要发达国家已经建立了相对完备的土壤环境基准体系，走在土壤环境基准研究的前列。

(1) 荷兰

荷兰国家公共卫生与环境研究所（RIVM）以风险为基础作为环境保护的主要原则，以科学研究为基础推导环境风险限值（ERL）。住房、空间规划及环境部（VROM）根据RIVM提供的科学研究结果，经过相关委员会的评估，制定了相关环境质量标准。RIVM根据不同的土壤利用类型（如操场、花园、农业和自然区域），分别针对人体健康、生态安全和农业的风险，采用科学的方法推导出相关的ERL。荷兰启动和完成制定环境质量标准的过程所采取的各种政策和科学步骤如图1所示。

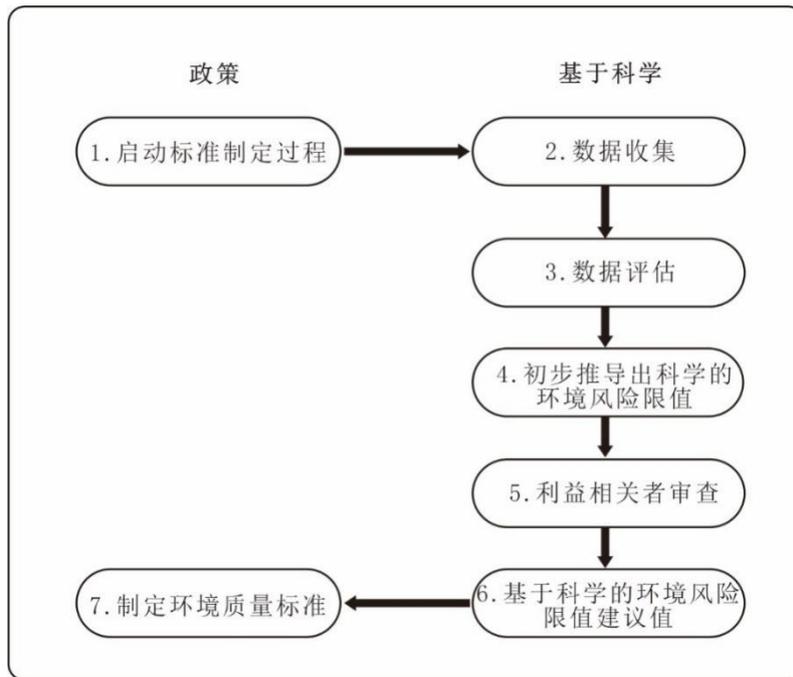


图 1 环境质量标准的过程所采取的各种政策和科学步骤

(2) 美国

美国环境保护署（USEPA）为确定土壤中潜在的、需要在基线生态风险评估中进一步评估的污染物，制定了生态土壤筛选水平（Eco-SSLs）。Eco-SSLs 是用于保护土壤中经常与土壤接触或以摄取土壤生物为食的生态受体（特别是稀有的、濒危的和受威胁的物种）的污染物浓度，但具体场地的最终保护对象需要根据地点，并与美国鱼类和野生动物管理局等协商后确定。通过制定 Eco-SSLs，帮助实现全国各地污染土壤的标准化、加速评估和清理。

美国分别为植物和无脊椎动物、野生动物制定 Eco-SSLs，推导过程主要包含四个步骤：文献检索，通过文献检索找出所有生态受体的相关文献；文献筛选；从可接受的研究中对数据进行提取、评估和评分；计算，选择用于推导 Eco-SSLs 的毒理学数据，只有得分满足第三步要求的研究结果才能够用于推导 Eco-SSLs。

(3) 英国

英国环境署经过多年的研究及发展，提出的土壤筛选值（SSVs）是英国现行的生态风险评估框架下较为成熟的土壤生态风险评估标准。SSVs 的推导是依据一系列生态毒性数据，采用生态毒理学方法研究化学物质对土壤中生物体的影响，目的是保护生态系统的结构和功能，通常是通过评估对选定的试验生物体的一个或多个物种的影响，并根据所获得的（无）效应浓度推导达到威胁生态系统种群安全的水平。SSVs 是英国生态风险评估中用于反映场地化学污染风险程度的关键依据，英国生态风险评估中 SSVs 推导流程图如图 2 所示。SSVs 的推导分为五个步骤：数据收集；数据选择；数据外推；PNEC 测定；SSVs 测定。

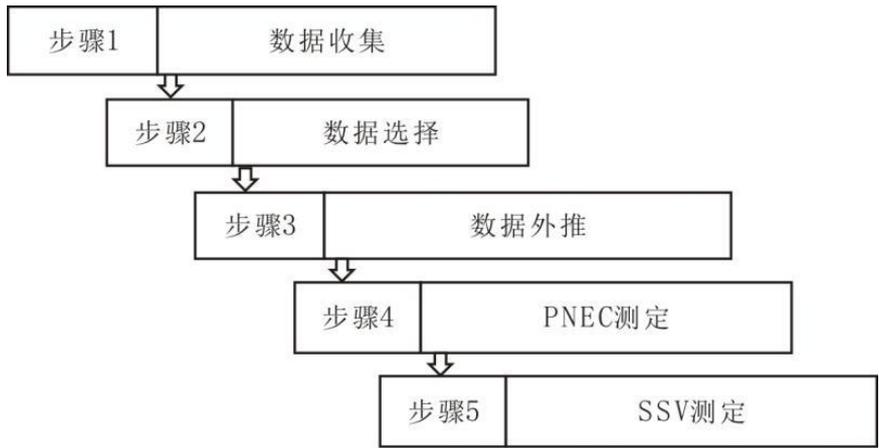


图 2 SSVs 推导流程图

(4) 加拿大

加拿大的土壤质量指导值 (SQG) 由加拿大临时土壤质量基准 (soil criteria) 演变而来, 其目的在于为污染场地的土壤环境质量标准提供技术和科学指导, 为特定场地制定补救目标提供一致的科学依据。加拿大环境部长理事会 (CCME) 在制定 SQG 时, 同时考虑了保护人体健康的 SQG_{HH} 和保护生态安全的 SQG_E , 选择其中较小的值作为 SQG。为了保护陆地生态系统, CCME 在推导 SQG_E 时考虑了受体直接接触土壤污染物, 以及摄入受污染的土壤和食物所产生的不利影响, 主要考虑与土壤有直接或间接接触的植物、土壤无脊椎动物、微生物和一级、二级、三级消费者的安全, 并根据相关暴露途径推导不同受体的 SQG_E 。最终 SQG_E 的取值为土壤接触途径 (植物和土壤无脊椎动物) SQG_{SC} 、摄入土壤和土壤中食物的 SQG_I 和保护地下水的 SQG_{GW} 中较小的值 (图 3)。

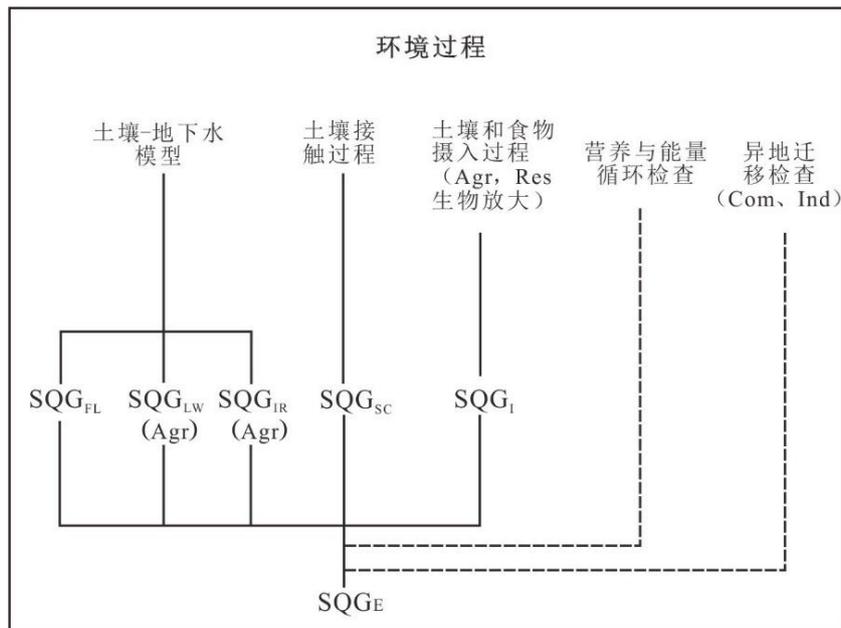


图 3 推导 SQGE 的过程概述

（5）澳大利亚

澳大利亚国家环境保护委员会（NEPC）制定发布了生态调查值（EIL）。EIL 推导方法在 SQG 值的推导基础上发展而来。EIL 是基于澳大利亚其他司法管辖区使用的方法以及水和沉积物质量指南的现有方法推导得出的。EIL 不仅可用于得出具有不同目的和/或不同土地用途的 SQG，还可以处理不同土地用途、风险途径和毒性的数据。EIL 的推导包括三个主要步骤：①选择场地所需的保护级别；②评估暴露途径；③整理所选暴露途径的适当参数并推导出 EIL。

3.2 国内研究现状

我国的环境管理属于标准管理，环境基准是环境标准制修订的科学依据。自 20 世纪 90 年代起，随着对土壤环境问题研究的不断深入，欧美发达国家先后建立了基于风险评估的土壤环境基准体系，为污染场地土壤的风险识别、修复治理和安全利用提供了科学依据。与发达国家相比，我国过去的环境管理意识薄弱，土壤生态安全环境基准研究相对滞后。自 2005 年起，我国开始围绕土壤生态安全环境基准开展研究。2010 年，中国环境科学研究院承担的环保公益重点项目《我国环境基准理论与技术框架及案例研究》，系统研究了我国环境基准理论基础、技术框架和方法体系，在土壤环境基准方面开展的研究包括不同国家土壤环境基准理论方法比较、生物（赤子爱胜蚓、跳虫、植物根伸长）毒性实验、不同土壤类型对污染物毒性影响、污染物不同形态对毒性影响等。中科院生态环境研究中心采用本土模式生物（动物、植物、微生物等）开展生态毒理研究，积累了宝贵的毒性毒理数据资料。中国农业科学院围绕农产品安全和生态安全研究了铜、镍、多环芳烃等污染物的土壤环境基准。中科院南京土壤研究所在生态安全土壤环境基准方面也进行了较多理论探索和方法实践。

尽管我国在土壤生态安全环境基准研究方面已经开展了相关工作，但是我国现有土壤环境基准研究成果较为零散，缺乏系统的理论方法体系。此外，适合我国的本土化暴露情景以及本土模式生物等研究基础仍十分薄弱，生态毒性数据较为缺乏。导致基于保护生态环境的土壤污染风险相关指导性文件仍是空白。因此，我国仍需要大力开展土壤生态安全环境基准研究。

4. 基准制定的依据、原则和思路

4.1 编制依据

本标准主要参考了我国土壤和化学品的国家标准，具体如下：

GB/T 1.1 标准化工作导则 第 1 部分：标准化文件的结构和起草规则

GB/T 21759-2008 化学品 慢性毒性试验方法

GB/T 21809-2008 化学品 蚯蚓急性毒性试验

GB/T 21810-2008 化学品 鸟类日粮毒性试验

GB/T 21811-2008 化学品 鸟类繁殖试验

GB/T 27851-2011 化学品 陆生植物 生长活力试验

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

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
GB/T 31270.9 化学农药环境安全评价试验准则 第 9 部分：鸟类急性毒性试验
GB/T 32720-2016 土壤微生物呼吸的实验室测定方法
GB/T 32723-2016 土壤微生物生物量的测定 底物诱导呼吸法
GB/T 35514-2017 化学品 线蚓繁殖试验
GB/T 35522-2017 化学品 土壤弹尾目昆虫生殖试验
GB 36600-2018 土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）
GB/T 7714-2015 信息与文献 参考文献著录规则
HJ 25.1 建设用地土壤污染状况调查技术导则
HJ 25.2 建设用地土壤污染风险管控和修复 监测技术导则
HJ 25.3 建设用地土壤污染风险评估技术导则
HJ 813-2022 淡水生物水质基准推导技术指南

4.2 制定原则

（1）以《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》、《土壤污染防治行动计划》等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。弥补我国在土壤环境基准研究领域薄弱基础，提出有效支撑土壤环境标准制修订的科学依据。

（2）通过系统查阅世界主要发达国家包括荷兰、美国、英国、加拿大、澳大利亚及新西兰六个国家官方发布的基准/标准相关原文件，从理论方法、敏感受体、暴露情景、用地类型划分及推导流程及应用等方面梳理了各个国家土壤环境基准和标准体系。对国外土壤环境基准/标准有了更深入的理解和新认识，充分借鉴国内外的相关标准和技术指南的经验。

（3）标准的制定需要适应国家经济社会的发展需求，环境基准是构建国家生态环境风险防范体系的重要基石，也是制修订环境标准的理论基础和科学依据。因此，要因地制宜地建立场地生态安全土壤环境基准制定技术指南，确保土壤环境基准的可行性与实用性，为土壤环境管理服务。

（4）充分吸收国内土壤环境基准相关最新研究成果，以科学为准则，兼顾合理性和可行性；相关基准研究须有长期的实验经验和足够的数据支持，具备良好的前期基础，确保我国环境质量基准的科学性、准确性和实用性。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，建立健全我国场地土壤环境基准制定技术导则。

4.3 制定思路

场地生态安全土壤环境基准旨在保护土壤中或与土壤相关的生态受体（如植物/作物、土壤无脊椎动物、土壤微生物活性和代谢过程、野生动物等）不会因暴露于土壤污染物而产生显著的生态风险。采用基于风险方法制订的区域性和场地性土壤污染危害临界基准，是制订区域/场地生态安全土壤环境基准值的主要依据。推导场地土壤环境生态安全基准值时，按照不同的土地利用类型，区分不同的暴露情景，围绕不同的保护受体推导相应的土壤环境生态安全基准值。场地土壤环境生态安全基准的制定程序主要工作包括场地资料的收集和现场调研、数据的收集与筛选、基准值的推导与确定等。由于每种用地方式下的暴露情景、考

考虑的暴露途径、暴露和污染物迁移模型、暴露参数各不相同，因此推导基准值时需根据不同暴露情景，考虑不同的生态受体、不同用地类型的保护水平、生态毒性测试终点的确定、生态毒性数据的选取、数据外推使用的具体方法等。

5. 技术标准的主要内容及说明

5.1 适用范围

本标准规定了场地生态安全土壤环境基准研究制订的工作程序、内容、方法与技术要求。

本标准适用于我国住宅用地（城市住宅与农村住宅）、公园绿地（自然绿地与城市公园）、商服/工业用地 3 类用地方式下化学污染物的场地生态安全土壤环境基准的研究制订。

本标准不适用于放射性物质的场地。

5.2 规范性引用文件

本标准主要引用了 4 个规范性文件，具体引用内容见表 1。

表 1 规范性文件及具体引用内容

文件号	规范性引用文件	引用内容
GB/T 1.1	标准化工作导则 第 1 部分：标准文件的结构和起草规则	标准文件结构和起草
GB/T 31270	化学农药环境安全评价试验准则	相关毒性数据的测试方法
GB/T 35514	化学品 线蚓繁殖试验	术语和定义
HJ 25.1	建设用地土壤污染状况调查技术导则	场地资料收集与现场调研
HJ 813-2022	淡水生物水质基准推导技术指南	术语和定义

5.3 术语及定义

标准中对土壤环境基准、场地生态安全土壤环境基准、生态保护水平、本土物种、预测无效应浓度、 $x\%$ 效应浓度、 $x\%$ 物种危害浓度、半数致死浓度、最低观察效应浓度、无观察效应浓度、物种敏感性分布、评估因子、二次中毒 13 个关键术语进行了定义，术语的定义与我国标准性文件中的术语定义基本一致。其中，对术语 3.9 和 3.10 进行了修订，使其表述更明确。

6. 主要技术要点说明

6.1 确定需要保护的生态受体和生态过程

推导及制定场地生态安全土壤环境基准时，为了保护土壤生态系统，主要考虑与土壤有直接接触或间接接触的植物、土壤无脊椎动物、微生物和一级、二级、三级消费者的安全，并根据特定的土地利用方式推导不同受体的场地生态安全土壤环境基准值。场地生态安全土

壤环境基准以保护关键生态受体、维持土地的正常活动为目的，根据土地利用方式以及活动对土地的敏感性和依赖性，考虑了直接接触土壤污染物以及摄入受污染的土壤所产生的不利影响，对不同土地利用类型假设了潜在暴露途径、暴露生态受体和暴露情景。依赖土壤生存的生物体（如植物、土壤无脊椎动物、土壤微生物等）在其生命周期中直接与土壤接触，因此可能受到污染土壤的暴露威胁。

6.1.1 生态受体的确定

在构建场地生态安全土壤环境基准时，推导基准值基于一系列生态毒理学实验，研究化学物质对土壤环境中最重要的生物的影响。通过一系列测试筛选出土壤环境中的敏感生态受体。这一系列土壤有机体的毒性测试数据最好能代表完整的陆地生态系统，如高级消费者、初级生产者、消费者和分解者，对一个或多个特定生物体的结果进行推断，以预测污染物对更广泛生态系统的影响。如图 4 所示，该情景描述了一个简化的陆地生态系统中污染土壤的潜在受体，在各级营养水平上都存在暴露受体，包括依赖土壤的生物体（植物、土壤无脊椎动物、土壤微生物）和高级消费者（哺乳动物、鸟类）。

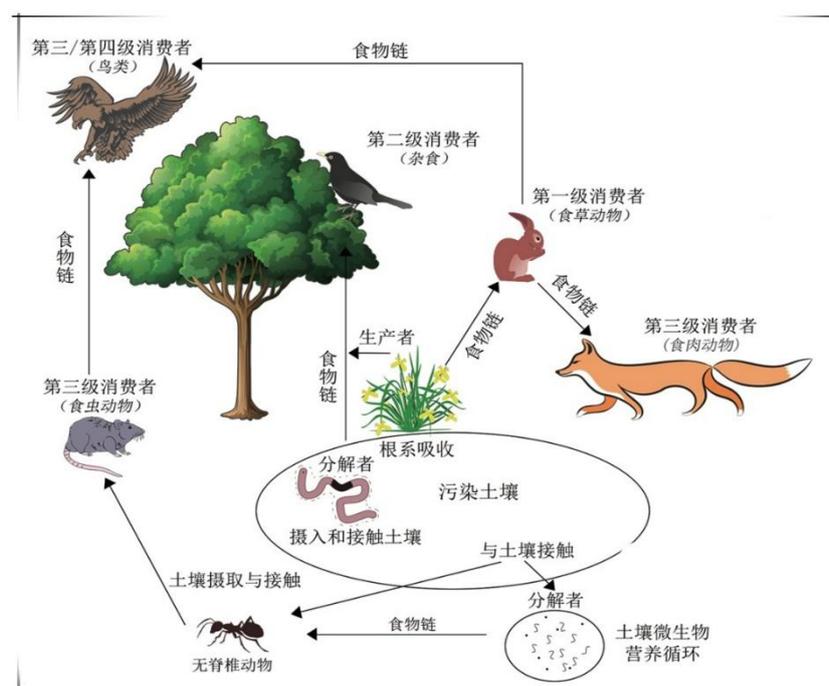


图 4 污染土壤中的暴露受体和暴露途径

一些化学物质可以在环境中存留，随着时间的推移在生物体中累积，并通过食物链放大。例如，土壤中持久性较强的化学物质可能在蚯蚓体内累积，之后蚯蚓可能会被鸟类或哺乳动物捕食，因此，这些处于食物链末端的动物可能会接触到有害水平的化学物质，这种影响被称为二次中毒。二次中毒涉及生活在水生或陆生环境中的食物链高级捕食者，是由于摄入了含有累积物质的营养级较低的生物体而产生的毒性作用。在某些情况下，二次中毒可能比化学物质对土壤有机体的直接作用更重要。

因此，在本项目推导场地生态安全土壤环境基准时，推荐的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）、土壤生态过程（如硝化作用、呼吸作用等）以及在特殊条件下考虑哺乳动物和鸟类的二次中毒影响。由于我国区域及地理学分布的生物区系特征的不同，影响到不同区域的物种敏感性分布。因此在确定不同受试物种的生态受体时应首先考虑本土物种，在没有符合生态受体要求的本土生态受体时可选择 ISO 组织推荐的模式生物。

6.1.2 毒性终点与毒性参数的确定

推导生态安全土壤环境基准时，对于相同的污染物，不同的毒性效应终点获得的毒性数据数值往往差别很大，因此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基准推导。在毒性终点的选择方面，荷兰将生态受体的生存、生长和繁殖作为首选终点，微生物过程和酶活性也可作为毒性终点获取毒性数据。在美国，如果土壤无脊椎动物的研究报告中有多个效应值，最理想的生态终点是：繁殖>数量>生长；而对植物，美国首选的终点是生物量产量和生长。加拿大首选基于生态受体的死亡率、繁殖和生长作为毒性终点。

对于常规污染物，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；若仅考虑其致死效应，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值的推导。

生态毒性数据是制定生态安全土壤环境基准的基础，大多数国家在推导生态安全土壤环境基准时，优先选用慢性毒性或亚慢性毒性数据，如 NOEC 和 LOEC 值，但由于 NOEC 和 LOEC 主要通过室内实验得到，其结果本身会受到实验设计的影响；同时，NOEC 和 LOEC 是保护亚致死效应的终点，由此推出的生态安全土壤环境基准也相对偏保守。此外，考虑到 NOEC 和 LOEC 测试数据有限，效应浓度数据或急性毒性数据也被用于推导生态安全土壤环境基准。然而，由于不同的国家的污染物毒性效应研究进展差异，污染物毒性效应数据往往不完善，对毒性效应指标的选择也差异较大。

美国推导 Eco-SSLs 时，EC₂₀、EC₁₀ 和 MATC 是优先选择的毒性数据，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。而对于加拿大，EC₂₅ 和 EC₅₀ 则是推导 SQGE 值的首选毒性数据。英国除了使用 NOEC，EC/LC₅₀ 也被用来推导 SSVs。澳大利亚则采用了 LOEC 和 EC₃₀ 来推导 EILs。

本标准建议在推导基准值时，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慢性毒性指标。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。对于土壤微生物和微生物主导的土壤生态过程，依次选择微生物生物量、土壤呼吸作用和土壤硝化作用。二次中毒条件下，对于哺乳动物和鸟类依次选择死亡、生长和生殖。此外，毒性终点与效应参数的选择主要取决于外推方法的选择，如采用物种敏感性分布（SSD）法进行预测无效应浓度（PNEC）外推，则采用效应浓度值（如 EC₁₀），若采用评估因子（AF）法可采用 EC_x、NOEC 等毒性参数。

6.2 场地土壤毒性数据的获取

6.2.1 数据来源与收集

在资料收集过程中，首先应收集国家或地方生态受体和生态过程统计资料，在对生态受体和生态过程统计资料进行充分分析的基础上，确定需要保护的生态受体和生态过程，然后根据所确定需要保护的生态受体和生态过程，收集相应的生态毒性数据资料。不同的国家在制订土壤环境基准时，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 Eco-SSLs 时，数据主要从两个来源获取，包括①文献资料，如相关参考书、技术导则以及综述性文章；②相关数据库，如 USEPA 的“ECOTOX 数据库”、美国国家农业图书馆的“AGRICOLA 数据库”、美国生物科学信息服务社（BIOSIS）开发的“BIOSIS Previews 数据库”、美国化学文摘 Chemical Abstract 的目标数据库、美国国立医学图书馆的“TOXLINE 数据库”等。

英国在制定土壤生态筛选值（SSVs）时，数据来源包括①在各种无机和有机化学物质的相关文献中，获得的土壤有机体的生态毒性试验数据；②欧洲化学品管理局（ECHA）提供的化学物质授权及限制（REACH）下特定化学物质的剂量 - 效应关系数据，以及国际统一化学品信息数据库 IUCLID 的毒性数据。

荷兰国立公共卫生与环境研究所（RIVM）在制定环境风险限值（ERL）时，收集数据可以通过以下方法：①从相关数据库检索有关毒性数据，如 ECOTOX 数据库、IUCLID 数据库、日本国立技术与评价研究所（NITE）数据库、经济合作与发展组织（OECD）数据库等；②在缺乏数据或相关数据非常少的情况下，搜索公开文献；③通过电子邮件的形式询问其他国家环境机构的相关联系人；④邀请参与化学物质生产或使用的行业各方提供相关研究，这些研究将被视为公开文献。

我国也有常用的文献数据库，如中国知网（CNKI）、万方数据库、维普数据库（VIP）、中国科学引文数据库（CSCD）、中国生物医学文献数据库等科学引文索引数据库。生态毒性数据库如中国科学院生态环境研究中心的“化学物质毒性数据库（Chemical Toxicity Database）”。我国虽已有各种生态毒性数据研究，但仍缺少系统且收录完整的毒性数据库。在制定我国场地生态安全土壤环境基准时，应最大限度利用国内文献数据库和毒性数据库，在缺乏数据或相关数据非常少的情况下采用国际推荐的毒性数据库。

在收集相关生态毒性数据时，由于我国本土生态毒性数据较少，因此可以也通过开展研究场地的土壤生态毒性实验来获取相关毒性数据，或通过补充测试来获取相关物种的毒性数据。除此之外，本标准中也对需要收集的数据进行了详细的分类说明。

6.2.2 数据筛选与评分

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。

对于推导基准的数据，不同的国家有不同的选择标准、选择方法与质量要求。荷兰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四大类，对数据质量进行评分。美国同样采取评分制，对植物和土壤无脊椎动物毒性数据设置

了9个评估标准，对野生动物数据设置了10类评分依据，根据毒性数据的质量进行评分。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4大类。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。

本标准中参考评分制方法。筛选后的生态毒性数据，应对每一项数据进行评估质量和适用性评分。

6.3 场地生态安全土壤环境基准推导

6.3.1 毒性数据标化

污染物的生物有效性是制定其土壤基准的重要影响因素。我国幅员辽阔，相对于重金属，土壤有机质和 pH 值均对有机污染物生物有效性影响较大。因此对数据进行标化需要充分考虑我国土壤性质的多样性，以及对污染物生物有效性的影响。我国的土壤污染日益严重，由于污染物对土壤生态物种产生的毒性效应与其生物有效态含量相关，以污染物总量为指标的土壤环境质量标准已无法满足当前土壤管理的需求，亟需进行以生物有效性为基础的土壤环境质量基准的研究工作。目前对土壤中重金属的生物有效性的研究较为深入，但是针对有机污染物的土壤生物有效性研究相对匮乏。

生物有效性在许多领域都有所涉及，环境领域的生物有效性研究起源于水环境，后来扩展到沉积物、土壤及大气环境中，用于衡量一种污染物进入生物体并被同化或产生毒性的能力或潜力。土壤中的污染物总量包括两部分，一部分经过与土壤基质的一系列相互作用被封锁于土壤，另一部分可以参与迁移、运输、转化以及与生物体相互作用等过程，是环境可利用的，其中与生物体相互作用部分称为是具有生物有效性的。只有具有生物有效性的污染物才能被生物体吸收，并在生物体内发挥毒性效应。

不同国家在制定土壤生态安全环境基准时，针对生物有效性采用不同的标准化方法。美国在制定 Eco-SSLs 时，直接将生物有效性作为数据筛选与评分的原则之一，根据生物利用度评分对数据进行分类，生物利用度评分根据土壤类型、pH 和有机质含量进行打分，满足评分标准的数据才可进行数据外推。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，将其他类型土壤中某一化学物质的含量转换至标准土壤中后进行数据外推。西方发达国家都制定了污染物生物有效性标准化导则，而我国最新颁布的土壤污染风险管控标准中仍然只考虑污染物总量，没有引入形态和生物有效性测试，因此，建立污染物形态与生物有效性测试的标准化方法具有很强的现实意义。

在我国现有的土壤调查资料中，对于 pH 值，pH4.5-5.5，pH5.5-7.2，以及 pH7.2-8.5 范围内的土壤占较大部分；对于土壤有机质，其在土壤中的含量主要分为<0.2%，0.2-0.6%，0.6-1.2%，1.2-2%，>2%；对于土壤的阳离子交换率 CEC (me/100 g)，主要分为<4，4-10，10-20，20-40，>40。因此在案例场地有机污染物的毒性数据标化过程中，可以因地制宜，统一到多个土壤条件下，计算其标化后的毒性。本标准中对已有的生物毒性的标准化公式进行了改进，综合考虑了有机质含量、pH 和 CEC 的影响，对毒性数据进行标准化。

6.3.2 毒性数据外推

场地生态安全土壤环境基准的制定以风险评估作为环境保护的主要原则,效应评估方法可以对场地土壤生态环境进行定量风险评估。效应评估依据毒理学数据,或通过模型外推,建立污染物与生物(或生态)效应之间的剂量-效应关系,获得毒性效应终点,由此确定污染物的临界效应浓度。在确定毒性指标和效应浓度数据后,通过建立的暴露模型,推导场地生态安全土壤环境基准值。

目前国际上推导土壤生态安全基准值有三种最常用的方法:物种敏感度分布(SSD)法、评估因子(AF)法和平衡分配(EqP)法。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SSD;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AF;③当使用水生毒性数据和水土分配系数时,采用EqP。英国数据外推方法有定值设计法、SSD法、考虑二次中毒的数据外推方法以及EqP。

SSD法是用于土壤生态安全环境基准制定的国际主流方法。我国针对SSD法推导基准值也进行了本土案例的研究及改善。于2015年,王颖等针对目前物种敏感度分布参数方法建模所存在的缺点,首次提出基于非参数核密度估计方法的物种敏感度分布模型,并提出相应的最优窗宽和检验方法。2021年,吴丰昌等在借鉴他国经验的基础上,由国家生态环境基准委员会研制开发了国家生态环境基准计算软件《国家生态环境基准计算软件 物种敏感度分布法》(National Ecological Environment Criteria Calculation Software - Species Sensitivity Distribution Method, EEC-SSD)。该软件主要用于毒性数据的物种敏感度分布拟合,软件涵盖的拟合模型包括正态分布、对数正态分布、逻辑斯谛分布、对数逻辑斯谛分布4个模型。该软件为国家生态安全环境基准制定提供标准化和规范化技术保障。

本标准中,根据生态受体营养级、生态毒性数据类型及数据量的多少等情况,选择不同的数据外推方法估算场地生态安全土壤环境基准值:(1)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),优先选用毒性效应浓度 EC_{10} 及SSD法进行毒性数据外推;(2)当生物种类和营养级别单一,毒性数据为 EC/LC_{50} 或NOEC且生态毒性数据量较少(不足10个)时,AF法进行外推;(3)在进行场地资料收集与现场调研时,场地中污染物可能通过食物链进行传递和积累,则考虑哺乳动物和鸟类的间接暴露和污染物二次毒性。

6.3.3 物种敏感性分布法外推

SSD法是目前世界上最流行的方法。它不仅充分利用了现有的毒性数据,而且还可以用来计算特定效应值的置信范围。此外,它还有利于评估人员快速识别最敏感的物种。SSD是描述某一化合物或混合物暴露下,一组物种毒性变化的统计分布。物种可以由一个特定分类单元的单一物种、选定的物种组合或一个自然群落组成。由于不知道毒性终点的真实分布,SSD从毒性数据样本中估计,并可可视化为一个累积分布函数(图5)。累积分布函数曲线遵循从生态毒理学试验获得的敏感性数据的分布,分别绘制从急性或慢性毒性试验得出的效应浓度,例如 LC_{50} 值和NOEC。构建SSD的数据数量差异很大,从完全没有数据(对于许多化合物)到超过50或100个灵敏度值(对于少数化合物)。显然,对于SSD的推导和基于

这些数据的结论，数据的数量是非常重要的。

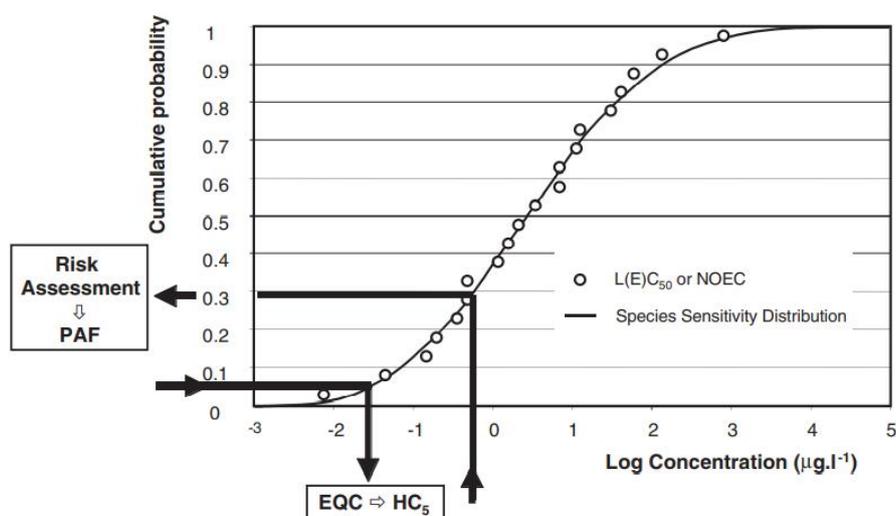


图 5 SSD 的基本原理（点是输入数据，线是拟合的 SSD 曲线）（Leo Posthuma et al., 2001）

SSD 法被荷兰、英国和澳大利亚推荐用于推导基准值。各国采用不同标准进行最优参数模型的选择，如欧洲以及中国推荐使用的对数正态（Log-normal）分布和对数逻辑（Log-logistic）分布，澳大利亚和新西兰使用的 Burr III，以及一些其他分布模型，如 Weibull、Log-triangle、伽马分布（ Γ ）等。不同分布模型的选择对 SSD 的结果（尤其是 HC_5 值）有较大影响，尤其是当样本量较小时，选择合适的分布模型降低不确定性尤为重要。

因此在本标准中，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 个不同生物种类的生态毒性数据值），最先推荐采用 SSD 法来确定 $PNEC_{soil}$ 值。

6.3.4 评估因子法外推

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 法来推导基准值，欧盟委员会则认为 SSD 法还没有完全成熟，建议同时采用评估因子法来推导 $PNECs$ 。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。目前国际上所采用的 AF 法是在标准实验数据基础上，通过应用了 AF 的最低毒性终点数据推导出基准值。该方法的 AF 可以表明实验室数据转换到现场情况有关的不确定性，如实验室内部和实验室间的差异，物种内部和物种间的差异，以及急性终点到长期暴露的转换。AF 取决于现有数据的数量和类型，当有更多的生态物种和/或长期研究的数据时，可以使用较低的 AF。

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 AF 法外推场地生态安全土壤环境基准值。

6.3.5 二次中毒条件下外推

二次中毒是指由于摄入或接触中毒的生物体而引起的继发性中毒。目前世界各国在制定土壤生态安全环境基准时，对土壤污染物的二次毒性问题所考虑的角度各有不同。美国直接

将野生动物作为生态受体，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的 Eco-SSLs。荷兰推导土壤最大允许浓度（MPC）时考虑了土壤—蠕虫—以蚯蚓为食的鸟类或哺乳动物食物链的二次中毒影响，并提出若采用二次中毒的方法污染物需符合以下原则：①该化学物质 $\log KOW \geq 3$ ，②该化学物质具有很强的吸附性，③该化学物质已知有可能在生物体中累积，④该化学物质有标志性的结构特征，⑤该化学物质没有水解（半衰期小于 12h）等衰减特性。英国生态风险评估中，较为重视二次中毒的影响，对可通过陆地食物链富集的污染物应考虑二次毒性问题，陆地食物链考虑的是土壤蚯蚓和以蚯蚓为食的鸟类或哺乳动物。加拿大在制定 SQG 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。

我国在土壤生态安全环境基准研究中，虽然没有直接提出“二次中毒”的概念，但是已有较多针对土壤污染物在生物体中生物积累效应的相关研究。中国科学院南京土壤研究所王霞等针对土壤有机氯农药残留问题，探讨了农田生态系统中土壤动物（蚯蚓）对 DDT 的生物富集情况，以及有机氯农药对土壤动物多样性、土壤微生物数量的影响，并评价土壤有机氯污染程度及对土壤生态系统健康的影响。南京农业大学解冬利等研究了镍在我国 13 个省（市）的 5 种不同类型土壤中对模式动物赤子爱胜蚓的急性和慢性毒性，以及镍在赤子爱胜蚓体内的生物富集特性。农业部环境保护科研监测所郑宏艳等提出了农田作物重金属生物富集的“土壤重金属含量-作物特性-土壤属性”关系理论，针对土壤模式建立土壤和作物重金属含量关系模型。由此可见，二次中毒带来的影响不容忽视。

目前的相关指导文件中，有两种推荐的评估二次中毒的方法，分别是 2011 年欧盟 WFD 指导文件推荐的基于浓度的方法和 2009 年欧洲食品安全局(EFSA)推荐的基于剂量的方法。基于浓度的方法是基于鸟类或哺乳动物饮食中污染物的浓度评估其暴露风险。而基于剂量的方法中暴露毒性不是表示饮食中的浓度，而是污染物的每日剂量，剂量表示为每质量体重中污染物的每日摄入量。

本标准中，在二次毒性条件下外推基准值，优先选择以死亡、生长和生殖为终点的长期慢性毒性研究。考虑二次中毒的情况下，基于捕食者的食物中污染物浓度进行外推。

6.4 基准值的确定

6.4.1 土地利用类型

在构建场地生态安全土壤环境基准时，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，作为制定场地生态安全土壤环境基准的依据。在制定土壤环境基准时，世界发达国家如荷兰、英国、加拿大和新西兰就是考虑了不同土地利用类型进行划分的。美国 Eco-SSLs 的推导对场地土壤理化性质参数有严格要求，由于土壤理化性质的限制，在某些土壤条件和场地情况下不适合使用 Eco-SSLs，包括（但不限于）：①经常被淹没的湿地土壤或沉积物；②有机质含量>10%污水污泥改良土壤；③土壤 pH<4.0 的废弃物场地。荷兰制定参考值时主要依据人群土壤摄入率以及蔬菜消费率的差异，将土地利用类型划分为 7 种：带花园的住宅、带菜园的住宅、儿童玩耍的地方、农业用地、自然用地、公园/娱乐用地以及工业用地。之后考虑政策观点，将 7 种划分为 3 类：

自然及农业用地、住宅用地以及工业用地。英国在制定 SSVs 时没有区分不同用地类型，而是对污染场地进行了明确定义：只有在存在明显受污染的情况下，土地才会被确定为受污染土地，受体和污染物之间要有直接或间接接触的证据。加拿大土壤环境质量标准体系按不同土地利用类型划分为农业用地、居住/公园用地、商业用地和工业用地，得到的每种土地利用类型下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。

根据其他国家土地利用类型的划分以及结合我国实际，确定我国场地的土地利用类型为 3 类：住宅用地、公园用地以及商服/工业用地。鉴于居民在公园的停留时间远低于在住宅用地下的时间，因此在本标准中将对两类用地类型分别推导基准值。我国有大量的农村人口，而且城市与农村存在巨大的环境差异。王贝贝等（2014）研究发现我国城市地区居民与农村地区居民的土壤接触行为比例分别为 21.6%和 68.7%。由此可见，农村地区居民土壤接触行为是不可忽视的，因此在本项目中将住宅情景更详细地划分为城市住宅与农村住宅。城市公园经过城市规划建设，土地存在大面积硬化，其生态系统与自然绿地存在较大差异，且居民去城市公园和自然绿地的频率也存在较大差异，因此将公园用地进一步细分为自然绿地与城市公园。

6.4.2 确定生态系统保护水平

制定土壤生态安全基准时，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，加拿大四种类型土地对污染物的敏感度：农业用地 > 住宅/公园用地 > 商业用地 > 工业用地，土地利用类型保护水平设置为 75%、50%；澳大利亚四种类型土地对污染物的敏感度：城市住宅/公共开放空间 > 商业/工业用地，土地利用类型保护水平设置为 80%、60%；美国根据 10%效应浓度值（EC₁₀）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）。

本标准中，制定不同土地利用方式下生态安全土壤环境基准时，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，作为制定生态安全土壤环境基准的依据。

7. 对实施本标准的建议

（1）《场地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生态安全环境基准值的研究，为未来标准的制修订提供科学依据。

（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生态安全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）由于我国目前相关的基础研究比较薄弱，所采用生态毒性数据与外推方法多借鉴国外，建议该标准在广泛征求意见基础上修改后可先试用，在实际应用中不断完善、修订和补充。

主要参考文献

- 程金金, 宋静, 陈文超,等. 2013. 镉污染对红壤和潮土微生物的生态毒理效应. 生态毒理学报, 8(4):577-586.
- 程金金, 宋静, 吕明超,等. 2014. 多氯联苯对我国土壤微生物的生态毒理效应. 生态毒理学报, 9(2).
- 冯承莲, 赵晓丽, 侯红,等. 2015. 中国环境基准理论与方法学研究进展及主要科学问题. 生态毒理学报, 10(1):16.
- 李素珍, 闫振飞, 付卫强,等. 2019. 生态风险评估技术框架及其在环境管理中的应用. 环境工程, 37(3):6.
- 李志博, 骆永明, 宋静,等. 2006. 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. 土壤学报, 43(1):142-151.
- 骆永明, 夏佳淇, 章海波, 等. 2015. 中国土壤环境质量基准与标准制定的理论和方法. 北京: 科学出版社.
- 马瑾. 2021. 世界主要发达国家土壤环境基准与标准理论方法研究. 北京: 科学出版社.
- 宋静, 骆永明, 夏家淇. 2016. 我国农用地土壤环境基准与标准制定研究. 环境保护科学, 42(4):29-35.
- 王贝贝, 曹素珍, 赵秀阁,等. 2014. 我国成人土壤暴露相关行为模式研究. 环境与健康杂志, 31(011):971-974.
- 王小庆, 李菊梅, 韦东普,等. 2014. 土壤中铜生态阈值的影响因素及其预测模型. 中国环境科学, 34(2):445-451.
- 王小庆, 马义兵, 黄占斌. 2012. 土壤中镍生态阈值的影响因素及预测模型. 农业工程学报, 28(5):220-225.
- 吴丰昌. 2020. 中国环境基准中长期路线图, 第二版. 北京: 科学出版社.
- 颜增光, 谷庆宝, 周娟等. 2008. 构建土壤生态筛选基准的技术关键及方法学概述. 生态毒理学报, 5(3): 417-427.
- 章海波, 骆永明, 李志博,等. 2007. 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. 土壤学报, 44(2):338-349.
- 周娟, 颜增光, 蒋金炜,等. 2008. 几种典型土壤中铜对赤子爱胜蚓的毒性差异比较研究. 生态毒理学报, 3(4):394-402.
- CCME. 2006. A protocol for the derivation of environmental and human health soil quality guidelines [R]. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment.
- CCME. 2020. Ecological Risk Assessment Guidance Document. Winipe: Canadian Council of Ministers of the Environment.
- EC. 2011. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Brussels: European Commission.

- ECHA. 2014. Endpoint Specific Guidance//Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment. Helsinki: European Chemicals Agency.
- Fishwick S, 2004. Soil screening values for use in UK ecological risk assessment. Environment Agency, ISBN: 1-84432-129-0.
- ISO. 1998. Soil Quality—Effects of Pollutants on Earthworms (*Eisenia fetida*)—Part 2: Determination of Effects on Reproduction. ISO 11268-2. Geneva: International Standardization Organization.
- ISO. 1999. Soil Quality—Inhibition of Reproduction of *Collembola* (*Folsomia candida*) by Soil. ISO 11267. Geneva: International Standardization Organization.
- ISO. 2001. Soil Quality—Effects of pollutants on Enchytraeidae (*Enchytraeus* sp.)—Determinations of Effects on Reproduction and Survival. ISO/CD 16387. Geneva: International Standardization Organization.
- Leo Posthuma, Glenn W. Suter II, Theo P. 2001. Traas-Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology-CRC Press.
- OECD. 2004. Earthworm Reproduction Test (*Eisenia fetida*, *Eisenia andrei*). OECD Guidelines for the Testing of Chemicals No. 222. Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development.
- RIVM. 1998. Environmental Risk Limits in the Netherlands. Samsom: Mphen aan den Rijn: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiene.
- STM. 2002. Standard Guide for Conducting Terrestrial Plant Toxicity Tests. Designation: E 1963-98 Annual Book of Standards. West Conshohocken: American Society for Testing and Materials.
- USEPA. 1999. Screening Level Ecological Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities—Peer Review Draft. EPA530-D-99-001. Washington DC: US Environmental Protection Agency.
- USEPA. 2003b. Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels (Eco-SSLs)—Review of Existing Soil Screening Benchmarks. OSWER 92857-55. Washington DC: United States Environment Protection Agency.
- van Vlaardingen P L A, Verbruggen E M J. 2007. Guidance for the Derivation of Environmental Risk Limits within the Framework of ‘International and National Environmental Quality Standards for Substances in the Netherlands’ (INS). Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment.
- van Vlaardingen P L A, Verbruggen E M J. 2015. Guidance for the Derivation of Environmental Risk Limits Part 1. Introduction and Definitions. Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment.