

《页岩气开发地块特征污染物土壤环境生态安全阈值确定技术指南》
(征求意见稿) 编制说明

标准编制组

二〇二三年九月

目 录

1 污染场地土壤生态环境安全阈值的研究背景	1
1.1 任务来源	1
1.2 工作过程	1
2 制定污染地块土壤安全阈值的必要性	3
2.1 加强页岩气开发地块污染生态风险评估的需要	3
2.2 现存问题	3
3 阈值确定的原则和依据	5
3.1 编制依据	5
3.2 编制原则	5
4 国内外研究概况	6
4.1 生态安全阈值与环境基准	6
4.2 国外发展概况	7
4.2.1 土壤环境生态安全阈值的定名方式	7
4.2.2 各国土壤生态筛选值的发展历程	7
4.2.3 各国土壤生态筛选值的制定方法	8
4.3 国内发展概况	12
5 主要技术内容说明	14
5.1 适用范围	14
5.2 规范性引用文件	14
5.3 术语和定义	14
5.4 土壤生态安全阈值确定流程	16
6 阈值确定的技术方法	19
6.1 页岩气开发地块特征污染物暴露场景分析	19
6.2 生态受体及生态过程的筛选	20
6.3 毒性数据来源及应用	20
6.3.1 毒性数据来源	20
6.3.2 毒性数据的筛选	21

6.3.3 毒性数据的归一化处理	22
6.4 土壤环境生态安全阈值的推导	24
6.4.1 生态安全阈值推导方法	24
6.4.2 外源生态安全阈值的推导方法比较	25
6.4.3 基于 SSD 法的外源生态安全阈值推导	26
6.4.4 基于排序分布法的外源生态安全阈值推导	28
6.4.5 基于评估因子法的外源生态安全阈值推导	29
6.5 不确定分析	30
6.5.1 不确定度来源分析	30
6.5.2 不确定性数据分析	30
7 对实施本标准的建议	32
附件:	33
附件 S1 物种敏感性分布曲线拟合函数公式	33
附件 S2 中国土壤典型情景的土壤性质参数	34
附件 S3 拟合优度评价模型	37
附件 S4 页岩气开发地块特征污染物土壤环境生态安全阈值确定报告 编制大纲	38
参考文献	39

1 污染场地土壤生态环境安全阈值的研究背景

1.1 任务来源

页岩气主分布区水资源匮乏、地质条件复杂多变，开发过程不一。页岩气藏的开发过程可能会带来大量破碎岩石、含重金属矿物污泥和高盐复杂有机返排液/采出水（含大量有机化合物），已经或将造成土壤、地表水与地下水污染，其潜在生态环境风险亟待评估。但目前针对页岩气开发地块污染物的生态风险评估研究很少，开发过程产生的污染物对生态环境到底存在哪些影响、如何进行量化评估等尚未明确，也尚未建立标准化的风险评估方法，故亟待开展页岩气地块开发过程产生的污染物的生态安全阈值工作。

在国家重点研发计划项目“页岩气开采场地特征污染物筛查与污染防控”的支持下，项目组在我国典型页岩气藏开采过程中污染物的类型、特征与产生机制研究以及提出适合我国国情的页岩气藏开采场地污染风险预警与防控技术等方面开展了一系列工作，获得了大量的研究成果和资料，在此基础上，标准编制组通过进一步总结和凝练其中的相关研究成果开展了该标准的编制工作。

1.2 工作过程

2020年，针对页岩气开发地块生态风险评估工作，标准编制组提出构建页岩气开发地块特征污染物生态风险评估技术导则》（以下简称“生态风险评估技术导则”）需要解决的8个技术要点，并根据页岩气开发地块生态风险评估技术要点涉及到的阈值缺失问题，提出土壤环境生态安全阈值制定的目标和要求。

2021年，标准编制组开展《页岩气开发地块特征污染物生态风险评估技术导则》编制工作，同年12月份在中国环境科学学会团体标准立项通过；在编制《生态风险评估技术导则》的基础，梳理了土壤环境生态安全阈值确定技术方法的技术流程。

2022年，在基本明确页岩气开发地块生态风险评估技术方法的基础之上，标准编制组通过文献调研方式，基本确定页岩气开发地块特征污染物土壤环境生

态安全阈值制定的技术方法，并在我国典型页岩气开发区域选择 2 个案例地块，开展相关特征污染物的监测分析工作，并且开展其阈值的试制定以及试运用；此外，标准编制组也开展了国内外土壤生态阈值相关文献的调研，以及与土壤生态风险评估相关数据库的调研，并形成了土壤环境生态安全阈值确定的标准草案。

2023 年 3 月 2 日，在北京召开了本标准的立项评审会议，经专家组质询论证后通过立项评审。

2023 年 3 月——2023 年 8 月，标准编制组在上述工作基础之上，编制了《页岩气开发地块特征污染物土壤环境生态安全阈值确定技术指南（征求意见稿）》稿件。2023 年 8 月 25 日，在北京召开了该标准“征求意见稿”的专家论证会议，经专家质询和讨论后形成专家评审意见；标准编制组根据上述意见对稿件继续进行修改和完善，形成目前的标准“征求意见稿”。

2 制定污染地块土壤安全阈值的必要性

2.1 加强页岩气开发地块污染生态风险评估的需要

页岩气藏的开发过程可能会带来大量破碎岩石、含重金属矿物污泥和高盐复杂有机返排液/采出水（含大量有机化合物），已经或将造成土壤、地表水与地下水污染，潜在生态环境风险严重。系统地查明页岩气藏开发全流程导致的土壤-地表水、地下水污染机制，并结合我国地质背景和页岩气开发实践，对页岩气藏开发过程中产生的毒害污染物质进行有效筛查和风险评估，明确控什么、如何控，是页岩气开发地块污染防治、推进基于风险的环境管理的前提和当务之急，亟待有效的科技支撑。

从 20 世纪 90 年代起，以美国为代表的一批发达国家逐步构建了土壤生态筛选基准的框架，并颁布了一系列相关标准、导则和技术文件，并依据此方法确定了部分土壤污染物的生态筛选值。美国、加拿大和澳大利亚等国家都已经建立了各自的土壤生态安全阈值筛选方法，但我国目前在这方面的研究工作仍缺乏规范性的指导方法，尤其是针对页岩气开发地块特征污染物的土壤生态风险影响尚属于起步阶段，亟需开展其土壤生态安全阈值的制定工作，以为页岩气开发的生态风险管理提供决策支持。

2.2 现存问题

(1) 页岩气开发地块作为一类特殊的污染场地，其土壤生态安全阈值是开展此类地块生态风险评估的前提，但目前我国缺乏此类阈值标准，因此亟需开展相应的土壤生态风险阈值的制定工作。

(2) 我国目前已经发布的与土壤介质相关的风险阈值的标准几乎都是基于人群健康、农产品安全生产而建立的，与生态安全和生态质量评估相关的风险阈值标准非常缺乏。而且，我国目前适用于土壤生态风险评估的标准及其标准制定的技术方法都有限，其中生态环境部南京环境科学研究所主持编制的生态环境部标准《生态安全土壤环境基准制定技术指南(征求意见稿)》是这方面工作的指导性方法，但该标准还未正式发布，目前仅能做参考。

(3) 目前我国在水生生态安全方面已制定了一系列生态安全基准或阈值相关的标准，已具备相对成熟的阈值标准制定的技术方法，目前土壤生态安全阈值的制定方法仍要借鉴水生生物方面的技术方法。

3 阈值确定的原则和依据

3.1 编制依据

本技术指南主要引用我国一些页岩气术语定义、生态风险评估、农田土壤及建设用土壤调查及监测技术方面的标准和技术规范，包括 GB/T 41611、HJ 1231、HJ 1185、HJ 682、HJ/T 166、HJ 25.1、NY/T 395。

3.2 编制原则

(1) 以我国现行的生态环境保护法律法规、政策、条例、标准的相关规定和要求为主要依据。在我国现有的生态风险评估、土壤环境基准值指定和阈值确定的标准的基础之上，结合国外相关标准以及国内外的最新科研成果，开展本标准的编制工作。

(2) 以需求为导向。我国页岩气开发行业正在蓬勃发展，但页岩气开发过程产生的特征污染物的潜在生态风险不能忽视。由于生态安全阈值是开展生态风险评估工作的前提和基础，因此为了加强我国页岩气开发过程的生态风险评估和管控，以及结合目前生态风险评估实践的实际情况，本标准筛选具有代表性的特征污染物，对其开展阈值的推导工作。

(3) 充分吸收国内外土壤环境基准和阈值指定的成果。生态环境部南京环境科学研究所主编的《生态安全土壤环境基准制定技术指南（征求意见稿）》虽然未正式发布，但是该技术指南为一般土壤生态安全的基准值制定提供了有力的支持，也为特殊地块（如页岩气开发地块）的土壤生态安全阈值推导提供了技术支撑。

综上，在充分吸收国内外土壤环境基准以及生态安全阈值最新研究进展的基础上，针对我国典型页岩气开发地块的区域特征和环境管理需求，形成本技术标准。

4 国内外研究概况

4.1 生态安全阈值与环境基准

目前不论是国内还是国外,对环境基准制定方法的标准及相关技术规范相对比较完备,且这方面的文献报道也比较多;但环境安全阈值制定方面的技术规范和文献资料就比较缺乏。这两者之间既有区别,又有紧密的联系,因此在研究土壤环境生态安全阈值制定方法的时候,可以参考借鉴或引用环境基准制定的方法。

(1) 概念区别

生态安全阈值指的是环境中某种物质或环境因素的安全水平,即在该水平下,该物质或环境因素对生态系统没有危害。环境安全阈值的确定通常需要考虑生态系统的保护等方面。

环境基准是指环境中某种物质的背景水平或安全限值。环境基准通常是基于科学研究和实验结果,通过评估人体健康和生态系统的风险,确定的一些参考值,用于监测环境中某种物质的污染情况。

(2) 制定的目的不同

生态安全阈值的主要目的是为了确保环境中某种物质或环境因素的安全性,以保护生态系统的完整性。而环境基准的主要目的是为了监测和评估环境中某种物质的污染情况,以便采取措施来防止或减轻污染的影响。

(3) 应用不同

生态安全阈值通常适用于环境中各种化学物质和物理因素,如土壤中的重金属、大气中的污染物、噪声、电磁辐射等。而环境基准通常适用于环境中的污染物,如土壤和水中的有毒物质和污染物。

(4) 土壤环境基准值和土壤环境生态安全阈值确定方法的区别

土壤环境基准值是指在没有受到人类活动干扰的情况下,某种物质在土壤中的天然存在水平。确定土壤环境基准值的方法通常是通过采集和分析大量天然土壤样本来确定该物质在土壤中的背景水平,考虑该物质的来源、地质背景、气候条件和土壤类型等因素,综合评估得出的参考值。

而土壤环境生态安全阈值是指某种物质在土壤中的允许含量,超过该含量可

能对生态环境造成危害。通常情况下，土壤环境生态安全阈值是根据该物质的毒性数据、暴露途径和生态效应等综合因素确定的。确定土壤环境生态安全阈值的目的是为了评估土壤中某种物质的污染程度，进行土壤污染生态风险评估，并制定相应的管理和修复措施。

因此，土壤环境基准值的确定是为了建立一个合理的参考标准，而土壤环境生态安全阈值的确定则是为了评估土壤污染程度并制定相应的管理和修复措施。

4.2 国外发展概况

4.2.1 土壤环境生态安全阈值的定名方式

各国对土壤环境生态安全阈值的定名方式各不相同，如土壤生态筛选值、土壤质量指导值、土壤质量目标值、土壤生态调查值、土壤预警值、毒性参考值等；其中应用比较多的定名方式如美国和英国使用的土壤生态筛选值。

土壤生态筛选值是指为了对陆地生物及关键生态功能提供适当的保护而制定的土壤中浓度限值，污染物浓度一旦超过此值，需取进一步的风险评价行动或污染控制。与传统的土壤环境质量标准不同，基于风险的土壤生态筛选值更加强调土壤性质分异、元素形态分布差异与污染物生物有效性变异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（SSD）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。

4.2.2 各国土壤生态筛选值的发展历程

美国鱼类与野生动物保护局（U.S. Fish Wild life Service）是最早编制土壤生态筛选值的机构之一，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（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。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估。

加拿大环境部长委员会于1996年发布了推导土壤质量指导值的方法学草案（CCME, 1996），后经多次修订形成了当前的土壤质量指导值（2007年为最新版），这些指导值综合考虑了对生态受体和人体健康的保护，并针对农业、住宅与公园、商业和工业用地设定了不同的指导值。荷兰在20世纪80年代就公布了A、B、C3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。

此外，澳大利亚、德国、芬兰、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筛选值。

4.2.3 各国土壤生态筛选值的制定方法

土壤直接接触是土壤生态筛选值制定的最重要暴露途径，通常根据单一污染物和单一物种的生态毒理实验获得毒性数据，采用生态风险评估的外推方法制定筛选值。各国土壤生态筛选值制定考虑的关键受体和暴露途径如表4.2-1所示。

表 4.2-1 各国土壤生态筛选值制定考虑的关键受体和暴露途径
(李勛之等, 2022)

国家 ¹⁾	土壤直接接触途径	土壤和食物摄入途径	土壤-地下水途径
美国	Eco-SSL _{植物}	植物	—
	Eco-SSL _{无脊椎动物}	无脊椎动物	—
	Eco-SSL _{哺乳动物}	—	哺乳动物
	Eco-SSL _{鸟类}	—	鸟类

英国	SSV	植物、无脊椎动物和微生物主导的生态功能	野生生物（哺乳动物和鸟类）	—
荷兰	MV	植物、无脊椎动物和微生物主导的生态功能	野生生物（哺乳动物和鸟类）	—
	IV			
加拿大	SQG _{农用地}	微生物（营养和能量循环）、无脊椎动物、植物/作物和牲畜/野生动物	食草动物（初级消费者）和食肉动物（次级或三级消费者） ²	牲畜、作物（灌溉）和淡水生物
	SQG _{居住用地/公园}	微生物（营养和能量循环）、无脊椎动物、植物和野生动物	食草动物（初级消费者）和食肉动物（次级或三级消费者） ³	淡水生物
	SQG _{商业用地}		—	
	SQG _{工业用地}		—	

注：1) Eco-SSL_{植物}、Eco-SSL_{无脊椎动物}、Eco-SSL_{哺乳动物}和 Eco-SSL_{鸟类}分别表示保护植物、无脊椎动物、哺乳动物和鸟类的土壤生态筛选值；SSV 表示英国土壤生态筛选值；MV 和 IV 表示荷兰最大值和干预值；SQG_{农用地}、SQG_{居住用地/公园}、SQG_{商业用地}和 SQG_{工业用地}分别表示农用地、居住/公园、商业和工业用地的土壤质量指导值。

2) 仅当土壤污染物具有潜在生物累积或生物放大特性时，加拿大农用地的土壤 SQG 推导才考虑食肉动物等次级或三级消费者的土壤和食物摄入途径。

3) 仅当土壤污染物具有潜在生物累积或生物放大特性时，加拿大居住用地/公园的土壤 SQG 推导才考虑食草动物等初级消费者和食肉动物等次级或三级消费者的土壤和食物摄入途径。

目前国际上构建土壤生态筛选值的基本过程包括毒性数据的收集与质量评估、适用数据的选择、数据外推与阈值估算（包括基于分布的方法、评估因子法和平衡分配法等）和筛选值的最终确立这 4 大步骤：

（1）毒性数据的收集与质量评估：可从毒性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。

（2）适用数据的选择：在毒性数据的选择上，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，例如美国环保局设置了 10 条选择数据的标准(表 4.2-2)，并根据毒性数据的质量进行评分(USEPA,2003)；而欧盟推荐使用归一化的方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的比较与分析。

**表 4.2-2 美国环保局评价植物和土壤无脊椎动物毒性数据的标准
(USEPA,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指南文件的要求, 或是没有标准化的指南文件时对照组的的结果在可以接受的范围之内	2分
	b.没有给出对照组的的结果或结果不明确	1分
	c.对照组的的结果不在可以接受的范围之内	0分
6.慢性毒性或生活史试验	a.慢性毒性试验	2分
	b.急性毒性试验	1分
	c.极短期的暴露试验	0分
7.污染土壤制备过程与要求	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
	c.实验过程没有详细描述且无法反推	0分
8.剂量—反应关系	a.EC10 和 EC20 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

数据评价标准	评分依据与方法	得分
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
	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
10.受试生物的来源	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

(3) 数据外推与阈值估算: 毒性数据的外推过程是制定土壤生态筛选值的重要步骤, 目前欧盟和美国主要采用以下 3 种方法来推导产生土壤生态筛选基准值。

①基于分布的方法: 基于分布的方法通过绘制统计分布图或排序分布图来选择特定的百分位点或截取点作为筛选值, 该方法全面考虑并充分利用了筛选得到的所有有效数据, 并在选定截取点时提供了统计学上的置信度, 是目前建立土壤生态筛选基准最理想的方法, 但其需要有健全的毒性数据作支撑, 通常需要有 10 套以上的数据才具有统计学意义。例如: 美国毒性数据排序频率分布法、物种敏感性分布法 (SSD 法) 等。

②评估因子法: 评估因子法是将选出的最低报道毒性值除以一个不确定因子或安全系数来求解污染物的生态筛选值的一种方法。评估因子法所用的毒性数据通常为室内试验所获得的最低明确效应浓度, 评估因子的取值范围根据科学经验及专业判断来确定。该方法简单易懂, 但该方法评估因子选择更多的是出于谨慎原则, 并非基于详尽的生态毒理知识来进行选择, 无法体现生物的有效性。

③平衡分配法: 平衡分配法是指在严重或完全缺失陆地生态毒性数据的情况下, 可借助水生生态毒性数据, 按照污染物在土壤固体与土壤孔隙水之间的平衡分配理论进行适当的数据转换, 建立土壤生态筛选基准值。但该方法等同于水体

污染暴露的假设并不能完全代表土壤污染物的真实暴露情景，因此其通常会低估土壤生物对污染物的摄入量，基于该方法的生态阈值往往与实际基于陆生生物的毒性数据构成的生态基准值差距过大，一般不会用做构建污染物的土壤生态筛选值。

在具体制定过程中，各国在毒性数据选择、外推方法使用和筛选值确定等存在差异，如下表 4.2-3 所示：

表 4.2-3 各国土壤生态筛选值的推导方法

国家	毒性数据	外推方法	筛选值确定
美国	Eco-SSL _{植物} Eco-SSL _{无脊椎动物} EC ₂₀ 、MATC 和 EC ₁₀	几何均值法	
英国	SSV NOEC、EC ₁₀ 和 E(L)C ₅₀	物种敏感性分布法 (SSD)、评 估因子法 (AF)	PNEC (HC ₅)
荷兰	MV IV NOEC、EC ₁₀ 和 E(L)C ₅₀	物种敏感性分布法 (SSD)、评 估，因子法 (AF) 和平衡分配法	HC ₅ 和 HC ₅₀ 的几何均值 (约 HC ₂₀) HC ₅₀
加拿大	SQG _{农用地} SQG _{居住用地/公园} SQG _{商业用地} SQG _{工业用地} EC ₂₅ 、LOEC 和 E(L)C ₅₀ EC ₂₅ 、LOEC 和 E(L)C ₅₀	证据权重法 (EC ₂₅ 分布法)、最 低效应浓度法和中位效应法 (最 小值) 证据权重法 (EC ₂₅ 分布法) 和最 低效应浓度法 (几何均值)	25% 百分位值 50% 百分位值

(4) 筛选值确立

若法规管理部门人为根据毒性数据推算出来的基准值存在过度保护或保护不足等问题，或是不符合现实条件（如低于当地的背景值）和不具有可操作性（低于现时的检测限），可根据同行评议或专家建议对筛选值进行最后的修订和校验，即通过增加或撤消某些评估因子来获得更加合理有效的保护值，并作为最终的筛选基准。

4.3 国内发展概况

我国土壤环境标准工作最早开始于上世纪七十、八十年代的农业环境质量普查评价、土壤环境容量的临界含量和土壤环境背景值等相关研究，在上述研究基础上，我国制定了《土壤环境质量标准》(GB15618—1995)。其中，一级标准（背景值）采用地球化学法，根据土壤中元素的地球化学含量状况和分布特征制定：

二级和三级标准采用生态环境效应法，规定了保护农产品质量、农作物生长、土壤生态（生化指标和微生物指标）和水环境安全的土壤中污染物最大允许含量。

然而，目前标准制定的试验和推导方法与国际土壤筛选值存在较大差异，应考量以保护直接接触毒性和二次毒性的陆生生态土壤环境基准为基础。在为满足农用地土壤污染风险管控的需要制定的《GB15618—2018 土壤风险管控标准》中，采用了国际生态风险评估方法的 SSD 法推导了 Ni 的土壤风险筛选值。除此之外，我国目前仅颁布《种植根茎类蔬菜的旱地土壤镉、铅、铬、汞、砷安全阈值》（GB/T 36783-2018）、《水稻生产的土壤镉、铅、铬、汞、砷安全阈值》（GB/T 36869-2018）等不多的相关土壤安全阈值标准，而且尚缺乏相关有机污染物的土壤风险筛查值。因此，构建我国土壤生态风险评估框架，保护陆生生态的土壤环境基准还需更多的化学有机物质、重金属等物质的基准确定。

近年来，我国陆续发布了《中华人民共和国土壤污染防治法》《十四五土壤、地下水和农村生态环境保护规划》《国家环境基准管理办法（试行）》等法律法规，以期加强我国生态环境基准工作。然而，由于我国土壤生态毒理研究起步较晚，保护陆生生态的土壤基准和阈值研究所需的毒性数据相对匮乏。

土壤生态安全阈值是土壤污染生态风险初步识别与筛选的环境管理工具，然而我国尚未构建本土化的土壤生态风险评估框架体系，目前我国针对自有物种开展的生态毒理研究还相对不足，在代表性物种毒性数据的选择上还是参考国外的毒性数据为主，还需在毒性数据选择的方法与标准上多方权衡、综合考虑，例如在制定土壤生态安全阈值时同时利用了植物土壤无脊椎动物、土壤微生物、部分高等动物的毒性参数以及将土壤微生物纳入其中。还可制定过程中考虑覆盖不同营养级的生物的毒性参数。

5 主要技术内容说明

5.1 适用范围

本文件规定了页岩气(页岩油)开发地块土壤环境生态安全阈值确定的程序、方法与技术要求。

本文件适用于我国页岩气(页岩油)开发地块及其周边区域特征污染物的土壤环境生态安全阈值的制定。

本文件不适用于致病性生物、放射性物质以及其他物理性污染(如噪声、热污染)的土壤环境生态安全阈值的确定。

5.2 规范性引用文件

本技术指南主要引用我国一些页岩气术语定义、生态风险评估、农田土壤及建设用地土壤调查及监测技术方面的标准和技术规范,包括 GB/T 41611、HJ 1185、HJ 1231、HJ 25.1、HJ 682、HJ/T 166、NY/T 395。

5.3 术语和定义

1 页岩气 shale gas

以游离态、吸附态为主,少量溶解态,赋存于富有机质页岩层段中的天然气。

注:一般具有自生自储、大面积连续分布、储层低孔低渗、单井无自然产能或低产,需通过增产改造才能获得工业气流等特点。

[引用自 GB/T 41611 页岩气术语和定义]

2 井场 well site

页岩气单井、平台井生产设施的场所。

[引自 GB/T 41611 页岩气术语和定义]

3 页岩气开发地块 shale gas development plots (自定义)

指页岩气开发矿权区域。

注:我国页岩气开发涉及污染生态影响的主要有两类:其一为页岩气生产平台,一般每

个平台 3~6 口井，甚至更多；其二为页岩气开发矿权区域，上述的生产平台均分布在该区域内，平台间距在 5 公里左右。本文件规定的页岩气开发地块属于第二种情况。

4 地块生态风险评估 ecological risk assessment for land for construction

对地块各环境介质中的污染物危害动物、植物、微生物和其他生态系统过程与功能的概率或水平与程度进行评估的过程。

[引用自 HJ 682 建设用地土壤污染风险管控和修复术语]

5 土壤环境背景含量 environmental background concentration of soil

一定时间条件下，仅受地球化学过程和非点源输入影响的土壤中元素或化合物的含量。

[引用自 HJ 1185—2021 区域性土壤环境背景含量统计技术导则（试行）]

6 土壤环境生态安全阈值 soil ecological safety threshold, EST（自定义）

保证页岩气开发地块及周边生态受体安全的土壤中污染物的最大允许含量。

7 敏感受体 sensitive receptor

受地块污染物影响的潜在生物类群中，对污染物反应最敏感的受体。

[引用自 HJ 1231 土壤环境 词汇]

8 x% 效应浓度 effect concentration for x% effect, EC_x

与对照相比，在给定暴露期内对给定终点产生 x%影响的某一受试物质的浓度。

[引用自 HJ 1231 土壤环境 词汇]

9 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。

[参考《生态安全土壤环境基准制定技术指南(征求意见稿)》]

10 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。

[参考《生态安全土壤环境基准制定技术指南(征求意见稿)》]

11 风险商 risk quotient, RQ

风险商通常用于对某个单一化合物进行毒性效应评估，其计算方式是通过实

际检测或者利用模型预测出的环境中该化合物的浓度与表明此物质胁迫程度的毒理数值相比，得到风险商值（RQ）。

[引自 T/CSES 23-2021 水环境激素类化学污染物生态风险评估技术]

12 物种敏感度分布 species sensitivity distribution, SSD

描述不同物种由于生活史、生理构造、行为特征和地理分布等的不同，对某一污染物的敏感性差异遵循的概率分布规律。

[引自 HJ 831—2022 淡水生物水质基准推导技术指南]

13 不确定性分析 uncertainty analysis

对风险评估过程的不确定性因素进行综合分析评价。

[引用自 HJ 1231 土壤环境 词汇]

表 5.3-1 术语来源信息表

术语名称	来源标准	标准编号
页岩气	《页岩气术语和定义》	GB/T 41611-2022
井场	《页岩气术语和定义》	GB/T 41611-2022
地块生态风险评估	建设用地土壤污染风险管控和修复术语	HJ 682-2019
土壤环境背景含量	区域性土壤环境背景含量统计技术导则（试行）	HJ 1185—2021
敏感受体	土壤环境 词汇	HJ 1231-2022
x% 效应浓度	土壤环境 词汇	HJ 1231-2022
x%危害浓度	参考《生态安全土壤环境基准制定技术指南(征求意见稿)》	/
无观察效应浓度	参考《生态安全土壤环境基准制定技术指南(征求意见稿)》	/
风险商	水环境激素类化学污染物生态风险评估技术	根据 T/CSES 22-2021 修改
物种敏感度分布	淡水生物水质基准推导技术指南	HJ 831—2022
不确定性分析	土壤环境 词汇	HJ 1231-2022
页岩气开发地块	自定义	
土壤环境生态安全阈值	自定义	

5.4 土壤生态安全阈值确定流程

本标准阈值推导采用外源生态阈值结合土壤背景值方法，即生态阈值=外源

生态阈值+土壤背景值。

外源生态安全阈值确定程序主要参考生态环境部南京环境科学研究所正在编制的《生态安全土壤环境基准制定技术指南（征求意见稿）》中的基准制定的技术方法。

页岩气开发地块特征污染物土壤环境生态安全阈值的确定主要包括以下步骤：

- （1） 分析页岩气开发地块特征污染物的土壤环境暴露场景；
- （2） 确定需要保护的生态受体和生态过程及其暴露途径；
- （3） 有效毒性数据的获取及筛选以及土壤污染物背景含量获取；
- （4） 阈值推导方法的比较选择及确定；
- （5） 阈值的推导；
- （6） 阈值的确定及其不确定度分析；
- （7） 阈值的审核。

页岩气开发地块特征污染物土壤环境生态安全阈值的制定技术流程如图 5.4-1 所示：

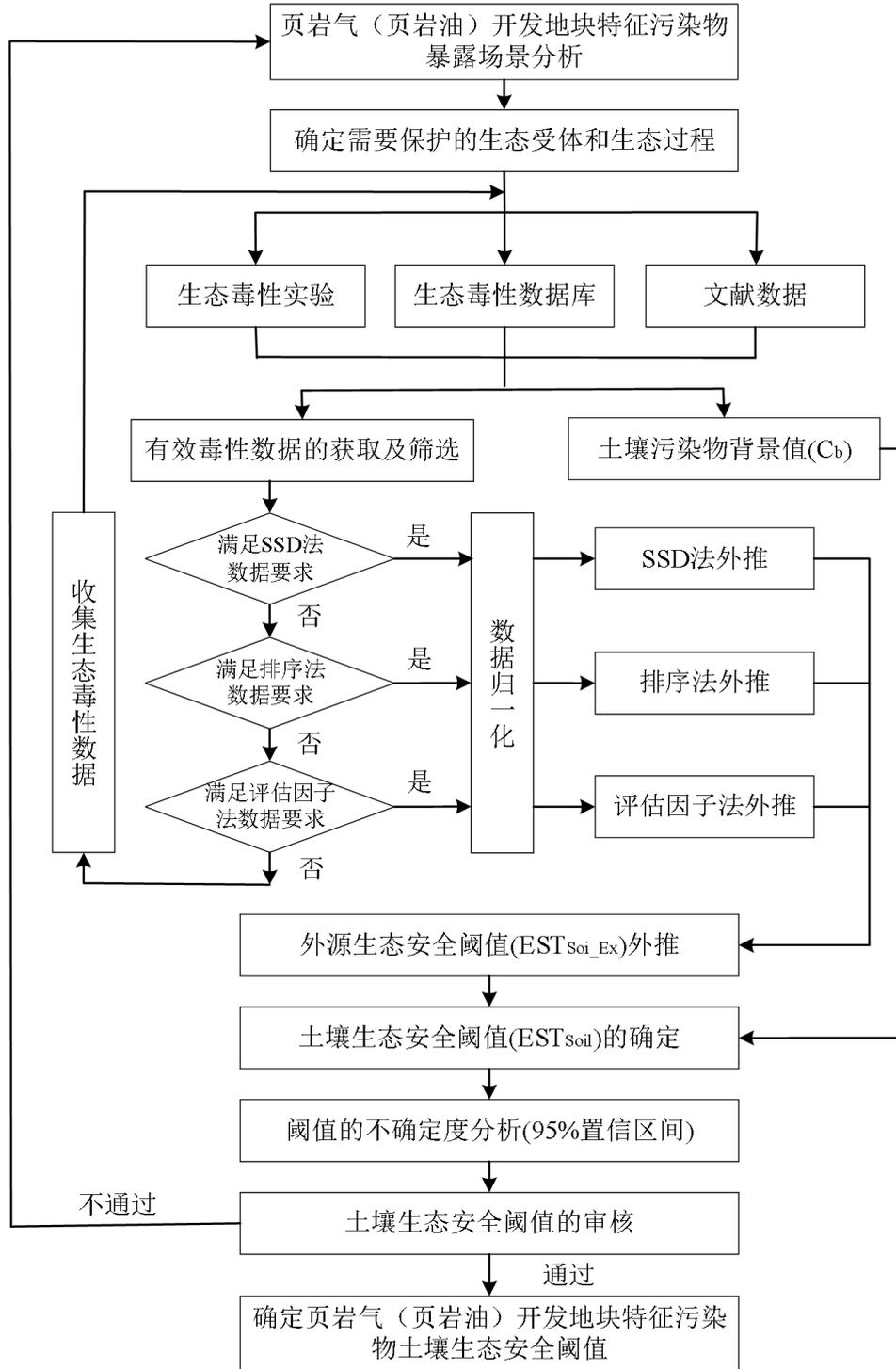


图 5.4-1 土壤生态安全阈值制定技术流程

6 阈值确定的技术方法

6.1 页岩气开发地块特征污染物暴露场景分析

土壤环境暴露场景构建是页岩气开发地块特征污染物生态安全阈值推导的关键点之一，其暴露场景分析需要考虑以下几个方面：与土壤污染相关的环境介质及其在页岩气开发过程中的产生环节、土壤环境高关注污染物的筛选、土壤环境暴露途径及其关键受体分析、污染物暴露方式及其土壤环境背景值确定等。

根据我国川南地区页岩气开发的实际情况分析来看，我国页岩气开发各工程阶段（井场建设、钻井、压裂试气、采气、集输等）产生的污染介质及其所含污染物类型非常复杂，因此应从污染介质特征和化学物质生态毒性效应等方面筛选优先关注的特征污染物，并进一步分析其土壤环境暴露场景，具体如下：

（1）与土壤环境污染密切相关的污染介质主要为废水和固体废弃物。废水主要包括钻井废水、洗井废水、压裂返排液以及废水处理站的尾水等；固体废弃物主要包括钻井岩屑、水基岩屑、油基岩屑、清管废渣和污水处理站污泥等。

（2）钻井工程中发生的钻井液泄漏（一开至三开钻井）、洗井废水泄漏（洗井），测试工程中发生的压裂返排液泄漏（射孔压裂），以及井场平台废水池或废水处理站发生的废水泄漏（包括管道跑冒滴漏、池底底部出现裂缝）等情景时，则会对地块及其周边土壤造成污染。水基岩屑和油基岩屑等固体废弃物产生量大，处理成本高，堆存、转运和处理处置过程对土壤及地下水都具有潜在威胁。作业事故引发的溢流井喷等事故工况则会给土壤环境带来很大的生态风险。

（3）页岩气开发使用的钻井液、压裂返排液等添加种类繁多的化学药剂（石油烃类、重金属、无机盐、杀菌剂、高分子有机化合物），且地层地球化学物质（无机盐、重金属等）也会被钻井液或压裂返排液带出地表。目前，受关注的污染物种类主要有以下几种：季铵盐类化合物、非离子表面活性剂、芳烃化合物、重金属、高含量无机盐。结合污染物生态毒理效应研究结果，优先关注的特征污染物包括多环芳烃、重金属（Ba, As, Pb, Tl, Cd）、壬基酚、邻苯二甲酸酯等。

（4）土壤环境污染物的关键受体根据暴露途径分成土壤直接接触、土壤和食物摄入、土壤-地下水迁移3类。土壤直接接触途径是土壤环境生态安全阈值

确定的主要暴露途径，并以陆生植物（生产者）、无脊椎动物（消费者）和土壤微生物（分解者）及其主导的生态功能作为该途径的关键受体。

（5）由于各个井场产生的污染介质中化合物成分复杂且差异很大，因此，开展特征污染物生态安全阈值推导时仅考虑其本身的生态毒性效应，不考虑与其他化合物的复合污染毒性效应。

（6）部分特征污染物在页岩气开发区域土壤环境中具有一定的背景值，因此推导土壤环境生态安全阈值时（尤其是采用本土关键物种时），需要考虑叠加土壤环境背景值。

6.2 生态受体及生态过程的筛选

以保护页岩气（页岩油）开发地块土壤环境及周边自然保护地和农田生态系统为主，其关键受体包括陆生植物（生产者）、无脊椎动物（消费者）和土壤微生物（分解者）及其主导的生态功能。制定土壤生态安全阈值需包含但不限于如下类型的重要土壤生态受体和生态功能：

（1）陆生植物，如农作物和需要保护的野生植物等，需保证每种陆生植物物种的毒性数据量大于等于 3 个；优先选择植物生长（生物量、出苗率、芽长、根伸长和产量）等指标。

（2）土壤无脊椎动物，如蚯蚓、跳虫、螨虫、线虫等，需保证每种土壤无脊椎动物的毒性数据量大于等于 2 个；优先选择繁殖（如产卵数量、繁殖率和成熟率等）和生长（体长、生物量和生长率等）等指标。

（3）土壤微生物和微生物主导的土壤生态过程，如微生物生物量、土壤呼吸作用、土壤硝化作用、矿化作用、土壤酶活性等，需保证每种土壤微生物和微生物主导的土壤生态过程的毒性数据量大于等于 3 个。

6.3 毒性数据来源及应用

6.3.1 毒性数据来源

对于物种毒性数据可通过土壤生态毒性实验，以及各种毒性数据库和公开发表的文献等各种权威来源。

常用的毒性数据库如下所示：

- (1) 欧洲化学品管理局 (ECHA) 的国际统一化学品信息数据库 (IUCLID)：Home-ECHA (europa.eu), <https://iuclid6.echa.europa.eu>;
- (2) 荷兰国立公共卫生与环境研究所 (RIVM) 的“生态毒理风险评价数据库”：<http://www.e-toxbase.com>;
- (3) 美国国立医学图书馆 (NLM) 建立的 TOXLINE 毒理学数据库：<https://toxnet.nlm.nih.gov/newtoxnet/toxline.htm>;
- (4) 美国环保署建立的 ECOTOX 毒性数据库: ECOTOX|Search(epa.gov), <https://cfpub.epa.gov/ecotox>;
- (5) Elsevier 公司的“ECOTOX-CD”，<https://www.elsevier-ecotox.com>;
- (6) 中国科学院南京土壤研究所建立的场地土壤污染物环境与毒性基础数据库等。

当毒性数据不能满足特征污染物生态安全阈值推导的最低数据要求时，应开展相应的生物毒理学实验以补充相关毒性数据；补充试验应充分考虑本土关键物种为受试对象。

6.3.2 毒性数据的筛选

从毒性数据库或者文献资料中获取的毒性数据的筛选应遵循可靠性、丰富性、实用性的原则，包括但不限于以下要求：

- (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），并可根据剂量-效应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 pH 值、有机质含量 (OC) 和阳离子交换量 (CEC) 等；
- (4) 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；
- (5) 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。

6.3.3 毒性数据的归一化处理

应用 SSD 法等推导土壤污染物生态安全阈值的过程中，由于研究区域空间异质性高，土壤理化性质及其他环境条件也存在一定的差异，因此需要确定土壤标准情景、并对毒理学数据进行归一化（我国农用地土壤四种典型情景土壤性质参数如 6.3-1 所示）。通过数据归一化处理，降低土壤理化性质及其他环境条件对污染物生态毒性作用的影响，使得推导得出的土壤污染物生态安全阈值更真实、科学。

表 S1 中国农用地土壤四种典型情景的土壤性质参数

土壤类型	pH	CEC (cmol · kg ⁻¹)	OC (%)	Clay (%)
酸性土壤	5.0	10	1.0	55
中性土（包括水稻土）	7.0	15	1.5	35
碱性土	7.5	25	3.0	35
石灰性土	8.5	10	1.0	20

建议将获得数据进行整理，单位统一，在采用 SSD 法等拟合不同生态受体或生态过程的毒性效应参数（优先选用 EC₁₀，其次 NOEL/LOEL）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统一的土壤性质条件下（我国典型土壤情景的理化性质参数参考附录 S2）。归一化方式包括多元线性归一化和种间外推归一化。

（1）自然生态环境土壤特征污染物数据归一化

自然生态环境土壤特征污染物数据归一化采用种间外推归一化法，即以生物分类学相近的物种建立的回归模型为基础，数据按下列公式进行归一化：

$$EC_{x_std} = EC_{x_p} \cdot 10^{\left[a \cdot (pH_{std} - pH_p) + b \cdot \left(\frac{OC_{std}}{OC_p} \right) + c \cdot \left(\frac{CEC_{std}}{CEC_p} \right) \right]}$$

式中：EC_{x_std}——标准土壤条件下的 x% 效应浓度；

pH_{std}——标准土壤条件下的土壤 pH；

OC_{std}——标准土壤条件下的土壤有机质含量；

CEC_{std}——标准土壤条件下的土壤阳离子交换量；

EC_{x_p}——实验土壤条件下的 x% 效应浓度；

pH_p——实验土壤条件下的土壤 pH；

OC_p——实验土壤条件下的土壤有机质含量；

CEC_p ——实验土壤条件下的土壤阳离子交换量。

注：1) 若无法从数据库和文献资料中获得足够数量的 EC_{10} 毒性数据，则可利用具有明显剂量效应关系的原始数据通过合适的方法推导出 EC_{10} 。

(2) 农用地土壤特征污染物数据归一化

对于农用地土壤特征污染物的数据归一化处理，在有多个与土壤性质相对应的物种毒性数值时，且有足够的数据建立自身的回归模型，可利用多元线性归一化法将毒性参数值归一化到统一的土壤条件下，如公式 (2) 所示：

$$\log(EC_x) = a \cdot \log(pH) + b \cdot \log(OC) + c \cdot \log(CEC) + d$$

式中， EC_x —— $x\%$ 效应浓度；

a 、 b 、 c 、 d ——回归模型参数；

pH ——供试土壤 pH 值；

OC ——供试土壤有机质含量；

CEC ——供试土壤阳离子交换量。

(3) 土壤特征污染物数据归一化取值原则

① 对采用同一物种和同一供试土壤获得的同一测试终点的毒性数据，取几何平均值；

② 对采用同一物种和同一供试土壤获得的不同测试终点的毒性数据，取最小值；

③ 对采用同一物种和不同供试土壤获得的同一测试终点的毒性数据，取最小值。

④ 微生物生态过程描述了整个微生物群落执行一个生态功能的能力，可能由一个以上的物种执行，因此，针对其生态过程毒性数据：①对采用同一供试土壤获得的同一生态过程的毒性数据，取几何平均值；②对采用不同供试土壤获得的毒性数据，不作处理。

⑤ 上述归一化模型（公式 (1) 和公式 (2)）通过土壤性质对各污染物的生态毒性数据进行预测，并与实测值进行比较，验证回归模型的合理性；合理性判断可根据决定系数 (R^2) 和 p 值大小进行判断（见附录 S3）。其中，公式 (1) 和公式 (2) 中 OC 和 CEC 是选择其一或者全部选择应根据回归模型的合理性结果进行判别。

6.4 土壤环境生态安全阈值的推导

6.4.1 生态安全阈值推导方法

土壤生态安全阈值是指土壤生态系统的—个关键特征，它反映了土壤系统在不同干扰或压力下能够承受的最大或最小值。土壤生态阈值的确定是通过对土壤生态系统响应不同干扰或压力的研究来完成的。以下是一些确定土壤生态安全阈值的方法：

1) 实验研究：通过对土壤生态系统在不同干扰或压力下的实验研究来确定阈值。

2) 模型模拟：利用数学模型或计算机模拟来研究土壤生态系统响应不同干扰或压力的情况，以确定阈值。

3) 统计分析：通过对不同区域或样点的土壤质量、生物多样性等指标的调查和分析，来确定阈值。

需要注意的是，确定土壤生态阈值是一个复杂的过程，需要综合考虑不同的因素和条件。不同的研究方法和—技术可以互相印证和补充，来提高阈值的可靠性和准确性。

本标准规定的页岩气开发地块特征污染物土壤环境生态安全阈值的阈值推导采用外源生态安全阈值结合土壤环境背景含量方法，如下式：

$$EST_{Soil} = EST_{Soil_Ex} + C_b$$

式中， EST_{Soil} ——页岩气开发地块特征污染物土壤环境生态安全阈值；

EST_{Soil_Ex} ——推导的外源生态安全阈值；

C_b ——土壤环境背景含量。

开展土壤环境生态安全阈值推导时，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 EST_{Soil_Ex} 值，根据优先顺序依次选择 SSD 法、排序分布法、评估因子法。其中，采用排序分布法和评估因子法是为了在必要时制定特征污染物的土壤生态安全阈值的临时值，待毒性数据量足够时，仍需按照 SSD 外推法对阈值进行修订。

C_b 值可采用现有的文献资料数据，或根据实际情况需要开展土壤环境背景含量调查分析（按 HJ 1185 技术导则要求执行）。当土壤环境背景中不存在某污

染物时该参数为 0。

土壤环境生态安全阈值的制定主要是为了保护页岩气开发地块及周边自然生态保护地和农用地等 95%的生物物种和生态过程，因此采用 SSD 法制定时以 HC₅ 作为危害浓度，或采用排序分布法制定时以 5%分布预测值作为危害浓度。

6.4.2 外源生态安全阈值的推导方法比较

由于土壤生态系统的复杂性，不同土壤生物对污染物的敏感性和毒性响应存在较大差异，故而推导土壤生态安全阈值应以保护直接接触途径的土壤生物为首要保护目标。土壤生态安全阈值的制定依赖污染物的生态毒性数据，将个体或生化水平的毒性响应外推至土壤生态系统（种群或群落水平）是关键。表 6.4-1 所示的为不同外源土壤生态安全阈值的推导技术方法。

表 6.4-1 常用生态阈值确定方法及优缺点

生态阈值确定方法	优点	缺点	适用性
评估因子法	综合考虑不同因素对土壤生态系统的影响	对评估因子的选择和权重的确定存在主观性	可以在数据不充分的情况下进行预测和评估
排序分布法	简单易行，不需要大量的数据和复杂的模型；可以将样本数据按照大小排序，直接确定阈值。	可能会受到异常值的影响	已有大量的土壤样本数据
物种敏感性分布法	易于理解、模型结果的不确定性较小	无法充分表示有害物质在种群和区域水平的实际效应	生态基准阈值的统计推断
局部加权回归散点平滑法	简单、直观	阈值不显著时，阈值位置估计不准确；如果有多个阈值时，小阈值容易被忽略	数据集初步阈值判断
分段回归	机理简单，易于理解	需要预先使用平滑散点图预估断点数量	连续阈值的统计推断
高斯模型	通过一元二次拟合曲线与高斯模型的转换关系求解高斯回归方程参数，转换关系简单	只适用于补给-压力式驱动-响应关系概念模型	物种和环境胁迫因子的阈值分析
跃迁式阈值检测软件	输入数据直接得出结果，操作简单；对单项指标进行分析，对控制和管理策略制定	内部计算过程不能修改，仅分析单个环境因素，忽略了生态系统的	跃迁式阈值概念模型

	具有可操作性	整体性	
指示种阈值分析 (TITAN)	纳入多个物种, 能确定生态群落阈值	违反统计假设, 导致阈值估计有偏差	水生态群落
系统动力学仿真模型	通过仿真模型可以计算多个阈值	模型误差和不确定性的处理上尚存在不足	社会-生态系统

因此, 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, 本标准推荐的土壤外源生态安全阈值 (EST_{Soi_Ex}) 的外推方法按照优先次序可选择:

(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估算 EST_{Soi_Ex} 。

(2) 当数据类型和质量不符合 SSD 法要求但符合排序分布法的要求时, 可采用排序分布法估算预测无效应浓度 EST_{Soi_Ex} 。

(3) 当生物种类和营养级别单一, 毒性数据为 $L(E)C_{50}$ 或 NOEC 且生态毒性数据量较少 (不足 10 个) 时, 可采用评估因子法 (assessment factor, AF) 进行毒性数据外推, 以便在必要时制定污染物的土壤生态安全阈值的临时值, 待毒性数据量足够时, 仍需按照 SSD 外推法对阈值进行修订。

土壤生态安全阈值的制定主要是为了保护页岩气开发地块周边的自然生态保护地以及农用地等 95% 的生物物种和生态过程, 因此采用 SSD 法制定时以 HC_5 作为危害浓度, 或采用排序分布法制定时以 5% 分布预测值 ($ESSD_{10}$) 作为危害浓度。

6.4.3 基于 SSD 法的外源生态安全阈值推导

采用 SSD 法推导土壤环境生态安全阈值的主要步骤包括: 收集和筛选物种的毒性数据; 将生物毒性数据以大小排列的分位数作图; 选定某一特定分布对这些数据进行参数拟合; 通过拟合优度评价确定 SSD 曲线。基于 SSD 法的外源生态安全阈值推导的毒性数据需要满足以下要求。

(1) 受试物种的选择

对于受试物种的选择, 优先选择国内外土壤质量评价生物学方法中涉及的模式生物。对于陆生植物, 优先选择植物生长 (生物量、出苗率、芽长、根伸长和产量) 等指标; 对于土壤无脊椎动物, 优先选择繁殖 (如产卵数量、繁殖率和成

熟率等)和生长(体长、生物量和生长率等)等指标;对于微生物及其主导的生态过程,优先选择呼吸作用、硝化作用等功能性指标和脲酶、磷酸酶、脱氢酶和淀粉酶等土壤酶活。

为保证 SSD 法在建立土壤生态阈值中的准确性和科学性,对于物种的毒性数据的筛选原则是选择生态环境中的代表性物种,即能够代表生态系统的不同营养级、营养类型。SSD 法通常用急性毒性数据或慢性毒性数据来构建模型,目前各国对 SSD 法中物种的物种数量及类型各不相同,且物种数据量的最小要求尚无统一界定,具体要求见下表 6.4-2。

表 6.4-2 不同国家和地区对 SSD 法中物种数量及类型的要求

国家	物种数量及类型的要求
美国	至少有来自 3 门 8 科的物种毒性数据
欧盟	至少 8 种不同类群生物的 10 个毒性值
荷兰	至少 4 种不同类群生物的毒性值 急性毒性数据:至少 5 种不同类群生物的毒性值
澳大利亚和新西兰	慢性毒性数据:至少 4 种不同类群的 5 个毒性值,其中至少鱼类 1 科、无脊椎动物 2 科、藻类 1 科

(2) 对受试物种毒性数据的要求

在推导页岩气开发地块生态风险阈值过程中尽可能收集相关数据,用于阈值推导的毒性数据需要满足以下要求:

- ① 物种应该至少涵盖 2 个营养级及以上,如生产者、消费者、分解者。
- ② 有效毒性数据量满足 8 个以上(以能达到 10-15 个及以上为优)。

当毒性数据不满足以上最低数据要求时,可采用以下处理:

- ① 进行相应的生物毒理学实验补充相关数据;
- ② 对于模型预测获得的毒性数据,经验证后可作为参照数据,但须分析其不确定性;

③ 当慢性毒性数据不足时,可采用急慢性比推导长期阈值。急慢性比数据的获得应考虑同样实验条件下一定数量的物种种类之急、慢性毒性数据。

(3) SSD 曲线拟合方程的选择

在构建 SSD 曲线推导 EST_{Soi_Ex} 时，可选用逻辑斯蒂分布、对数逻辑斯蒂分布、正态分布、对数正态分布、BurrIII、Weibull、Gamma 等分布函数。

在构建 SSD 曲线时，拟合分布模型的不同往往造成物种毒性阈值结果的不同，而 SSD 曲线并无特定的拟合方法，也没有确切研究数据表明 SSD 曲线属于某种特定曲线，需根据具体情况进行选择，我国生态环境部推荐常用拟合分布函数见下表 6.1-3，此外还有 BurrIII、Weibull、Gamma 等国内外常用分布函数，美国和欧盟推荐使用 Log-Normal 分布模型拟合 SSD 曲线，而澳大利亚和新西兰等国家则推荐使用 BurrIII 型分布。物种敏感性分布曲线拟合函数公式见附件 S1。

表 6.4-3 我国生态环境部推荐的物种敏感性分布拟合模型

拟合模型	逻辑斯蒂分布	对数逻辑斯蒂分布	正态分布	对数正态分布
拟合公式	$y = \frac{e^{\frac{x-\mu}{\sigma}}}{\sigma \left(1 + e^{\frac{x-\mu}{\sigma}} \right)^2}$	$y = \frac{e^{\frac{\log(x)-\mu}{\sigma}}}{\sigma x \left(1 + e^{\frac{x-\mu}{\sigma}} \right)^2}$	$y = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma} e^{-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}}$	$y = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\sigma x} e^{-\frac{(\ln x - \mu)^2}{2\sigma^2}}$

注：y 表示累计概率，%；x 表示毒性值， $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ； μ 表示毒性值的平均值， $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ； σ 表示毒性值的标准差， $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。

拟合分布模型的不同往往造成物种毒性阈值结果的不同，可根据拟合结果的均方根误差（root mean square error, RMSE）确定最佳的拟合函数。

6.4.4 基于排序分布法的外源生态安全阈值推导

当毒性数据质量和类型不能满足采用 SSD 法推导、但满足排序分布法的推导要求时，可采用排序分布法进行阈值的推导，主要步骤包括：将从数据库或参考文献中筛选得到的毒性值 EC_x （有不同响应水平时，优先选择或转化为 EC_{10} ）分别按照从小到大的顺序进行排序，得到毒性数据序列，按下式计算毒性数据在序列中的百分位数：

$$j = \frac{i}{n+1} \times 100$$

式中：j—毒性数据序列中某一数据的百分位数；

i—毒性数据序列中某一数据的顺序数；

n —毒性数据总数。

将某一数据的百分位数 (j) 分别与生态受体或生态过程的 EC_x (优先选择 EC_{10}) 作图, 选用上述 SSD 法模型分布函数进行拟合。选择 5% 位置的值得到 EST_{Soil_Ex} 值。

6.4.5 基于评估因子法的外源生态安全阈值推导

若无法获得足够有关土壤环境中生产者、消费者或分解者的生态毒理学数据, 可选择毒性数据的最低值, 采用评估因子法进行外推 (如下式所示)。

$$EST_{soil_Ex} = \frac{EC_x}{AF}$$

欧盟委员会推荐的构建土壤生态筛选值时使用的评估因子如表 6.4-4 所示。

表 6.4-4 欧盟委员会推荐的构建土壤生态筛选值时使用的评估因子

(European Chemicals Bureau, 2003)

数据来源	数据类型	评估因子
	生物 (如植物、蚯蚓或微生物) 短期毒性试验的 L (E) C50	1000
	一种生物 (如植物) 长期毒性试验的 NOEC	100
	来自 2 个营养级的生物长期毒性试验的 NOEC	50
陆地生物毒性数据	来自 3 个营养级的 3 种以上生物长期毒性试验的 NOEC	10
	物种敏感性分布法(SSD 方法)	1~5, 根据具体情况调整
	野外试验数据或生态模型试验数据	根据具体情况决定取舍
	鸟类或哺乳动物的 LD50	不再接受这类数据用于外推
鸟类和哺乳动物毒性数据	鸟类 LC50	1000
	28 天重复剂量试验的 NOEC	100
	90 天重复剂量试验的 NOEC	30
	慢性毒性试验 NOEC	10

本标准参照上述欧盟委员会的评估因子参数, 当页岩气开发地块特征污染物土壤环境生态安全阈值采用评估因子法推导时, 评估因子值 (AF) 选择参考表 6.4-5。

表 6.4-5 评估因子 AF 取值

数据类型	评估因子
生物（如植物、蚯蚓或微生物）短期毒性试验的 L (E) C ₅₀	1000
一种生物（如植物）长期毒性试验的 NOEC 值	100
来自 3 个营养级的生物长期毒性试验的 NOEC 值	50
来自 3 个营养级的 3 种以上生物长期毒性试验的 NOEC 值	10
已知物种敏感性分布曲线（SSD 法）	1~5，根据具体情况调整
野外试验数据或生态模型试验数据	根据具体情况决定取舍

6.5 不确定分析

6.5.1 不确定度来源分析

本标准推荐的页岩气开发地块特征污染物土壤环境生态安全阈值的确定方法中，阈值不确定性的来源包括以下几个方面：

（1）受限于我国污染物毒性试验的缺失，本标准阈值推导使用的毒性数据多来源于国外毒性数据库，且主要为陆生植物数据。因此，本土毒性数据的缺失，是造成本标准阈值推导不确定性的的重要因素。

（2）我国已发布的生态毒性测试标准多引自 OECD 和 ISO 相关标准，受试物种主要为国际通用模式生物，供试土壤多为国际标准中推荐的人工土壤。而缺乏我国典型页岩气开发区域土壤及本土关键物种或关键受体的毒性试验标准和数据，导致可用于标准修订的毒性数据缺乏，是造成不确定性的另一重要因素。

（3）我国目前已有的污染物毒性实验基本以重金属和农药为主，针对页岩气开发地块特征污染物的毒性实验及毒性参数非常少。因此，需要在页岩气生态风险评估工作实践中，不断补充完善这方面的研究。

6.5.2 不确定性数据分析

土壤环境生态安全阈值确定前，应明确推导的外源生态安全阈值的不确定度

范围（95%置信区间）和土壤环境背景含量（ C_b ）的不确定度范围。

推导的外源生态安全阈值的不确定性分析：① SSD 法推导阈值（ HC_5 ）的不确定性分析：拟合优度检验在 0.05 显著水平上的、可拟合度低于 95%统计值的输入数据值可接受，以此给出 95%置信区间的数值；②排序分布法推导阈值的不确定性分析参照 SSD 法；③评估因子法推导阈值的不确定性分析：应采用概率分析方法给出其 95%置信区间的数值。

土壤环境背景含量（ C_b ）的不确定性分析：① 直接引用全国土壤环境调查背景值时（如部分重金属元素），不再分析其不确定度范围；②通过实际测试分析得到的页岩气开发区域土壤环境背景值，按 HJ1185 执行，包括开展数据统计分析（获得算术平均值（ \bar{x} ）、算术标准差（ S ）、几何平均值（ M ）、几何标准差（ D ））并检验数据分布类型，给出 95%置信范围（正态分布采用 $\bar{x} \pm 2S$ ，对数正态分布采用 $M/D^2 \sim MD^2$ ，其他分布采用 2.5%~97.5%分位数）。

对 HC_5 不确定分析通常有两种方法：经典的置信区间法和贝叶斯统计方法。这两种方法的原理及对结果的解释不同，但所得到的数学结果相同。概率分析方法可采用水晶球软件（Oracle, Inc., USA）进行计算。

7 对实施本标准的建议

(1) 随着我国页岩气开发事业的蓬勃发展，页岩气开发过程的产生污染物对周边区域土壤环境的潜在生态风险亟需得到评估，而特征污染物土壤生态安全阈值的确定是开展生态风险评估的前提和基础，因此建议尽快开展制定土壤生态安全阈值的研究和制定工作，以为我国页岩气开发事业的可持续发展提供保障。

(2) 目前我国可供参照执行的土壤环境生态安全基准和标准制定的技术指南非常缺乏。本标准以页岩气开发地块这种特殊场地为研究对象，制定单一类型的土壤生态安全阈值确定的指南，为我国制定更普适的土壤生态安全阈值确定技术标准提供依据和参考，因此建议该《指南》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。

(3) 建议后续充分考虑我国页岩气开发区域土壤生态系统区域特征，确定适合其典型区域土壤生态的代表性物种名录，构建标准化、本土化的土壤生态毒性测试方法，开展基于代表性物种和典型土壤的生态毒性试验，为土壤环境生态安全阈值的修订提供充足的数据基础。

附件：

附件 S1 物种敏感性分布曲线拟合函数公式

物种敏感性分布曲线拟合函数公式如下：

1) Burr III 型函数：

$$y = \frac{1}{\left[1 + \left(\frac{b}{x}\right)^c\right]^k}$$

式中：y—累积概率，%；x—毒性值，mg/kg；b、c、k 为函数的三个参数。

2) Log-normal 型函数：

$$y = \Phi\left(\frac{\ln x - \mu'}{\sigma}\right)$$

式中：y—累积概率，%；x—毒性值，mg/kg； μ 和 σ 为函数参数。

3) Log-logistic 型函数：

$$y = \frac{1}{1 + \left(\frac{\beta}{x - \gamma}\right)^\alpha}$$

式中：y—累积概率，%；x—毒性值，mg/kg； α 、 β 、 γ 为函数参数。

4) Weibull 型函数：

$$y = 1 - e^{-\left(\frac{x}{\beta}\right)^\alpha}$$

式中：y—累积概率，%；x—毒性值，mg/kg； α 和 β 为函数参数。

5) Gamma 型函数：

$$y = \frac{\Gamma_{x/\beta}(\alpha)}{\Gamma(\alpha)}$$

式中：y—累积概率，%；x—毒性值，mg/kg； α 和 β 为函数参数。

附件 S2 中国土壤典型情景的土壤性质参数

我国各省份和地区各种土壤类型（不同土纲或土种等）的土壤性质参数可查阅“中国土壤数据库”，（<http://vdb3.soil.csdb.cn/extend/jsp/introduction>）。表 S2-1—S2-4 为基于全国第二次土壤普查的不同类型数据统计。中国农用地土壤四种典型情景土壤性质参数的均值见表 S2-5^[7]。

表 S2-1 中国不同典型类型土壤有机质含量状况

土纲名称	样本数（个）	第二次普查平均值 (g/kg)
水成土	5	108.7
淋溶土	18	50.7
高山土	8	63.89
铁铝土	8	31.83
钙层土	7	25.82
半淋溶土	12	29.19
半水成土	26	22.52
人为土	16	27.59
初育土	26	21.78
干旱土	5	11.51
盐碱土	2	13.63
漠土	6	9.08

表 S2-2 中国不同省份（直辖市）土壤有机质含量的统计特征

省份（直辖市）	样本数（个）	第二次普查平均值 (g/kg)
黑龙江	8	37.48
贵州	4	31
西藏	4	26.92
云南	4	30.06
浙江	7	28.18
福建	7	24
广东	5	22.65
湖南	6	29.37
广西	4	26.28
江西	3	25.83
青海	3	24.72
上海	8	25.99
四川	7	18.62
吉林	7	24.4
内蒙古	2	19.94

湖北	19	24.4
海南	7	18.71
北京	5	14.82
新疆	9	16.29
山西	8	10.93
安徽	14	16.32
江苏	12	16.09
重庆	3	
辽宁	16	15.22
陕西	3	10.86
甘肃	6	14.73
宁夏	7	11.91
河南	17	12.54
河北	8	12.6
山东	11	9.8
天津		
全国	3	18.63

表 S2-3 中国地带性土壤（表层）理化性质状况

地理 区	剖面数 (个)	OC		pH 值	
		算术均值 (g/kg)	标准差 (g/kg)	算术 均值	标准 差
全国	886	32.3	30.8	6.8	1.3
华东	86	26.3	21.3	5.3	0.8
华南	113	29.0	20.2	5.4	0.7
西南	97	53.6	43.3	6.4	1.3
东北	199	32.5	25.1	6.8	1.0
华北	175	26.0	26.7	7.7	0.9
西北	216	31.8	35.6	8.0	0.7

注¹⁾: 基于全国第二次土壤普查的数据统计。

表 S2-4 重庆市不同类型土壤的理化性质状况¹⁾

土壤类型	样点数 (个)	pH 值 (中位数)	有机质 (g/kg)
红壤	3	5.9	33.1
黄壤	1006	6.1	24.3
黄棕壤	50	6.2	26.3
棕壤	14	6.5	36.2
石灰土	408	6.8	24.5
紫色土	2300	6.4	16.7
潮土	166	6.7	19.4
水稻土	2038	6.3	23.7
重庆市	5985	6.3	21.1

注¹⁾: 基于全国第二次土壤普查的数据统计。

表 S2-5 中国农用地土壤四种典型情景的土壤性质参数

土壤类型	pH	CEC (cmol · kg ⁻¹)	OC (%)	Clay (%)
酸性土壤	5.0	10	1.0	55
中性土 (包括水稻土)	7.0	15	1.5	35
碱性土	7.5	25	3.0	35
石灰性土	8.5	10	1.0	20

附件 S3 拟合优度评价模型

(1) 决定系数 (coefficient of determination, R^2)

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum_{i=1}^n \left(y_i - \frac{\sum_{i=1}^n y_i}{n} \right)^2}$$

式中： R^2 为决定系数，取值范围是[0,1]， R^2 越接近 1，说明拟合优度越大，模型拟合越精准。 y_i 为实测值， \hat{y}_i 为预测值， n 为样本数量。

(2) 均方根 (root mean square errors, RMSE)

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n}}$$

式中：RMSE 为观测值与真值偏差的平方值与观测次数比值的平方根（均方根），RMSE 又称回归系统的拟合标准差。RMSE 在统计学意义上可反映出模型的精确度，RMSE 越接近于 0，说明模型拟合的精确度越高。 y_i 为实测值， \hat{y}_i 为预测值， n 为样本数量。

(3) 残差平方和 (sum of squares for error, SSE)

$$SSE = \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2$$

式中：SSE 为实测值和预测值之差的平方和。SSE 又称误差项平方和，反映每个样本各个预测值的离散状况，SSE 越接近于 0，说明模型拟合的随机误差效应越低。 y_i 为实测值， \hat{y}_i 为预测值， n 为样本数量。

(4) K-S 检验 (kolmogorov - smirnov test)

基于累积分布函数，用于检验一个经验分布是否符合某种理论分布，它是一种拟合优度检验。通过 K-S 检验来验证分布与理论分布的差异时，若 P 值（即概率，反映两组差异有无统计学意义， $P > 0.05$ 即差异无显著性意义， $P < 0.05$ 即差异有显著性意义）大于 0.05，证明实际分布曲线与理论分布曲线不具有显著性差异，通过 K-S 检验，可反映模型符合理论分布。

附件 S4 页岩气开发地块特征污染物土壤环境生态安全阈值确定报告编制大纲

1 前言

1.1 页岩气开发地块特征污染物土壤环境生态安全阈值确定的重要性和必要性

1.2 土壤环境生态安全阈值的国内外研究进展

1.3 我国土壤环境生态安全阈值的研究现状

2 页岩气开发地块特征污染物的来源、性质、暴露场景及暴露途径

2.1 特征污染物的来源及其性质

2.2 特征污染物的暴露场景及暴露途径

2.3 特征污染物的毒性与毒性作用方式

2.3 典型页岩气开发区域土壤环境特征污染物背景值分析

3 特征污染物生态毒性数据集成与分析

3.1 毒性数据库集成分析

3.2 本土关键物种毒性试验数据分析

3.2 毒性终点集成分析

4 特征污染物土壤环境生态安全阈值的推导

4.1 阈值的推导

4.2 阈值的确定

4.2 阈值的不确定性分析

5 特征污染物土壤环境生态安全阈值的审核

5.1 土壤环境生态安全阈值与其他标准值的比较分析

5.2 阈值的审核

5.3 其他需要说明的问题

6 附件

参考文献

- [1] 颜增光,谷庆宝,周娟,李发生.构建土壤生态筛选基准的技术关键及方法学概述[J].生态毒理学报,2008(05):417-427.
- [2] Bandeira F O, Lopes Alves P R, Hennig T B, et al. Chronic effects of clothianidin to non-target soil invertebrates: Ecological risk assessment using the species sensitivity distribution (SSD) approach [J]. Journal of Hazardous Materials, 2021, 419: 126491.
- [3] 李勛之, 孙丽, 杜俊洋, 等. 农用地土壤重金属锌的生态安全阈值研究[J]. 环境科学学报, 2022, 42(7): 1-13.
- [4] 李勛之, 姜璐, 孙丽, 等. 不同国家土壤生态筛选值比较与启示[J]. 环境化学, 2022, 41 (3) : 1001-1010.
- [5] Barnes, Mary; Correll, Raymond; Stevens, Daryl (2019). A simple spreadsheet for estimating low-effect concentrations and associated confidence intervals with logistic dose response curves. figshare. Dataset. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.7653470.v1>.
- [6] 万亚男. 我国土壤中锌的生态阈值研究[D]. 北京:中国农业科学院, 2020.
- [7] 王小庆. 中国农业土壤中铜和镍的生态阈值研究[D].北京:中国矿业大学, 2012.