

《工业污染场地土壤生态风险评估技术指南》

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 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、国内外工业污染场地生态风险评估发展现状.....	5
3.1 国外发展现状.....	5
3.2 国内发展现状.....	14
四、制订的原则和依据.....	15
4.1 编制原则.....	15
4.2 技术依据.....	16
五、指南的主要内容及说明.....	16
5.1 适用范围.....	16
5.2 规范性引用文件.....	16
5.3 术语和定义.....	16
5.4 生态风险评估工作流程.....	18
5.5 技术方法确定依据.....	18
六、主要技术要点说明.....	21
6.1 危害识别技术要点说明.....	21
6.2 风险筛选技术要点说明.....	25
6.3 风险定量技术要点说明.....	25
6.4 因果关系判定技术要点说明.....	29
七、对实施本指南的建议.....	31
八、与有关法律、行政法规及相关标准的关系.....	32
九、涉及的相关知识产权说明.....	32
十、重大分歧意见的处理过程及依据.....	32
十一、其他应予说明的事项.....	32

一、工作简况

1.1 任务来源

2016年5月，国务院发布了《土壤污染防治行动计划》（以下简称《计划》），明确提出到2030年，污染地块的安全利用率应达到95%以上。《计划》要求开展污染治理与修复，改善区域土壤环境质量，并加强未污染土壤的保护，严格控制新增土壤污染。作为土壤污染防治工作的重要参考依据，生态风险评估发挥着至关重要的作用。为进一步指导全国各地的污染场地土壤生态风险评估工作，并建立统一规范的技术体系，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《工业污染场地土壤生态风险评估技术指南》。本指南旨在为工业污染场地土壤生态风险评估提供明确的技术路线。

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 工作过程

2025年6月，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生态风险评估技术框架的文献调研，针对《工业污染场地土壤生态风险评估技术指南》总体定位、适用范围、编制思路、编制原则等问题召开研讨会，明确了指南的基本框架、下一步需要开展的主要工作和需要解决的重大问题。

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本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污染场地生态风险评估研究的进展情况，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、厦门大学负责危害识别流程、毒理数据和暴露浓度曲线拟合方法进行编制。

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进行编制。

二、指南制订的必要性分析

随着我国城市结构和产业布局的调整，工业企业的搬迁及废弃导致了大量新建场地和废弃场地的出现。2014年4月，环境保护部和国土资源部联合发布的《全国土壤污染状况调查公报》表明，全国工业场地的污染问题尤为突出。在对近700家运营企业的5846个土壤点位进行调查时，超标率达到36.3%；在对81块工业废弃地的775个土壤点位进行调查时，点位超标率为34.9%。有害物质主要集中在重金属、挥发性有机物和半挥发性有机物上，分别占比54%、23%和17%。工业场地污染不仅严重威胁土壤生态系统的健康，而且极大限制了土地资源的重新开发利用。

在国务院发布的《土壤污染防治行动计划》中提出，到2030年，污染地块的安全利用率应达到95%以上。在这一背景下，实施新建工业场地污染防控及废弃场地污染修复显得尤为迫切。污染防控和修复作为提升场地安全利用率的主要措施，均应建立在合理风险评估的基础上。生态风险评估能够评估有害物质对生态系统及其组成部分造成不良影响的可能性，为污染防控提供参考，同时也支撑污染场地修复目标的设定以及修复效果的检验。因此，开展工业污染场地的生态风险评估工作迫在眉睫。

我国在污染场地生态评估机制的建设上仍在不断完善。2009年，环境保护部编制并发布了《污染地块土壤环境管理暂行办法》，首次明确了污染场地环境调查、风险评估、修

复和验收的工作流程。2014年，环境保护部正式发布了《污染场地风险评估技术导则》（HJ 25.3-2014），为我国污染场地土壤环境风险评估提供了理论基础和执行依据。为规范污染场地风险管控技术，生态环境部于2018年发布了《污染地块风险管控与土壤修复效果评估技术导则（试行）》（HJ 25.5-2018）。为了加强建设用地环境保护监督管理，规范建设用地土壤污染健康风险评估流程，生态环境部还制定了《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ 25.3-2019）。

同时，各地方政府也相继发布了污染场地风险评估的地方性导则，例如北京市环境保护局制定的《场地环境评价导则》（DB 11T/656-2009）、浙江省生态环境厅发布的《污染场地风险评估技术导则》（DB 33/T 892-2013）、重庆市生态环境局发布的《场地环境调查与风险评估技术导则》（DB 50/T 725-2016）等。然而，上述指南均侧重于保护人体健康，未充分关注生态环境保护。为此，2020年生态环境部发布了《生态环境健康风险评估技术指南 总纲》（以下简称《总纲》），规定了生态环境健康风险评估的一般性原则、程序、内容、方法及技术要求。鉴于《总纲》作为生态环境管理的总体性文件，并未提供具体的生态风险评估流程细节，而工业场地污染问题的复杂性和严重性，亟需建立一套适用于保护工业污染场地土壤生态系统健康的风险评估技术指南。

三、国内外工业污染场地生态风险评估发展现状

为了研究提出适合我国的工业污染场地土壤生态风险评估技术方法体系，指南编制组对国内外污染场地土壤生态风险评估技术方法进行了广泛的调研。

3.1 国外发展现状

3.1.1 美国污染场地生态风险评估框架

美国于20世纪80年代发布了国际上首部针对污染场地的生态风险评估指南——《超级基金生态风险评估指南》（图1）。该指南沿用了美国经典的生态风险评估框架，主要内容包括以下四个方面：问题提出、暴露评估、效应评估和风险表征。鉴于污染场地的复杂性及其高度空间异质性，《超级基金》框架采用了层次化的结构，以降低评估成本和难度。

第一层次：风险筛选评估。在风险筛选评估阶段，问题提出的核心任务是构建污染地块的生态风险评估概念模型。该模型需明确污染物从源头迁移扩散至生态系统受体并造成

效应的路径，具体内容包括污染物的类别、污染物的迁移路径（如大气沉降、地表水径流、侵蚀等）、暴露途径（如摄食、吸收、表皮吸收）、污染物相关的生态毒性机制及可能受影响的受体类别等信息，从而构建出相对粗略的场地概念模型。在筛选层次中的效应评估目标是建立筛选生态毒性阈值。该阈值的制定主要遵循以下原则：

- 选用长期（慢性）暴露于污染物且未观察到不良影响时的污染物水平（NOAEL）；
- 生态效应的毒理数据选择影响种群（或更高生物组织层次）的生态效应，尤其是对发育、繁殖和存活的负面影响；
- 暴露途径应与场地概念模型中的暴露途径一致；
- 优先选择基于野外毒理实验数据获得的毒性阈值。

暴露评估的任务是明确污染物的最大暴露量，具体条件包括：

- 污染物将完全暴露于受体；
- 污染物的生物可利用性达到 100%；
- 受体的最小体重可吸收最多的污染物；
- 受体的食物完全含有污染物；
- 受体处于其最敏感的生命阶段；
- 受体的活动范围完全覆盖受污染区域，因此其整个生命周期都会受到污染物的影响。

最终，采用有害商评估是否存在生态风险。

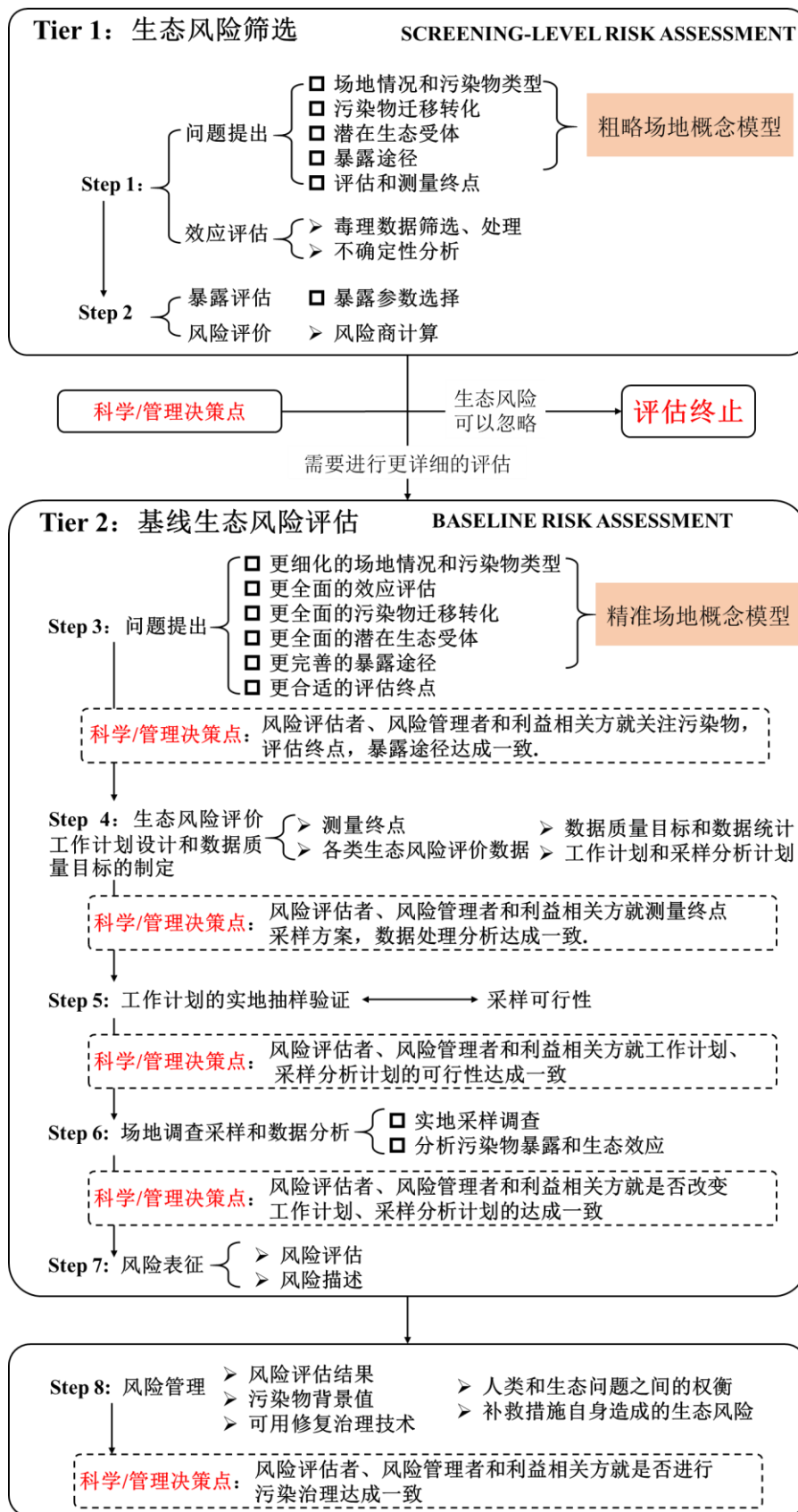


图 1 美国染地块生态风险评估技术体系

第二层次：基线风险评估是对筛选层次生态风险评估各步骤的进一步深化。在这一层

次中，问题提出的核心任务是进一步完善已筛选出存在生态风险的污染物的场地概念模型。具体而言，需要完善污染物的迁移转化途径，分析污染物的释放机制及其传输转化过程的影响机制，并构建更完整的暴露途径（例如，考虑污染物在食物链中的传播）。同时，还应明确潜在的生态受体，特别是那些对污染物更为敏感的生物群体。

在效应评估方面，此阶段的风险评估技术体系详细规定了测量终点的选择原则，具体包括：选择最容易受到污染物影响的生态指标；确保评估终点能够切实反映生态影响；评估终点与污染物的生态毒性机制密切相关。此外，本阶段还介绍了三种效应数据的获取方式：污染物生物累积（例如，野外组织中的残留物）；种群或群落结构（如生物量、物种丰富度等）；功能性变化和室内毒性试验。

在暴露评估方面，技术体系进一步详细描述了现场调查的具体细节，包括采样的数量和位置、每个采样点的重复次数以及样品的保存方法。对于获取的数据，技术体系还设定了数据质量目标，规定了生态调查期间收集的环境数据类型、数量和质量，以确保这些数据能够有效支持后续的生态风险评估。

风险表征方面，依然采用商值法，通过比较暴露浓度与效应阈值进行风险评估。与此同时，应尽可能基于暴露水平的分布，计算超过不利影响阈值的概率，或者采用证据权重法来综合不同类型的风险评估结果。

最终，依据上述步骤得出的风险评估结果，结合污染物的背景值、可用的修复治理技术、人类健康与生态环境问题之间的权衡、以及补救措施可能引发的生态风险等信息，风险管理者需要在污染治理与修复措施之间作出决策。

3.1.2 加拿大污染场地生态风险评估框架

加拿大污染场地生态风险评估框架采用经典的生态风险评估方法体系（见图 2），其主要包括四个步骤：问题提出、暴露评估、效应评估和风险表征。框架进一步提出，通过整合多个证据链（lines of evidence）的评估结果，最终得出污染场地的生态风险评估结论。虽然该框架未对多层次评估进行明确规定，但在正式开展生态风险评估之前，推荐进行筛选评估。根据实际场地环境管理需求，风险管理者或决策者可根据评估过程中的不确定性决定是否对某个步骤进行迭代。在每次迭代过程中，需整合更多的相关信息，降低不确定性，显著提高环境评估的有效性，以确保污染场地的管理措施能基于科学、合理的风险评估结果作出决策。

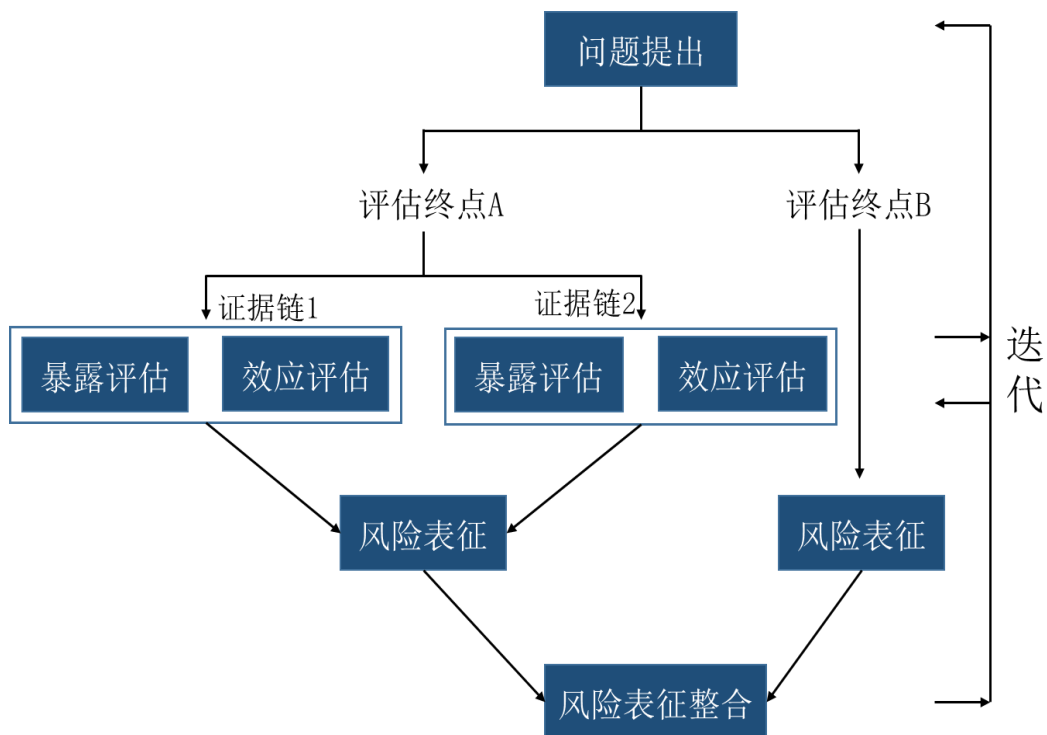


图2 加拿大染地块生态风险评估技术体系

该框架在问题提出阶段要求明确评估目标、污染场地条件及生态效应的性质，并制定生态风险评估计划。具体步骤包括：

(1) 描述场地管理目标和生态风险评估的具体评估目标。例如，若场地管理目标是将某一场地转为公园用地，则评估目标可能是评估该场地的当前条件是否支持公园用地的生态保护要求。(2) 审查场地及生态风险评估的监管背景，包括适用的法律条款和政策，以确保评估符合相关法规要求。(3) 收集污染场地信息，至少包括相关文件的清单、场地描述以及以往调查关键发现的摘要。(4) 明确关注的污染物，并描述其在生态风险评估中相关的特征（如迁移和转化过程等）。(5) 选择可能受污染影响的生态受体，受体类型可以在单个生物体、物种、种群、群落或栖息地的层面进行识别。(6) 确定暴露途径，明确污染物与相关受体之间可能的暴露途径，如摄食、皮肤接触等。(7) 建立场地概念模型(CSM)，明确污染物来源、暴露途径与生态受体之间的潜在联系。(8) 明确保护目标及相关的可接受效果水平，保护目标和环境影响可能因土地用途或受体的不同而异。例如，濒危物种通常在物种层面得到保护，而其他物种则通常在种群层面得到保护。(9) 明确评估终点和效应终点，以便为后续评估提供科学依据。(10) 为每个评估终点制定证据链，并阐明如何使用测量终点来评估潜在风险。(11) 制定生态风险评估的总体策略，包括风险描述方法、采样和分析计划(SAP)，以确保评估过程的科学性和规范性。

该框架下，效应评估通常包括以下要素：（1）明确毒理数据的类别：特定场地受控条件下获取的毒理数据：即试验生物在受控条件下暴露于污染场地土壤所获得的毒理数据。该类数据可以通过实验室试验或在野外使用现场收集的土壤进行的毒性试验获取。间接受控条件下获得的毒理数据：在假设污染物与生态受体之间的剂量-效应关系可以参考其他研究或场地结果的情况下，通过考虑污染概况、生境相似性以及可能影响污染物生物利用度的因素（如化学形态、有机碳或脂质含量、颗粒大小、盐度），将其他研究或场地的毒理数据外推至关注的污染场地。特定场地野外条件下获取的毒理数据：即受体在野外条件下的毒理响应。这类数据包括以亚生物水平（如组织病理学指标）、生物水平（如死亡率、生长、畸形、侵蚀、病变和肿瘤）、种群水平（如指示生物的数量和比例、存活率）和群落水平（如多样性、类群分布）为终点的毒理数据。间接野外条件下获得的毒理数据：即在考虑实际野外条件的基础上，通过将其他污染场地的毒理数据外推，获得所关注场地污染物的毒理数据。（2）规定毒理数据使用原则：包括直接作为毒性参考值或用于评估效应大小。（3）考虑场地土壤复合污染的效应问题：考虑复合污染物可能对生态系统产生的累积效应，避免低估复合污染带来的风险。（4）根据不同暴露方式选择合适的毒理数据：包括持续暴露和间断暴露的选择，以确保毒理数据与实际场地暴露情形的匹配。（5）分析效应评估中的不确定性：使用敏感性分析评估不确定性的影响，必要时采用概率方法将不确定性整合到效应评估中，以提高评估结果的可靠性和决策支持能力。

该框架下效应风险表征要点如下：（1）判断获取的暴露和效应数据的准确性：即对数据进行相关性检查，评估野外或实验室研究中所获得的数据是否受到任何偏差的影响，从而确保数据的相关性和可靠性。（2）解释和评估每一个证据链：选择适当的方法来评估和解释风险评估过程中生成的每一项信息，确保各证据链的可靠性和科学性。（3）总结数据：在详细分析之前，对每一项证据链的数据进行总结，为后续的风险评估提供清晰的数据背景。（4）利用构建的证据链框架整合多个证据链的信息：通过整合不同证据链的信息，增强风险评估的全面性和深度。（5）分析生态风险评估的不确定性：考虑每个证据链的可靠性或不确定性，并对其进行分析，以揭示潜在的不确定因素。（6）分析从有限的证据链外推得出的风险结论的可靠性：评估从有限数据推导出的风险结论的可靠性，以便理解数据外推的合理性和风险判断的稳健性。（7）制定场地特定的修复目标：基于场地特征和生态受体的响应，提出场地特定的修复目标，以支持后续的治理措施。（8）总结风险结论：根据生态受体的响应程度、污染暴露空间范围、暴露时间、潜在受影响受体的营养级别等关键

属性，总结生态风险评估结果。(9)为污染场地的管理提供明确的建议：基于风险评估结果，提出具体的场地管理和修复建议，以支持有效的决策和管理措施。

3.1.3 英国污染场地生态风险评估框架

英国环境署与环境食物农业事务部(DEFRA)、英格兰自然署、威尔士农村委员会以及地方当局和行业部门共同制定了土壤污染生态风险评估(ERA)技术体系(图3)。该技术体系设定了三个层级的风险评估程序，旨在通过层次化方法评估土壤中污染物对生态环境的风险。评估技术体系主要由前期工作以及后续三个层级的风险评估工作组成。

前期工作主要包括构建污染地块概念模型，具体步骤包括：明确场地环境、整理、评估和总结场地信息、确定潜在污染物、确定污染物的迁移转化、识别潜在关注的受体、确定潜在暴露途径、创建场地概念模型、确定评估和测量终点、评估不确定性。若污染物、暴露途径与受体之间不存在联系，则该地块无需进一步进行风险评估；反之，则需进行后续的层次化评估，并进行保护目标的确定、评估测量终点的选择等工作。

层级 1：基于污染物暴露浓度以及对应的筛选值，确定污染物的浓度是否足以对生态受体构成威胁。如果测量的污染物暴露水平超过筛选值或没有筛选值，风险评估进入层级 2。在选择毒理数据制定筛选值时，需要考虑以下要素：污染物的生物累积和生物放大；二次污染；土壤性质归一化等。基准值的推导依据两种方法：通过最小 EC10 或 NOEC 值比上评估因子计算基准值；构建物种敏感度分布曲线(SSD)，并选用 HC5 值(危害 5%物种所对应的污染物浓度)推导基准值。

层级 2：通过生态调查和生物测试(生物分析)判断生态受体是否受到损害或受到损害的可能性。生态调查作为栖息地和物种的调查，旨在收集某地点的空间和/或时间生态数据，具体内容包括：通过向保护组织、政府机构和网络数据库等收集信息，确定是否有任何已知有价值的受体可能存在潜在重大损害的风险或处于邻近的污染地点；栖息地调查，绘制现场现有生境和相关的周围环境，以确定需要进一步详细调查的地区，并通过直接观察或评估生境适宜性寻找受保护或其他重要物种。生物测试是在实验室中将污染物暴露给特定生态受体并测量相关参数(如生存、繁殖、发育、生长)来确定污染物对潜在关注受体的影响。推荐的指标包括细菌的细胞活性、土壤生物活性、土壤氮的矿化速率、蚯蚓的繁殖、蚯蚓溶酶体细胞的完整性、跳虫繁殖以及种子萌芽和生长等。若认为危害正在发生或可能发生，则应将观察到的影响与污染源联系起来，进入层级 3 评估阶段。

层级 3：通过审查和重新分析数据，评估因果关系的强度，并指导后续修复措施的实施。。

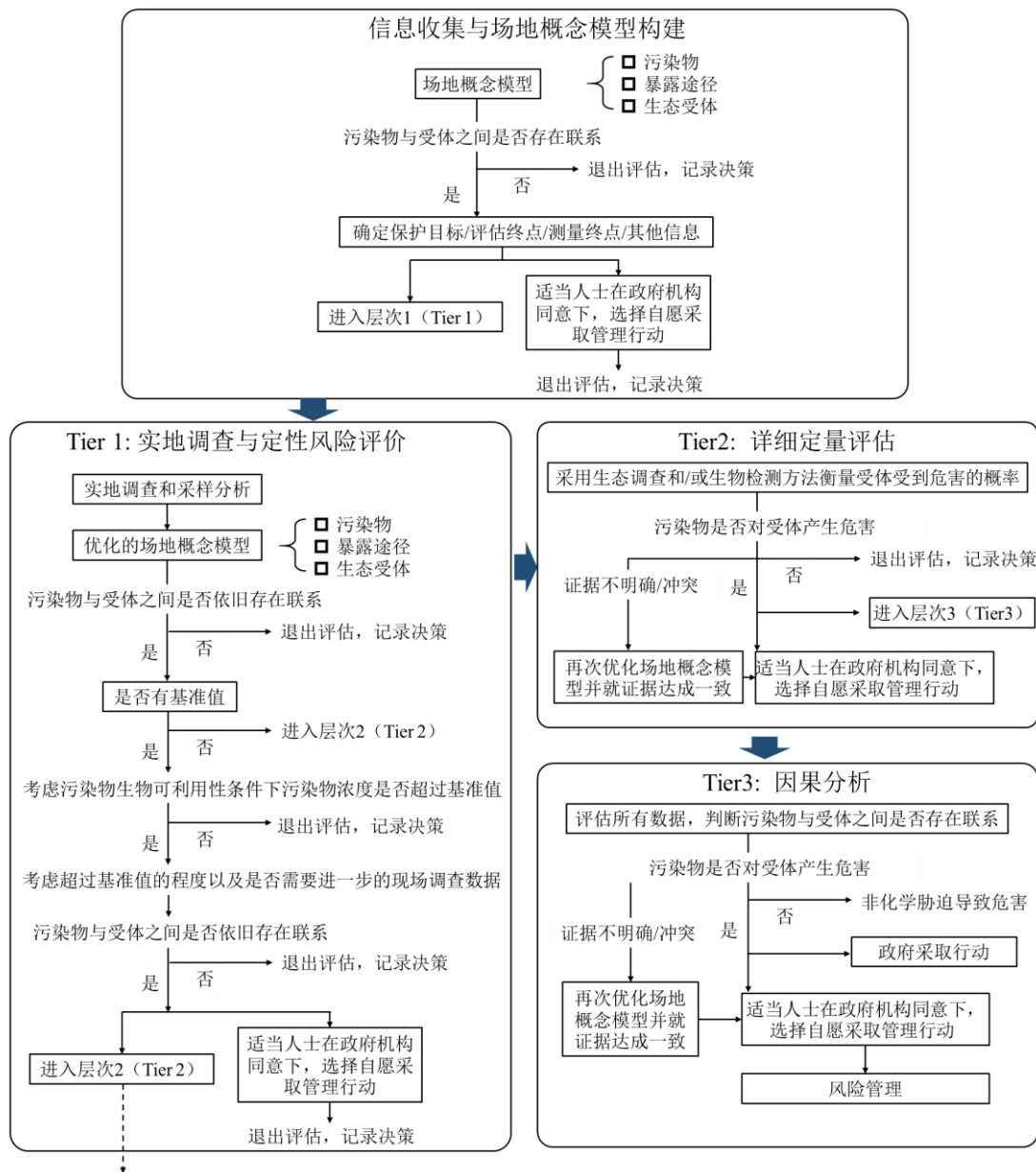


图 2 英国土壤污染生态风险评估技术体系

3.1.4 澳大利亚污染场地生态风险评估框架

澳大利亚最早的生态风险评估框架是借鉴美国环保署的框架，基于《澳大利亚和新西兰污染场地评估和管理指南》制定的，并于 1999 年正式发布了《生态风险评估指南》，形成了重点关注场地污染的多类型生态风险评估框架。澳大利亚最初的评估指南细分为三个评估类型，随后在 1999 年修正并合并为初步评估与决定性评估两种类型，将其作为评估框

架的核心环节。

初步评估采用较为严格的评估标准，评估方法也较为常规，主要针对评价区域进行全面的诊断，并对可能发生生态风险的区域进行初步判断。决定性评估则更关注本地复杂的实地环境，要求更多的数据，并降低评估结果的不确定性，主要对初步评估中识别出的高风险区域进行决定性评估，深化评估结果。

澳大利亚的生态风险评估框架在初步评估和决定性评估上虽存在明显差异，但其评估思路一致，主要分为以下六个步骤：问题识别：强调与各利益相关者进行早期沟通，促进多方参与；受体识别：目标是回答“哪些物种可能处于危险之中”和“需要保护什么”这两个核心问题，重点根据社会、文化、生态和经济等要素确定具有生态价值的物种、种群和生态过程；暴露评估：确定潜在的暴露途径，并估算暴露的持续时间、浓度和摄入量；毒性评估：评估污染物的浓度，确保不会对物种和生态功能产生有害影响；风险表征：第一层次风险表征：通过比值法评价，即将现场监测获得的土壤污染物浓度数据与生态调查值（EILs）进行比较，若超过 EILs，则认为该地区存在生态风险。第二层次风险表征：引入本地化参数对 EILs 进行修正，并与现场监测获得的土壤污染物浓度数据进行比较；风险管理决策：根据评估结果，在初步评估阶段结合分析其风险特征及经济、社会、文化等风险影响因素，管理者可采取以下四种风险管理决策：不必采取行动；监控场地；修复或积极管理场地；过渡至决定性评估阶段。

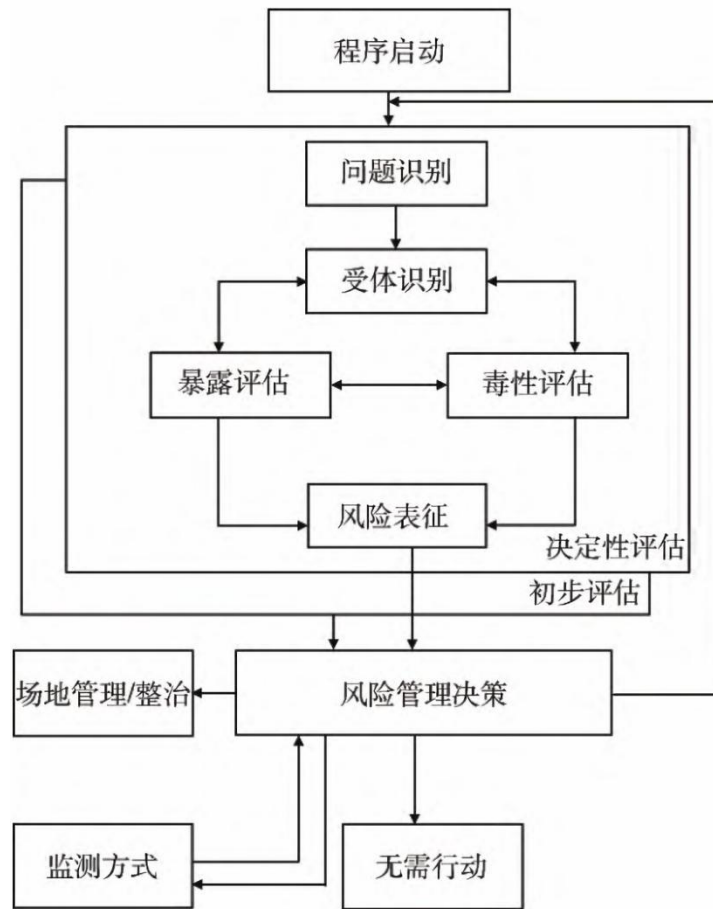


图 4 澳大利亚污染场地生态风险评估框架

3.2 国内发展现状

我国的生态风险评估起步较晚，始于 20 世纪 80 年代，当时主要集中在事故风险的研究与应对。2005 年，随着一系列重大环境污染事故的发生，我国进入了环境污染事故高发期，暴露出污染物对生态系统的危害已经成为区域可持续发展的障碍。为应对这一问题，原国家环境保护总局于 1990 年发布了文件，要求对重大环境污染事故隐患进行环境风险评估。2004 年，原国家环境保护总局发布了 HJ/T169—2004《建设项目环境风险评价技术导则》，这是我国首部专门涉及环境风险的技术指南，但该导则仅适用于风险源为有毒有害或易燃易爆危险物质的建设项目，未涉及生态风险评估。2011 年，生态环境部发布了 HJ19-2011《环境影响评价技术导则 生态影响》，为生态影响评估提供了规范，包括评估内容、程序、方法和技术要求。该标准适用于建设项目的生态影响评价以及区域和规划的生态影响评估，评估范围涵盖了直接影响区域和间接影响区域。生态影响评估的工作流程首先基于建设项目的规模和所处位置，确定评价级别与范围。然后，通过分析区域环境、

政策目标、现状监测、生态影响预测及案例对比等手段，科学评估项目的生态影响。HJ19-2011 规定了适用于工程影响分析、生态现状评价及生态影响预测的方法，并要求在项目涉及生态风险时，考虑相关的防护、恢复、补偿或替代方案。尽管该标准为建设项目的生态影响评估提供了规范化的工作框架，但其并未涉及更广泛的生态风险评估体系。2020 年，生态环境部发布了《生态环境健康风险评估技术指南 总纲》，为生态环境健康风险评估提供了总体原则、程序、内容、方法和技术要求。然而，由于《总纲》仅为总体框架性文件，缺乏详细的生态风险评估流程指导，目前我国尚未出台针对工业污染场地土壤生态系统健康保护的专门风险评估指导文件。

四、制订的原则和依据

4.1 编制原则

指南制订主要遵循科学性、可行性、精确性和协调性的原则。

(1) 科学性原则

指南的制定应充分总结国内外工业污染场地生态风险评估领域的理论、方法和实践经验，分析不同国家评估技术规范的同异点，充分考虑不同体系优势的基础上制定本指南，保证技术体系具有科学性。

(2) 精准性原则

工业污染场地类型众多，异质性巨大，指南开发的生态风险评估应当为不同类型的工业污染场地提供针对性的评估参数，准确评估其生态风险，为污染场地修复治理和风险控制提供精准的参考依据。

(3) 可行性原则

指南制定充分考虑我国目前开展工业污染场地生态风险评估所面临的人员缺乏、能力不足以及数据不充分等制约条件，在保证评估结果的准确性的前提下优化评估流程和所需数据，以此提高评估的可行性。

(4) 协调性原则

指南制定过程考虑与相关环境保护政策法规、技术标准及管理规范体系的协调性，确保评估工作的顺利开展。

4.2 技术依据

本指南以科技部国家重点研发计划专项课题“场地土壤污染成因与治理技术”的研究成果为基础，充分吸收西方发达国家污染场地生态风险评估框架的优势和成熟经验，并结合我国在工业污染场地的评估方面的研究探索、案例实践经验及管理需求所制定的方法体系。

五、指南的主要内容及说明

本指南包适用范围、规范性引用文件、术语和定义、工业污染场地生态风险评估程序、危害识别、风险筛选、风险定量和因果关系判定共 8 部分。

5.1 适用范围

本标准规定了工业污染场地土壤重金属和有机污染物生态风险评估的原则、内容、程序、方法和技术要求。

本标准适用于工业污染场地土壤重金属和有机污染物的生态风险评估。

本标准不适用于污染场地放射性物质和致病性生物污染的生态风险评估。

5.2 规范性引用文件

下列文件中的内容通过文中的规范性引用而构成本文件必不可少的条款。其中，注日期的引用文件，仅该日期对应的版本适用于本文件；不注日期的引用文件，其最新版本（包括所有的修改单）适用于本文件。

GB 50137-2011 城市用地分类与规划建设用地标准

HJ 682-2014 污染场地术语

HJ 831-2022 淡水生物水质基准推导技术指南

HJ 25.1-2019 建设用地土壤污染状况调查技术导则

NY/T 1121.2-2006 土壤pH的测定

NY/T 1121.6-2006 土壤有机质的测定

5.3 术语和定义

下列术语和定义适用于本文件。

(1) 工业污染场地 industrial contaminated site

对潜在工业污染场地进行调查和风险评估后，确认污染危害超过生态环境可接受风险水平的场地，即为工业污染地块。

(2) 关注污染物 contaminant of concern

根据场地污染特征和场地利益相关方意见，确定需要进行调查和风险评估的污染物。

[来源：HJ 682-2014，2.2.4]

(3) 土壤 pH soil pH

土壤溶液中氢离子浓度的负对数。

[来源：HJ 682-2014，2.2.14]

(4) 土壤有机质 soil organic matter

土壤有机质是土壤中形成的和外部加入的所有动、植物残体不同分解阶段的各种产物和合成产物的总称，而进入土壤的各种动植物残体、微生物体及其分解、合成的有机物质中的碳则称之为土壤有机碳（soil organic carbon）。土壤有机碳是土壤有机质的一部分。

[来源：HJ 682-2014，2.2.17]

(5) 生态情景 ecological scenario

在污染物暴露的条件下，由一组特定环境参数在一定范围内的取值组合所形成的土壤生态系统状态。

(6) x%物种危害浓度 hazardous concentration for x% of species, HC_x

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

[来源：HJ 831-2022，3.17]

(7) 生态保护水平 ecological protection level

指基于工业污染场地不同潜在土地利用类型所提供的生态系统服务功能的重要性，对生态受体（包括关键物种、生态过程或功能）实施保护的程度。

(8) 物种敏感度分布 species sensitivity distribution, SSD

在生态系统中，不同物种对某一胁迫因子的敏感程度服从一定的累积概率分布，可通过概率或经验分布函数来描述不同物种样本对胁迫因素的敏感度差异。

[来源：HJ 831-2022，3.7，有修改]

(9) 因果关系 causal relationship

污染物胁迫对生态受体（如生物群体、生态系统或环境要素）的生理、行为、繁殖或生态功能产生直接或间接影响，从而引发特定的生态反应或变化的因果过程。

5.4 生态风险评估工作流程

工业污染场地生态风险评估工作程序包括 4 个部分（图 5），具体如下：

- (1) 危害识别
- (2) 风险筛选
- (3) 风险定量
- (4) 因果关系判定

危害识别：这一阶段通过人员走访和场地历史资料调研等方式，收集并评估场地的相关信息和数据。所收集的数据包括评估范围、场地特征污染物、企业功能区划、潜在污染区域及生态受体类型。这些信息为后续的风险评估奠定了基础，帮助识别潜在的污染源和可能受到影响的生态系统。**风险筛选：**在此阶段，依据商值法（或比值法），对污染物浓度进行初步筛选，判断是否存在生态风险。如果筛选结果显示存在风险，则继续进行后续的详细评估；若没有发现生态风险，则评估可以停止，并得出相应的评估结论。**风险定量：**此阶段主要获取进行生态风险计算所需的数据，具体包括污染物的暴露分布、生态受体物种的敏感度分布以及该场地的保护水平。在这些数据的基础上，计算污染物暴露所引发生态风险的概率，为风险管理和决策提供依据。**因果关系判定：**在这一阶段，根据数据条件和分析需求，可选择依据希尔因果关系判断准则，评估污染物暴露是否确实导致了场地的生态风险。如果符合准则，且有足够的证据表明污染物的暴露与生态风险之间存在因果关系，则可确认污染物暴露为导致该生态风险的根本原因。

5.5 技术方法确定依据

欧美等发达国家在场地土壤污染风险评估方面普遍采用层次化的技术框架。这一框架通过初步的保守风险筛选来明确潜在生态风险污染物，尤其是当污染物浓度超过筛选值，或经过保守评估后，风险水平超过可接受的阈值时，需要进行更高层次的评估。随着评估层次的提升，所采用的模型也逐步复杂化，从而更加接近实际场地的情况。在每个评估层次中，依然遵循“问题表述—分析—风险表征”的基本评估程序，以确保评估结果的科学性

和可操作性。本指南的技术方法结合了欧美发达国家污染场地管理的成熟经验，并充分参考了国内污染场地调查和风险评估的实践现状，具有较强的实用性，能够满足不同场地类型和环境条件下的评估需求。

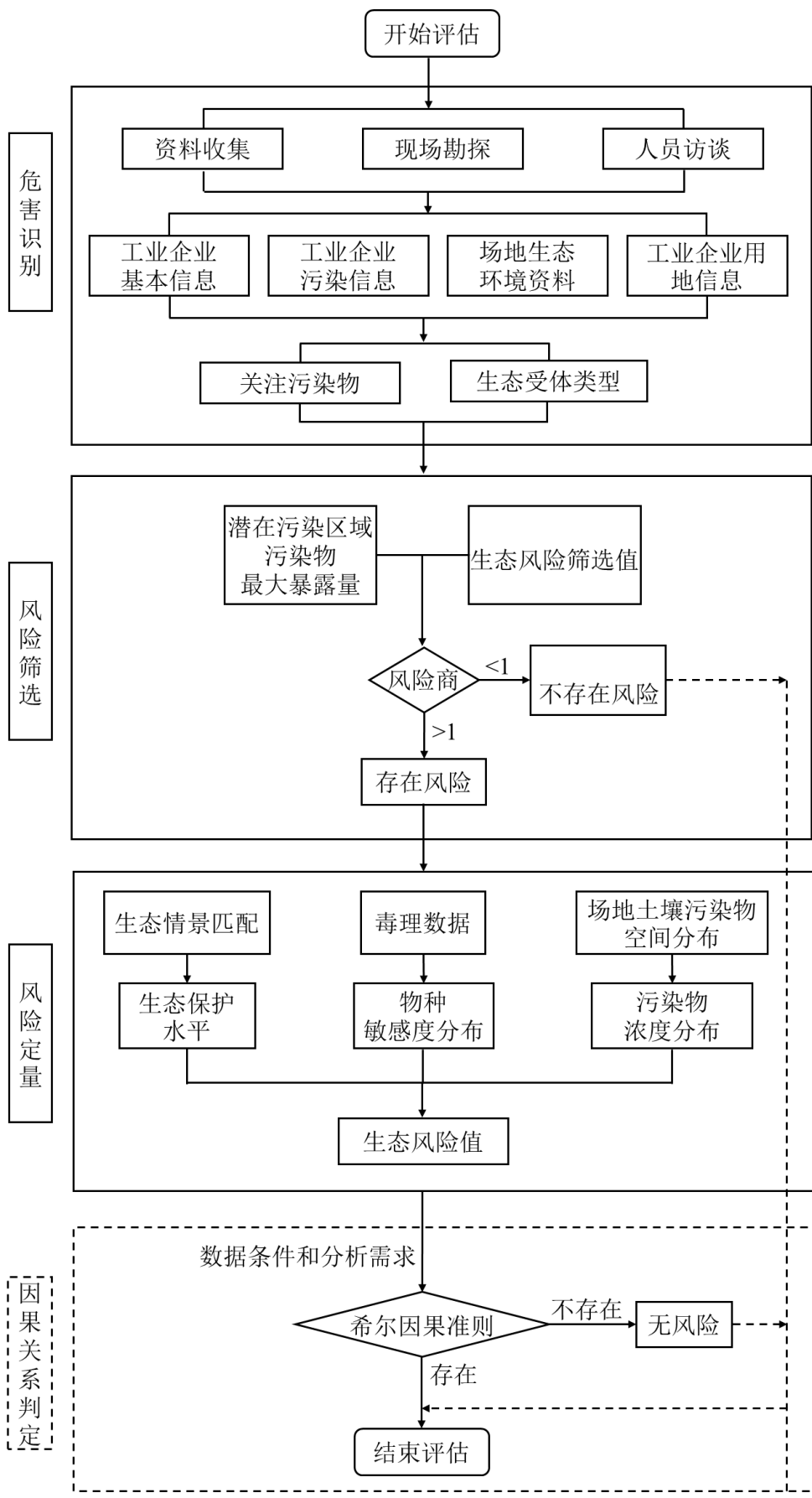


图 5 工业污染场地生态风险评估工作程序

六、主要技术要点说明

6.1 危害识别技术要点说明

危害识别是工业污染场地土壤生态风险评估的基础阶段，其核心任务在于系统识别场地潜在污染源、特征污染物及生态受体，为后续暴露评估与风险表征提供科学依据。本技术环节主要包括场地信息获取、污染物识别和生态受体调查三部分，具体技术要点如下：

（1）全面获取场地多源信息

本条规定了场地信息获取的程序性与实质性要求。在获取方式上，遵循《建设用地上壤污染状况调查技术导则》（HJ 25.1—2019）中成熟的“三位一体”调查模式（资料收集、现场踏勘、人员访谈），以确保与现行国家场地调查体系的衔接。在获取内容上，本指南突破了传统的以“工程参数”为主的模式，构建了包含企业基本信息、污染信息、生态环境资料及用地信息在内的四维调查框架。特别增加了对场地内植被、景观水体及自然恢复区域等生态要素的调查要求，旨在解决传统调查对生态功能承载区识别不足的问题，为判定潜在暴露途径提供必要的空间背景资料。

（2）识别潜在污染区域与特征污染物

本条明确了从“全项识别”到“特征确证”的技术路径，旨在科学界定评估对象，防止评估范围过宽或遗漏关键污染物。初步分析阶段，强调工艺流程全链条梳理，并充分发挥表1中行业污染物清单的导向作用，建立行业与污染物的对应关系。在验证环节，规定必须结合环评报告、清洁生产审核及历史监测数据进行多源数据交叉复核。这一渐进式的识别流程，考虑了工业场地生产历史复杂、污染物种类多样的现实，通过对高关注污染物的重点识别与未知污染物的动态排查，确保最终形成的特征污染物清单具有针对性和科学性。

（3）调查生态受体与生态敏感区域

本条是生态风险评估区别于人体健康风险评估的核心所在。针对生态受体具有显著空间差异性的特点，指南确立了“敏感点定位、标准受体比对、实地样地调查”的技术逻辑。在样点布设上，重点指向植被密集与生物活动活跃的生态敏感区，确保调查结果能真实反映场地生态现状。在受体分类与识别手段上，严格对标《中国土壤环境基础敏感受体推荐名录》与《第三次全国土壤普查土壤生物调查技术规范（试行）》，引入了标准化的生物采集与分析方法。此举旨在通过规范化的调查手段，获取场地特异性的土壤动物、微生物

及植物分布数据，从而为后续风险表征阶段提供精准的受体基准数据。

表1 常见工业企业周边土壤中的关注污染物

0610	烟煤和无烟煤开采洗选	砷
0710	石油开采	石油烃(C10-C40)、砷、六价铬
0810	铁矿采选	砷、镍、铅、镉、铜、钴、钒、锰、总氟化物、石油烃(C10-C40)
0820	锰矿、铬矿采选	砷、镍、六价铬
0911	铜矿采选	铜、钴、砷、铅、镍、镉、总氟化物、石油烃(C10-C40)
0912	铅锌矿采选	铅、锌、砷、镉、汞、铜、钴、镉、六价铬、镍、石油烃(C10-C40)
0914	锡矿采选	砷、铅、镍、铜、镉、镉、六价铬、锡
0915	锑矿采选	锑、砷
0921	金矿采选	钴、砷、钒、锑、铅、汞、镍、镉、氰化物、石油烃(C10-C40)
0931	钨钼矿采选	钨、钼、钴、铍、砷、铅、钒、镉、锑、铜、石油烃(C10-C40)
1713	棉印染精加工	钴、砷、苯胺、甲苯、六价铬、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘
1723	毛染整精加工	砷、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘
1752	化纤织物染整精加工	钴、砷、锑、石油烃(C10-C40)、苯胺、六价铬
1762	针织或钩针编织物印染精加工	石油烃(C10-C40)、砷
1910	皮革鞣制加工	砷、钴、六价铬、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘
1931	毛皮鞣制加工	砷、六价铬
2211	木竹浆制造	砷、镉、六价铬、铅、镍、二噁英类(总毒性当量)
2212	非术竹浆制造	砷、镍
2221	机制纸及纸板制造	砷、镍、二噁英类(总毒性当量)、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘
2511	原油加工及石油制品制造	石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘、砷、钒、锑、二苯并[a, h]蒽、苯并[a]蒽、苯并[b]荧蒽、钴
2520	炼焦	钴、砷、钒、六价铬、汞、镍、铅、苯并[a]芘、二苯并[a, h]蒽、石油烃(C10-C40)、苯并[b]荧蒽、苯并[a]蒽、茚并[1, 2, 3-cd]芘、萘、苯并[k]荧蒽、屈、菲、芘、荧蒽、芴、芘、蒽、蒎烯、蒎、1, 2, 3-三氯丙烷
2611	无机酸制造	砷、铅、镉、钒、六价铬、汞、镍、铜、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘
2612	无机碱制造	砷、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘
2613	无机盐制造	钴、锑、砷、铅、钒、六价铬、镉、镍、铜、汞、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘
2614	有机化学原料制造	石油烃(C10-C40)、二噁英类(总毒性当量)、苯并[a]芘、二苯并[a, h]蒽、苯并[a]蒽、苯并[b]荧蒽、萘
2619	其他基础化学原料制造	钴、砷、六价铬、镍、铅、苯并[a]芘、石油烃(C10-C40)
2621	氮肥制造	钴、砷、钒、六价铬、铝、镍、铜、镉、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘、汞、二苯并[a, h]蒽、苯并[b]荧蒽、苯并[a]蒽、茚并[1, 2, 3-cd]芘
2622	磷肥制造	铅、汞、镍、镉、六价铬、铜、砷、总氟化物、石油烃(C10-C40)

2624	复混肥料制造	砷、铅
2631	化学农药制造	二噁英类(总毒性当量)、砷、镍、六价铬、铅、石油烃(C10-C40)、阿特拉津、苯并[a]芘
2641	涂料制造	钴、砷
2642	油墨及类似产品制造	砷、石油烃(C10-C40)
2643	颜料制造	钴、砷、镍、六价铬、铅、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘
2644	染料制造	砷、六价铬、汞、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘
2651	初级形态塑料及合成树脂制造	砷、汞、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘
2653	合成纤维单(聚合)体制造	砷、镉、镍、石油烃(C10-C40)
2661	化学试剂和助剂制造	钴、砷、铈、钒、铅、六价铬、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘、二苯并[a, h]蒽、苯并[a]蒽、苯并[b]荧蒽
2662	专项化学用品制造	石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘、二苯并[a, h]蒽、1,2-二氯乙烷
2669	其他专用化学产品制造	石油烃(C10-C40)、砷
2671	炸药及火工产品制造	2,4,6-三硝基甲苯、2,4-二硝基甲苯、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘、砷、镍、铅
2710	化学药品原料药制造	砷、六价铬、镍、石油烃(C10~C40)、苯并[a]芘
2720	化学药品制剂制造	苯并[a]芘、石油烃(C10-C40)、砷
2750	兽用药品制造	砷
2760	生物药品制造	砷、镍
2822	涤纶纤维制造	石油烃(C10-C40)
3110	炼铁	砷、铅、镍、钴、钒、六价铬、石油烃(C10-C40)、二噁英类(总毒性当量)、苯并[a]芘、二苯并[a, h]蒽、苯并[b]荧蒽、苯并[a]蒽、茚并[1,2,3-cd]芘
3120	炼钢	砷、镍、六价铬、铅、镉、二噁英类(总毒性当量)、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘、二苯并[a, h]蒽、苯并[a]蒽、苯并[b]荧蒽、茚并[1,2,3-cd]芘
3130	黑色金属铸造	砷、镍、二噁英类(总毒性当量)、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘
3140	钢压延加工	砷、六价铬、镍、石油烃、苯并[a]芘
3150	铁合金冶炼	钴、钒、砷、镍、铅、镉、六价铬、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘、二噁英类(总毒性当量)、二苯并[a, h]蒽、苯并[b]荧蒽
3211	铜冶炼	钴、砷、铅、铜、铈、镉、镍、汞、钒、六价铬、二噁英类(总毒性当量)、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘
3212	铅锌冶炼	钴、镍、砷、镉、铅、铜、石油烃(C10-C40)
3213	镍钴冶炼	砷、铅、镉、铈、镍、汞、铜、钴、六价铬、锌、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘
3215	铈冶炼	铈、砷、铅、汞、镉、六价铬、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘、二苯并[a, h]蒽
3216	铝冶炼	砷、镍、六价铬、总氟化物、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘、二苯并[a, h]蒽、苯并[b]荧蒽、苯并[a]蒽、茚并[1,2,3-cd]芘
3219	其他常用有色金属冶炼	砷、钴、镍、六价铬、镉、铅、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘
3221	金冶炼	砷、铅、镍、氟化物、镉、铜、汞
3231	钨钼冶炼	镍、砷、镉、铅、六价铬、铜

3232	稀土金属冶炼	砷、铅、镍、六价铬、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘
3240	有色金属合金制造	镍、砷、铅、石油烃(C10-C40)
3311	金属结构制造	石油烃(C10-C40)
3340	金属丝绳及其制品制造	铅、砷、石油烃(C10-C40)
3360	金属表面处理及热处理加工	铅、铜、钴、砷、钒、六价铬、镍、氟化物、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘
3849	其他电池制造	砷、镉、钴、铅、镉、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘
4210	金属废料和碎屑加工处理	钴、砷、铅、镉、钒
4411	火力发电	石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘、砷
4620	污水处理及其再生利用	石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘、砷、镍
5941	油气仓储	石油烃(C10-C40)、砷
5990	其他仓储业	砷、石油烃(C10-C40)
7724	危险废物治理	钴、砷、钒、镉、镍、铅、六价铬、镉、二噁英类(总毒性当量)、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘
7820	环境卫生管理	钴、砷、镉、镍、铅、六价铬、二噁英类(总毒性当量)、石油烃(C10-C40)、苯并[a]芘

注：本表内容根据中国环境监测总站于2023年7月30日印发的《工业企业周边土壤和地下水监测技术指南（试行）》整理所得，仅供参考。

6.2 风险筛选技术要点说明

风险筛选阶段旨在基于保守性原则，快速识别可能存在生态风险的污染物，避免风险低估，并为后续风险定量评估提供筛选依据。本阶段采用风险商法（Hazard Quotient, HQ）进行初步判断，其方法简单、参数需求较少，具有较强的可操作性。主要技术要点如下：

（1）潜在污染区域识别与采样布设

依据场地污染信息及功能分区，识别危废储存区、原料堆放区、废水处理区、地下储罐区、排水沟及拆除残留区等潜在污染区域。按照 HJ 25.1—2019 要求，采用专业判断布点法开展采样设计，每类区域原则上不少于 3 个采样点，采样位置及深度应结合污染迁移特征确定，以获取具有代表性的最大暴露浓度。

（2）生态风险筛选值的确定

优先采用我国已发布的土壤生态风险筛选值；在缺乏相关标准时，可参考国际权威数据或依据 T/ACEF 087《场地土壤生态基准制定技术指南》推导筛选值，以保证评估的科学性与一致性。

（3）风险商计算与结果判定

采用风险商法进行评价：

$$HQ = \frac{C_e}{C_s}$$

其中， C_e 为场地测定的污染物最大暴露浓度， C_s 为对应的土壤生态风险筛选值。当 $HQ > 1$ 时，表明该污染物可能存在生态风险，应进入风险定量阶段；当 $HQ \leq 1$ 时，可认为在当前证据下生态风险较低，评估可终止。

6.3 风险定量技术要点说明

风险定量评估是工业污染场地生态风险管理的关键阶段，其目标是在危害识别与筛选的基础上，定量计算特定污染物的生态风险值，为风险管理决策提供依据。本阶段注重评估的真实性与准确性，通过引入生态情景概念，结合场地土壤特性与规划用途，差异化设定保护水平，并采用概率型方法量化风险。主要技术环节如下：

（1）系统布点与土壤样品分析

在初步识别存在生态风险的污染物后,需在整个场地范围内采用网格化布点方法(依据 HJ 25.1-2019)系统采集土壤样品,测定目标污染物的浓度空间分布,构建暴露浓度累积分布曲线,以全面反映污染状况。同时,按 NY/T 1121.2-2006 和 NY/T 1121.6-2006 测定土壤 pH 值与有机质含量(SOM),为生态情景匹配提供关键参数。

(2) 生态情景匹配与保护水平确定

我国的工业污染场地种类繁多、污染种类复杂且污染程度各异,因此采用统一的评估参数往往会导致评估结果出现偏差。例如,简单依据总暴露浓度进行暴露评估,未考虑污染物在土壤中的生物可利用性。此外,不同污染场地受影响的物种可能存在差异,若使用相同的毒理数据进行评估,可能无法准确反映各物种在污染物胁迫下的真实效应。为了提高评估的真实性,越来越多的生态风险评估方法开始纳入改变污染物对生态系统危害程度的因素,这些方法得到了广泛认可。情景设计被认为是提高评估准确性的重要方法之一,它通过简化污染物影响生态系统的过程,并提供足够的真实性,从而得出更符合实际情况的生态风险。然而,情景设计增加了更多参数,导致评估成本的提高,这使得其在实际风险管理中的应用受到限制。特别是对于我国日益增多的污染场地,如何构建一种既具备可操作性又能保证准确性的生态风险评估情景,成为亟待解决的问题。

本指南基于不同污染场地特性以及土壤参数等指标,构建差异化的生态风险评估情景,为特定污染场地提供相应的风险定量和保护水平。生态情景的构建需要考虑两类关键参数:一是影响污染物生物可利用性的土壤参数,二是影响生态效应大小的生态参数。土壤参数的确定参考了 USEPA 在制定土壤基准值时的选择原则。该指导文件指出,土壤 pH 值、有机质含量、阳离子交换能力、含水量和温度等因素会影响污染物的生物可利用性。然而,考虑到影响生物可利用性的主要因素,指南仅选择土壤 pH 值和有机质含量作为关键参数,并依据这两类参数对污染物生物可利用性进行划分(见表 2 和表 3)。生态效应参数包括生态受体的类别、营养状态、食物网中物种间相互作用的强度以及食物网的复杂性等。由于我国污染场地生态风险评估时,所选用的毒理数据多数来源于植物和土壤无脊椎动物的毒理实验,因此,CEC(阳离子交换能力)和粘土含量在对植物和土壤无脊椎动物的毒性效应方面仍未达成统一认识,因此不适宜纳入本指南的评估考虑中。土壤 pH 值和有机碳含量的组合,足以解决我国大部分土壤对污染物生

物可利用度的影响问题。

表 2 不同 pH 和有机质含量的土壤中重金属生物可利用性相对大小

土壤重金属生物可利用性			
	土壤有机质含量<2%	2≤土壤有机质含量 <6%	6≤土壤有机质含量<10%
4≤土壤 pH≤5.5	很高	高	中等
5.5≤土壤 pH<7	高	中等	低
7≤土壤 pH≤8.5	中等	低	很低

表 3 不同 pH 和有机质含量的土壤中有机污染物生物可利用性相对大小

土壤有机污染物生物可利用性			
	土壤有机质含量<2%	2≤土壤有机质含量 <6%	6≤土壤有机质含量<10%
4≤土壤 pH≤5.5	很高	高	中等
5.5≤土壤 pH<7	高	中等	低
7≤土壤 pH≤8.5	中等	低	低

鉴于纳入的参数越多，构建的生态情景越多，可能导致生态风险评估在场地污染管理中的可行性下降。因此，本指南选择根据土壤 pH 值、有机质含量和地块开发利用方式的不同构建不同的生态情景。土壤 pH 值和有机质含量作为影响污染物生物可利用性的关键参数，被用于构建生态情景。此外，污染场地的开发利用方式决定了生态受体的类型，例如，绿地通常存在丰富的敏感生态受体，而在建设用地中，其丰度则相对较低。受体类型对于污染物的生态效应有着显著影响。因此，本指南将污染地块的未来开发利用方式划分为城市绿地和建设用地两类。建设用地包括 GB 50137 中规定的建设用地、居住用地、公共管理与公共服务用地、商业服务设施用地、工业用地、物流仓储用地、交通设施用地以及公用设施用地；城市绿地则包括非建设用地以及建设用地中的绿地部分。通过结合土壤 pH 值、有机质含量和场地开发利用方式，形成了如表 1 所示的生态情景。由于在不同场地条件下，相同污染物在相同浓度下可能引起的生态效应差异较大，因此，本指南为不同污染场地设定了不同的保护水平。赋予保护水平的原则是，某一类型污染场地的相同污染物在同一浓度下引发的生态效应越严重，其保护水平应越高，反之则越低。

具体情景划分如下：情景I：开发为城市绿地的污染场地，土壤 pH 值在 4-7

之间，且有机质含量低于 2%；情景II：开发为城市绿地的污染场地，土壤 pH 值在 4-7 之间且有机质含量大于 2%，或者土壤 pH 值在 7-8.5 之间且有机质含量小于等于 2%；情景III：开发为城市绿地的污染场地，土壤 pH 值在 7-8.5 之间，且有机质含量高于 2%；情景IV：开发为建设用地的污染场地，土壤 pH 值在 4-7 之间且有机质含量低于 2%；情景V：开发为建设用地的污染场地，土壤 pH 值在 4-7 之间且有机质含量大于 2%，或者土壤 pH 值在 7-8.5 之间且有机质含量小于等于 2%；情景VI：开发为建设用地的污染场地，土壤 pH 值在 7-8.5 之间且有机质含量高于 2%。参考加拿大《A protocol for the derivation of Environmental and Human Health soil quality guidelines》以及澳大利亚《Guideline on soil quality guidelines for arsenic, chromium (III), copper, DDT, lead, naphthalene, nickel and zinc, Schedule B5c》等相关指南中的保护水平，结合相关专家学者的论证，最终确定了各生态情景的保护水平。具体的保护水平为：保护 95%物种不受危害、保护 90%物种不受危害、保护 80%物种不受危害和保护 50%物种不受危害。各情景与相应保护水平的对应关系如表 3 所示。

表 4 工业污染场地生态情景及保护水平

生态情景类型	判定规则	生态保护水平
生态情景 I	1) 非建设用地, pH < 4, SOM < 2 %	保护95%的物种不受影响
生态情景 II	1) 非建设用地, pH < 4, SOM ≥ 2 % 2) 非建设用地, 4 ≤ pH < 7, SOM < 2 %	保护90%的物种不受影响
生态情景 III	1) 非建设用地, 4 ≤ pH < 7, SOM ≥ 2 2) 非建设用地, 7 ≤ pH ≤ 8.5, SOM < 2 % 3) 建设用地, pH < 4, SOM < 2 %	保护85%的物种不受影响
生态情景 IV	1) 建设用地, pH < 4, SOM ≥ 2 % 2) 建设用地, 4 ≤ pH < 7, SOM < 2 % 3) 非建设用地, 7 ≤ pH ≤ 8.5, SOM ≥ 2 % 4) 非建设用地, pH > 8.5, SOM < 2 %	保护80%的物种不受影响
生态情景 V	1) 建设用地, 4 ≤ pH < 7, SOM ≥ 2 % 2) 建设用地, 7 ≤ pH ≤ 8.5, SOM < 2 % 3) 建设用地, pH > 8.5, SOM < 2 %	保护70%的物种不受影响

	4) 非建设用地, pH > 8.5, SOM ≥ 2 %)	
生态情景VI	(1) 建设用地, pH ≥ 7, SOM ≥ 2 %	保护50%的物种不受影响

(3) 毒理数据整合与概率风险计算

依据《生态安全土壤环境基准制定技术指南》收集污染物毒理数据, 构建物种敏感度分布 (SSD) 曲线。推荐使用多种概率分布函数 (如Burr III、Log-normal等) 拟合数据, 并采用AIC或BIC准则优选模型, 以降低单一分布依赖带来的不确定性。对于参数模型, 建议使用赤池信息准则 (Akaike Information Criterion, AIC) 来检验模型拟合优度, 并通过最大似然估计法进行模型拟合, 计算每个模型的AIC值, 计算公式如下:

$$AIC = -2L + 2K \quad (\text{Eq.1})$$

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。

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

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。

贝叶斯信息准则 (Bayesian information criterion, BIC) 可作为另一种替代来评价模型拟合优度, 它在形式和设计上与AIC相似, 但模型估算的方法为Metropolis-Hastings, 下式中的参数含义同上。

$$BIC = -2L + 2K \ln(n) \quad (\text{Eq.3})$$

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:

$$\Delta_i = AIC_i - \min(AIC) \quad (\text{Eq.4})$$

最终, 在既定保护水平下, 通过联合概率法整合暴露分布与毒性分布, 计算生态风险值, 即不同暴露水平下效应发生的概率。

6.4 因果关系判定技术要点说明

在明确场地特征污染物生态风险水平后, 可根据数据条件和评估需求, 选择

性开展污染物胁迫与生态受体响应之间的因果关系分析。本步骤不作为生态风险评估的必选内容，主要用于增强评估结果的解释性及风险管理决策的科学支撑能力。工业污染场地通常具有污染来源复杂、多污染物共存等特点，例如在工业园区中，不同地块污染物可能发生迁移与叠加。在此背景下，因果关系分析有助于识别主导生态风险的关键污染物，避免风险来源误判。同时，通过验证污染物暴露与生态受体响应之间的合理关联，可提高评估结果的可靠性。

本指南结合污染场地的实际状况和希尔因果关系判断准则（见表 5）来判断污染物与生态受体响应之间的因果关系。判定原则如下：

（11）尽量选择可信度更高的准则进行判断。如果分析结果符合准则要求，则可以合理地认为污染物暴露与生态受体响应之间存在因果关系。

（2）如果出现相反的判断结果（例如污染物暴露与受体响应之间存在负相关），则不能建立污染物与生态受体响应之间的因果关系，需进一步分析其他可能的原因。

（3）如果分析结果存在矛盾（例如部分结果表明污染物暴露与受体响应之间存在联系，而另一部分结果认为不存在联系），则需要进一步的工作进行解释。

表 5 希尔因果关系判断准则

准则	含义	可信度	分析手段	备注
关联强度（strength of association）	污染物胁迫和生态受体响应存在很显著的关联	+++	主成分分析	依据污染物是否作为生态受体响应差异的主成分判断因果关系
关联的可重复性（consistency of association）	对污染物的响应在不同场地和不同调查之间保持一致	++	污染物在其他地方造成的生态受体响应和本次调查相同	根据不同调查者在不同时间、不同地点就污染物对生态受体的影响能否得出一致的结果判断因果关系
特异性（specificity）	是否只有污染物导致了生态受体响应？是否污染物只导致了该种生态受体响应？	+	分析污染物胁迫和生态受体响应之间的联系	依据污染物胁迫和生态受体响应之间是否存在一一对应关系判断因果关系
时序性(temporality)	污染物胁迫时间上先于生态受体响应	+	生态受体随时间响应的比较，特别是调查污染之前的生态受体状况	通过空间(如上游/下游)上/污染发生前后的受体状态是否存在差异判断因果关系

合理性 (plausibility)	存在合理的机理解释污染物导致的生态受体响应	++	1.文献数据 2.效应可信度 3.敏感物种的缺失; 4.诊断性检测; 5.毒性鉴别;	1.通过文献资料证实污染物的生态效应产生机制判断因果关系 2. 依据产生效应的受体分布范围与污染物暴露范围是否一致判断因果关系 3.依据敏感物种的是否丧失判断因果关系4.某些效应只对特定种类的毒物有反应,例如金属硫蛋白对金属暴露的响应, 据此判断因果关系 5.通过处理环境样品来去除或隔离污染物是否能够消除或减少这些污染物导致的生态受体响应判断因果关系
一致性 (coherence)	污染物导致的生态受体响应与污染物对特定物种产生的效应一致	++	1.文献数据 2.效应可信度 3.敏感物种的缺失; 4.诊断性检测; 5.毒性鉴别; 6.污染物与关键物种响应的剂量-效应关系	依据与合理性和实验证据相同方式响应判断因果关系
相似性 (analogy)	具有相似结构和作用机制的污染物应当对生态受体产生相似的效应	+	其他地块受类似污染物(相同的化学类别, 具有类似的作用模式)影响而产生的效应与本场地产生的效应相同	根据相似污染物在不同地块产生的效应是否相同判断因果关系
生态梯度 (ecological Gradient)	生态受体响应应当按照污染物浓度梯度分布	++	回归分析 空间分布图	随着与污染源距离的增加, 污染物浓度越低, 对生物的影响也就越小, 反之越大。据此判断因果关系
实验证据 (experimentation)	污染物暴露与生态受体响应在实验中应当存在直接的因果关系	++	污染物与关键物种响应的剂量-效应关系	依据污染物与关键物种响应之间是否存在剂量-效应关系判断因果关系

七、对实施本指南的建议

(1) 《工业污染场地生态风险评估技术指南》是工业污染场地风险管理框架体系中的重要技术标准文件之一。为确保本指南的顺利实施，建议尽快出台我国场地土壤生态基准制定的技术指南，以为本指南提供坚实的基础。

(2) 技术标准的制定和发布应与有效且可行的政策法规相配套。建议加快完善我国污染场地管理相关的政策法规制度，进一步增强技术标准的规范性和指导作用。

(3) 由于我国当前相关基础研究相对薄弱，评估模型与参数多依赖于国外经验，这无疑增加了评估结果的不确定性。因此，建议在广泛征求意见的基础上，对本指南进行修改，并先行试用。根据试用过程中获得的反馈，适时对标准进行完善、修订和补充。

八、与有关法律、行政法规及相关标准的关系

本指南严格遵循《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》等法律法规的要求。其中《土壤污染防治法》要求建立土壤污染风险管控体系，本指南聚焦生态风险识别与定量评估，落实了法律中关于生态保护的目标，本指南的“危害识别—风险筛选—风险定量—因果关系判定”框架与之高度一致。指南内容与上述法律法规无抵触，是其技术层面的细化与落地。本指南是对现有 HJ25 系列标准的进一步补充和完善，本指南以生态安全为保护目标，两者技术路线互补，共同完善建设用地多目标风险评估体系。因此，本指南在法律法规框架下，与现有国家标准、行业标准等形成了协调互补、上下衔接的技术体系，填补了工业污染场地土壤生态风险评估领域的标准空白。

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