

《重金属污染土壤生态风险评估技术指南（征求意见稿）》

编制说明



《重金属污染土壤生态风险评估技术指南》编制组

二〇二二年十一月

目 次

1 项目背景.....	1
2 标准制订的必要性分析.....	2
3 基准制定的原则与依据.....	3
4 国内外生态风险评估技术发展现状.....	4
5 标准的主要内容及说明.....	10
6 主要技术要点.....	14
7 标准与国内相关技术标准的比较与衔接.....	17
8 标准的预期作用与效益.....	18
9 对实施本标准的建议.....	19
主要参考文献.....	20



1 项目背景

1.1 任务来源

为贯彻落实《中华人民共和国环境保护法》、《土壤污染防治法》、《土壤污染防治行动计划》和党中央、环保部关于加强土壤污染防治工作的指示，进而指导以保护人体健康和生态环境为目标的场地风险防控、预警与安全利用，科技部会同有关部门及地方，制定了国家重点研发计划“场地土壤污染成因与治理技术”重点专项实施方案，由浙江大学牵头实施，组织中国科学院生态环境研究中心、中国环境保护部环境科学研究院开展重金属污染场地土壤生态风险评估技术指南的制定工作。

在重金属污染场地土壤生态环境风险管控方面，为符合我国土壤环境特征、切合土壤环境管理工作的实际需求，在大量资料收集、实地调研、实验检测、数据分析的基础上，综合国内外有关经验，提出适用于我国国情的重金属污染场地土壤生态风险评估体系的研究框架与方法体系，优先制定并发布我国重金属污染场地土壤生态风险评估技术指南。

1.2 工作过程

2018年12月项目组承担科学技术部场地土壤污染成因与治理技术专项场地土壤重金属积累、转化与生态环境效应项目重金属污染场地的生态环境风险管控、预警与安全利用方法体系研究（2018YFC1800505）。

编制组自承担该项目以来，在政策解读、前期项目研究、文献和实地调研等一系列准备工作的基础上，召开研讨会，讨论并且界定了开展本指南编制工作的原则、程序、步骤和方法，并最终编制生成《重金属污染场地土壤生态风险评估技术指南（征求意见稿）》（以下简称《指南》）及其编制说明，经历了如下编制工作过程。

2019年1月-6月，展开国内外相关文献调研，针对《指南》的总体定位、使用范围、编制思路、技术需求等问题召开多轮内部讨论会。

2019年7月-2020年7月，组织调查了湖南湘潭有色金属场地、浙江温州制革场地、湖南株洲重金属场地、江苏靖江电镀场地、湖北铜冶炼场地、云南文山铜矿场地、湖南常宁柏坊铜矿冶场地及场地周边不同土地利用类型，揭示了土壤重金属复合污染特征，通过完善土壤-受体生物的实验体系，结合土壤生态过程、生态功能及土壤植物、动物及微生物生态多样性对土壤重金属污染的响应特征，系统参考国内外相关研究基础，采用“证据-权重”（Weight of evidence）法构建生态风险评估研究框架，明确了我国重金属污染场地土壤的生态风险评估方法。

2020年8月-12月汇总先前工作收集的有关资料进行撰写，初步形成《重金属污染土壤生态风险评估技术指南（建议稿）》。

2021年1-5月，编制工作组以视频会议和线下的形式组织召开多次专家咨询会，综合多方专家意见生成《指南》修改方案；组织召开内部讨论会，依据修改方案制定新一轮文献调研和案例研究计划。

2021年6月-2022年6月，依据调研结果进行多次专家咨询，对《指南》进行多角度完善，并进行汇总和整合。

2022年7月-10月，提交中华环保联合会立项审查，组织第一次专家审查会；根据审查会专家意见进行多角度完善，形成《指南（征求意见稿）》初稿。

2022年11月，中华环保联合会组织专家对《指南（征求意见稿）》进行修改后第二次专家审查，并形成审查意见，并根据审查意见进一步进行完善，形成《指南（征求意见稿）》。

2 标准制订的必要性分析

2.1 重金属污染土壤生态风险评估是环境管理的基础

土壤在保障粮食安全和维护生态系统稳定性方面起着重要作用。随着我国快速城市化以及产业结构的调整，遗留下了大量的污染场地，污染问题突出，严重影响土壤环境的生态安全。土壤污染生态环境风险评价以陆地生态系统为保护对象，通过识别土壤植物、动物和微生物等生物个体、种群和群落暴露于土壤污染而对其代谢活性、行为及物种间相互关系产生的不良影响，是评价土壤生态功能和土壤质量的关键环节。与健康风险评价目的一致，土壤污染生态风险评估服务于土壤环境的管理与决策，不仅分承担着土壤环境影响前端主动防控的职责，风险评估结果还可用于指导污染土壤后端修复和未来土地利用。近年来，世界各国高度重视基于风险的土壤环境管理模式，积极开展土壤污染生态风险评估工作，对于土壤环境治理从质量管理到风险管控的有效衔接具有里程碑意义。

2.2 重金属污染土壤生态风险评估是制定土壤环境质量标准的依据

土壤环境质量标准体系是土壤环境监管体系的重要内容，也是识别筛选土壤污染风险的重要依据。结合当前我国环境安全和实际管理需求，《土壤污染防治法》将环境风险区分为生态风险和公众健康风险，强调基于不同的土地功能以土壤生态安全和人体健康为保护目标分别制定土壤污染风险管控标准的必要性。而最新发布的《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准（试行）（GB 36600-2018）》仅从保护人体健康的角度规范了建设用地土壤污染的风险限值。然而，人体健康安全不等于生态安全，在此背景下，开展土壤污染的生态风险评估研究，是进一步制定基于生态安全的土壤环境质量指导值的重要依据，可以为有效遏制土壤环境质量退化提供基准和预警，同时结合土壤污染的健康风险评估，可进一步完善土壤污染防治标准体系建设，直接服务于污染土壤的环境保护监督与管理，防控污染场地的环境风险，保障土壤环境资源的安全利用。

2.3 重金属污染土壤生态风险评估的重要性和必要性

土壤污染生态风险评估是污染生态学、环境土壤学和生态毒理学的重要研究内容。虽然我国在生物毒性实验、污染物的生物有效性和生态过程等方面已经开展了大量的生态风险评估相关基础研究，但研究方法、评价模型和生态毒理数据多参考借鉴国外发达国家，方法的应用和数据的适用性等问题在一定程度上影响了风险评估结果的准确性，也因此制约了我国土壤环境质量标准的科学性和环境管理的有效

性。结合当前我国土壤污染防治工作的现实需求和土壤污染生态风险评估的研究进展，有必要尽快建立符合我国土壤环境特征且紧密结合国家环境管理目标的土壤重金属污染生态风险评估标准程序，形成相关导则、技术文件，以指导国家和地区土壤环境质量标准制定，提高污染土壤的风险管理决策水平。

3 基准制定的原则与依据

3.1 编制原则

(1) 符合性原则

以《中华人民共和国环境保护法》、《土壤污染防治法》和《土壤污染防治行动计划》以及我国现行的土壤环境保护法律法规、条例、标准、指南、导则的相关规定和要求为主要编制依据，了解国内土壤污染生态风险评估研究现状和最新研究成果，确保我国土壤污染的生态风险评估工作符合政策法规的相关要求和研究发展趋势，与土壤环境质量标准体系相互补充、相互支持。

(2) 适用性原则

对国外发达国家土壤污染生态环境风险评价的方法、体系、技术文件和研究现状等进行系统调研和深入梳理，充分借鉴国外发达国家先进经验和最新研究成果，结合我国现实国情特点进行集成创新，保证土壤污染生态风险评价的科学性、合理性和可操作性。

(3) 导向性原则。

充分考虑我国土壤环境特征和风险管理需求，以服务土壤环境质量的保护与改善为总体目标，建立健全土壤污染的生态风险评估机制，通过科学的生态风险评估加强土壤环境质量预警管理，制定针对性的土壤污染防治策略。

3.2 编制依据

重金属污染场地土壤生态风险评估技术指南编制依据的法律、法规和规章主要是《中华人民共和国土壤污染防治法》和中共中央国务院《关于加快推进生态文明建设的意见》等。《中华人民共和国土壤污染防治法》对有关生态环境风险的危害及标准体系提出具体要求；其中，第二章第十二条：“国务院生态环境主管部门根据土壤污染状况、公众健康风险、生态风险和科学技术水平，并按照土地用途，制定国家土壤污染风险管控标准，加强土壤污染防治标准体系建设”；第三章第二十条：“国务院生态环境主管部门应当会同国务院卫生健康等主管部门，根据对公众健康、生态环境的危害和影响程度，对土壤中有毒有害物质进行筛查评估，公布重点控制的土壤有毒有害物质名录，并适时更新”。《关于加快推进生态文明建设的意见》也提出了“全面推进污染防治，制定实施土壤污染防治行动计划，建立以保障人体健康为核心、以改善环境质量为目标、以防控环境风险为基线的环境管理体系，建立环境风险防范与应急管理工作机制”的要求。

重金属污染场地土壤生态风险评估技术指南依据的规范性文件主要有我国污染土壤环境管理及生态调查方面的标准化方法，具体包括：

GB/T 27921 风险管理 风险评估技术

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 21010 土地利用现状分类

HJ 710.1 生物多样性观测技术导则 陆生维管植物

HJ 710.10 生物多样性观测技术导则 土壤大中型动物

HJ 1111 生态环境健康风险评估技术指南

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 环境监测技术导则

HJ 25.3 建设用地土壤污染风险评估技术导则

HJ 682 建设用地土壤污染风险管控和修复术语

HJ 804-2016 土壤 8 种有效态元素的测定 二乙烯三胺五乙酸浸提-电感耦合等离子体发射光谱法

HJ 964-2018 环境影响评价技术导则 土壤环境

SL/Z 467-2009 生态风险评估导则

4 国内外生态风险评估技术发展现状

4.1 国外生态风险评估技术发展

表 1 综合了 9 个欧美主要国家的生态风险评估方法的参考标准和优缺点。从参考标准来看，大部分国家如荷兰、德国、瑞典、英国、美国、加拿大等都有正式的技术指南、框架和政策法规可依；从生态风险评估目标和保护对象来看，大部分国家以保护土壤生态功能为目标，所选的生态终点也能够表征土壤生态功能为依据(Smith 等, 2005; Weeks 和 Comber, 2005)。尽管如此，部分国家如德国、意大利，包括英国和美国在选择评价终点时较少考虑土壤生物的生态学响应，尤其是对土壤微生物的生态毒性效应(U.S.EPA, 2003)。此外，由于陆地生态系统的复杂性和污染场地的高度空间异质性，场地生态风险评估具有实际针对性(Site specific)的特点。层级法是解决场地土壤生态风险评估实际针对性问题的重要手段，随着层级从低(T_0)到高等(T_3)递进，所获得的信息数量和质量逐步增加和提高，不确定性逐渐降低，所保护或容许的不良效应水平相应发生改变，并且充分体现出污染源、途径和受体之间的关联性。

表 2 综合了美国、英国、澳大利亚和加拿大等国家污染场地土壤生态风险评估框架的典型特征，大多数国家生态风险评估框架基本类似，即，采用层级法，不同的层级所保护或容许的不良效应水平不同。首先，除了加拿大以外，其他国家都明确提出采用层级法构建场地土壤生态风险评估框架。加拿大尽管在框架中不包含层级评估过程，但是在操作指南中提出正式开展生态风险评估前进行筛选评估的要求，并且风险管理者或决策者根据场地环境管理的实际需求（评估过程中每一步评估结果包含的不确定性）决定基本框架中某个步骤的迭代次数，以整合更多信息，降低不确定性。其次，与一般生态风险评估中风险管理与风险评估具有相对独立性不同，在场地生态风险评估框架中风险管理占有十分重要的地位，这与场地的实际针对性特点以及通常需要采用层级法有关。以英国的层级递进式场地土壤风险评估框架为例（图 1），每一级评估结束后需要风险管理者参与决定是否进入下一级评估；同时，国际上现

行的污染场地土壤生态风险评估框架大多以美国 USEPA 的三步法标准框架为基本框架（图 2），整个评估过程由 3 部分组成，即，问题形成、分析（暴露分析和效应分析）和风险表征，其他国家通常根据自身法律法规和保护目标，在此基本框架基础上制定了各种形式的层级递进式评估框架；另外需要指出的是，场地土壤生态风险评估框架中最终评估阶段或高等级评估阶段通常采用野外生态调查及种群水平以上风险受体或评估终点，由此也彰显出了场地生态风险评估的实际针对性特征。

美国具有极其完善和成熟的生态风险评估框架和技术指南，不仅在美国国家环境保护局（USEPA）的各方面政策中得以充分体现，在实际使用中也具备一系列成熟的技术配套，已成为过去 30 多年以来制定生态资源决策主要依据，并被加拿大、欧盟和其他国家所效仿。USEPA 生态风险评估框架最初于 1986 年（ORNL ERA 框架）依照红皮书的框架构建而成。在 1992 年，EPA(1992)发布了新版框架，除了化学污染物以外，新版框架中还包括了非化学风险胁迫，并在此基础上提出了针对超级基金场地的生态风险评估程序(U.S.EPA, 1997)，实现了层次化评估技术体系。随后于 1998 年，发布了对应于新版框架的第一部指南(U.S.EPA, 1998)，并陆续通过附录形式对指南进行内容补充，如 2003 年出版的解释生态评价终点以及识别 EPA 所指定的评价终点(U.S.EPA, 2003)的技术指南，2016 年增加了以生态系统服务功能作为评价终点的技术指南(U.S.EPA, 2016)。基于生态风险评估结果，美国在清洁水法案（Clean Water Act）中制定了化学水质标准和生物学水质标准，在清洁空气法案（Clean Air Act）中制定了空气质量标准，尤其针对臭氧的标准(U.S.EPA, 2006)。

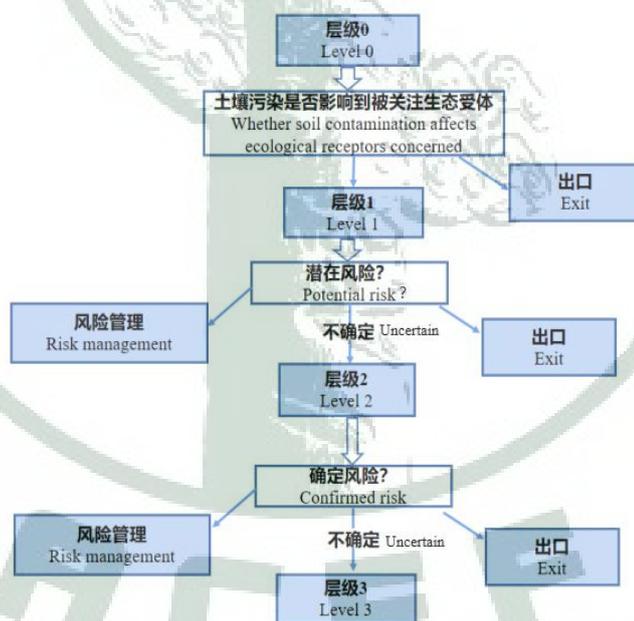


图 1 英国层级法生态风险评估框（UKEA, 2008）

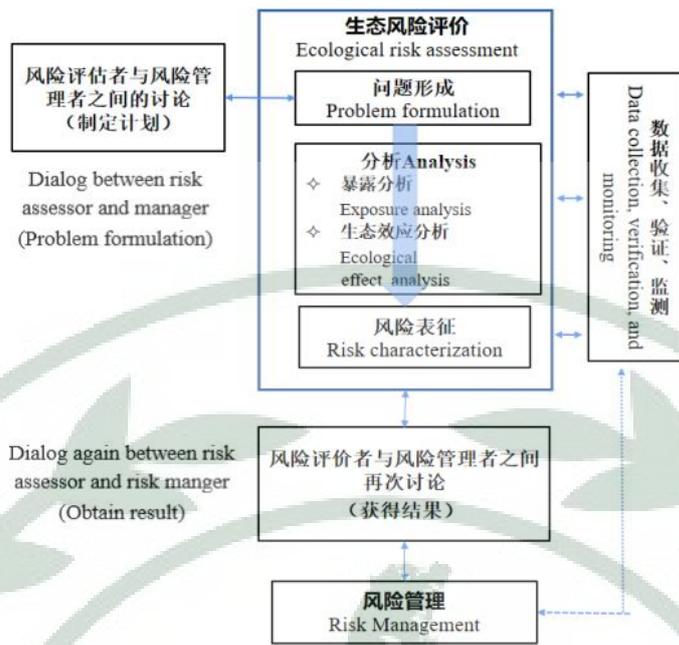


图2 美国 EPA 生态风险评估标准框架 (USEPA, 1998)

表 1 国际上污染场地生态风险评估技术指南 (Smith 等, 2005; Weeks 和 Comber, 2005)

国家	主要方法及参考标准	优点	缺点
荷兰	《土壤保护行动》1994, 修订版 ①依据土地利用类型估算 HC ₅₀ ; ②明确定义污染物土壤最大容许值; ③根据 NOEC 数据对数分布制作物种敏感性分布图 (SSD); 50%SSD 水平作为严重风险等级水平; ④2000 年提出的修复目标值和风险管控值	①土壤保护行动旨在防治、限制和修复导致与人类以及动植物有关的土壤功能下降或受到威胁的土壤性质变化; ②土壤修复目标与依据最终的土地利用类型而定	①对于特定土地利用类型生态参数的污染物毒性数据通常无法获得或者具有很强的主观性; ②假设使所暴露的生物 50% 处于其 NOEC 水平之上的土壤污染物水平为可接受水平
德国	联邦土壤保护行动 1999 结合以保护和恢复土壤功能为目的的土壤保护条例	土壤保护被视为与土壤的人类利用相关; 厘清土壤污染类型	不考虑土壤生物
意大利	依据最大可接收浓度 (MAC); 如果超过 MAC 被视为污染场地并启动修复程序		MAC 制定不考虑生态学基准
瑞典	污染场地评估与危害及污染物水平相关, 包括污染物的潜在迁移性、场地敏感性和保护价值。构建了总体框架和指南, 关注对环境没有不可接受风险产生、场地的污染程度、修复目标构建、以及修复效果评估		
丹麦	采用 NOEC, LOEC 和 EC 值, 利用外推因子作为安全阈值对实验室和田间数据进行外推; 目的是为了保护土壤功能和结构	假设成 log 正态分布, 尽管只有生态系统中部分物种的毒性数据, 仍然假设保护这些物种将足以保护生态系统功能和结构	
英国	只对具有 Part IIA 包含的法定危害的土壤污染物进行评价, 采用基于证据-权重法的层级评价方法, 在效应评价中采用土壤筛选值		咨询框架, 现有的土壤筛选值比较有限
美国	污染土壤生态风险层级评价方法; 基于土壤生态风险等级的毒性基准值建立技术指南 (Oak Ridge Toxicological Benchmarks)	缩减了标准化过程; 主要体现决策者的意愿和需要; 能够与基于人体健康的筛选值 (RBC) 相兼容	
加拿大	加拿大土壤质量规范建议稿; 污染场地临时环境质量标准; 生态风险评估指南; 土壤质量标准构建技术导则	包括场地特异性数据, 以及用来推导有关复杂生态系统响应 (慢性毒性效应和化学和生态系统水平研究之间的交互作用) 的定量信息	
澳大利亚	基于以保护陆地受体为目的的生态风险的修复目标	在场地特异性数据缺少的情况下用背景浓度作为修复标准值; 所选的生态受体包括不同营养级水平	缺少国家政策来保证所要求的标准得到执行

表 2 美国 (USA)、英国 (UK)、加拿大、澳大利亚等国家的污染场地土壤生态风险评估框架 (USEPA, 1998; UKEA, 2008; NEPC, 2013; CCME, 2020)

国家	层级	技术依据	关键程序
英国	4 级 (T0-T3), 其中 T0-T1 为筛选级评估; T2 为效应评估; T3 为暴露-效应关系分析	评估程序的每一步都有详细的技术指南或法规	强调土壤污染与不良生态效应之间的联系是否真实存在
美国	8 级 (Step1-Step8), 其中 Step1-Step2 为筛选级评估; Step3-Step7 基本框架程序; Step8 为风险管理	与场地修复调查/可行性分析 (RI/FS) 相衔接	8 个步骤不是简单的线性或者顺序过程, 如果有必要可以重复进行该评估程序, 在重复过程中某些步骤可以省略, 或者几个步骤同时进行
加拿大	不按照范围和级别分类, 不包含筛选级评估; 风险管理者或决策者根据场地环境管理的实际需求 (不确定性) 决定基本框架中某个步骤的重复次数	评估程序的复杂程度与场地及其风险的复杂程度相对应	采用证据-权重法, 问题分析阶段确定评估终点 (保护目标), 每个终点包含由一组或几组暴露-效应关系组成的证据链
澳大利亚	2 级 (预评估与最终评估), 每个级别都包含由 5 部分组成的基本框架, 其中预评估为筛选级评估	判断评估程序走向的主要依据为与具体土地利用类型相对应的敏感物种分布概率 (SSD)	每一个层级的评估目标为推导出基于对应生态价值的生态学调查水平 (EILs)

4.2 国内生态风险评估技术发展现状

我国生态风险评估工作起步晚, 始于水生态风险和区域生态风险 (龙涛等, 2015), 目前还缺乏土壤污染生态风险的标准规范, 以及相应的评价方法导则和指南。生态环境部 2014 年发布的《污染场地风险评估技术导则》(HJ 25.3—2014)与 2018 年发布的《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准 (试行)》(GB36600—2018) 均是以保护人体健康为目标, 提出基于健康风险的土壤风险控制值以及监测、实施和监督要求。同年发布的《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准 (试行)》(GB15618—2018), 以保护农产品质量安全为主要目标, 分别推导了农产品质量安全、农作物生长和土壤微生物的土壤污染物阈值, 并规定了耕地、园地和草地的土壤污染筛选值和管制值。

在基础研究方面, 我国学者在陆生生物如蚯蚓、土壤微生物和作物水稻小麦等的毒性效应及毒理试验方法方面开展了大量研究工作, 包括土壤污染生态风险评价指标和方法研究以及土壤污染的生物可利用性研究等方面 (张霖琳等, 2020)。在具体场地生态风险评价方面也做了一些案例, 如刘志全等 (2006) 对典型石油化工污染场地的蔡进行了生态风险评价, Yuan 等 (2014) 对北京某化工区表层土壤重金属生态风险进行了分析和评价。针对农药面源污染, 我国借鉴国际生态风险评价框架构建了层次法评价技术。目前的大部分研究采用评估因子外推及物种敏感曲线评估土壤污染的生态效应, 通过传统的商值法, 利用风险商表征土壤污染的生态风险。但是土壤生态系统相当复杂, 而这类评估未能涵盖土壤中更多生物, 较难适用于精准性强和尺度大的风险评估。

与当前国际水平相比, 我国目前在土壤污染生态风险评估技术方面还需要开展大量与实际应用相结

合方面的工作：（1）建立污染场地土壤生态风险评估技术导则等技术性文件；（2）建设本土化生态毒性数据库；（3）建立基于较高生物水平和生态系统水平的受体生态效应评价终点；（4）在暴露评价中纳入土壤污染物生物有效性；（5）构建土壤复合污染生态风险评估方法。

4.3 “证据-权重法”污染场地土壤生态风险评估方法

Dagnina 等（2008）提出综合环境科学“三合一”数据，采用“证据-权重”（weight-of-evidence, WoE）法进行整体生态风险评估，即，基于包括污染物浓度的土壤化学参数、生物个体水平上的生态毒理学参数、污染物亚致死水平上的生物生理生化参数以及有关生物群落结构和功能的生态学参数，针对每个参数与相应的参考值进行比较，获得相应的风险指数，即，化学风险指数（ChemRI）、生态毒理学风险指数（EcotoxRI）以及生态系统风险指数（EcoRI），最后根据各自权重获得整体生态风险指数。对于部分参考值的选择，夏家淇和骆永明（2006）提出，在区域和场地土壤污染评估中可以采用土壤环境背景值、土壤环境质量二级标准值和土壤污染临界值作为参考值。

目前“证据-权重法”中应用较为广泛的是定性权重分析法、半定量权重分析法和定量权重分析法（Suter et al., 2017）。定量权重分析法由于对数据质量、统计分析和专业知识的高要求，限制了其实际应用范围。定性权重分析法主要包括了证据罗列法、最佳专业判断、因果标准分析法和逻辑法等，然而由于定性方法或多或少缺乏证据间的逻辑考虑和证据赋权、存在经验偏差和利益冲突、缺乏准则设定的统一标准和产生主观判断差异等，使得定性权重分析方法难以满足实际污染土壤生态风险评估的要求。半定量方法主要包括赋值法和指数法，赋值法对于证据链之间的相互关系讨论相对较少，且主观性强；而指数法由于在计算得到单一指数的过程中，往往会导致大量有效数据的丢失，使得无法得到精确的可信赖的结果（USEPA, 2016）。因此，耦合 EPA 四步法和欧盟层次法对现有的半定量“证据-权重法”进行改进，在风险评估的过程中同时考虑了评估策略的客观性、确定性、透明性、再现性和一致性，在很大程度上增加其数据的丰富度，使其可以解释不同证据链间的相关性，对统计方法的高度依赖性也使得最终结果更加客观真实，此外，由于体现了层次法原理，使生态风险评估的过程更加灵活和实际针对性（王美娥等，2020）。尽可能多的收集涉及到多物种多评估终点的证据，将相似的证据整理成不同证据链，对不同证据进行赋权后进行证据的整合，表征综合生态风险，可以提高生态风险评估结果的准确性，避免假阳性和假阴性的结论。

以上对国内外关于土壤污染生态风险评估技术发展现状的综合分析结果表明，耦合 EPA 四步法和层次法进行改进的“证据-权重法”评估框架比较适合应用于野外复杂环境条件下的重金属污染场地土壤生态风险评估。

5 标准的主要内容及说明

5.1 范围

本标准规定了重金属污染土壤生态风险评估的范围、规范性引用文件、术语和定义、总体要求和生态风险评估程序、风险识别、暴露评价、效应评价、综合生态风险表征。

本标准适用于重金属污染土壤生态风险评估。

5.2 规范性引用文件

本标准引用了下列文件或其中的条款。凡是不注日期的引用文件，其有效版本适用于本标准。

GB/T 27921 风险管理 风险评估技术

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 21010 土地利用现状分类

HJ710.1 生物多样性观测技术导则 陆生维管植物

HJ710.10 生物多样性观测技术导则 土壤大中型动物

HJ 1111 生态环境健康风险评估技术指南

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 环境监测技术导则

HJ 25.3 建设用地土壤污染风险评估技术导则

HJ 682 建设用地土壤污染风险管控和修复术语

HJ 804-2016 土壤 8 种有效态元素的测定 二乙烯三胺五乙酸浸提-电感耦合等离子体发射光谱法

HJ 964-2018 环境影响评价 土壤环境

SL/Z 467-2009 生态风险评价导则

5.3 术语和定义

下列术语和定义适用于本标准。

5.3.1

土壤生态风险评估 soil ecological risk assessment

通过收集、组织和分析环境数据来评估土壤污染对陆地生态系统中土壤动物、微生物和植物个体、种群、群落以及特定生态系统的风险的过程。

5.3.2

证据-权重法 weight-of-evidence (WoE)

在评估中通过组合、评估和整合证据进行技术推断的过程，在评估中证据-权重法能够用来定量估算、模型选择或得出定性结论。

5.3.3

生态暴露评价 ecological exposure assessment

对生态系统暴露于土壤环境中化学性因素的暴露量、频率及持续时间进行估计或测量的过程，也包括对土壤环境中化学性因素的来源、暴露途径、暴露生态系统和特征及不确定性的分析。

5.3.4

生态效应评价 ecological effect assessment

对生态受体随不同程度风险源变化情况进行评价的过程，分为生物个体、种群、群落以及生态系统等多个评估水平。

5.3.5

风险表征 risk characterization

定性或定量分析在特定暴露条件下，目标生态受体暴露于土壤环境中化学性因素而发生有害效应的可能性及其不确定性的过程。

5.3.6

土壤重金属化学风险 soil heavy metal chemical risk

评估区样点土壤重金属污染物总浓度及 DTPA 有效态浓度超过对照区的概率或可能性。

5.3.7

土壤重金属生物累积风险 soil heavy metal bioaccumulation risk

评估区样点重金属污染土壤在生物测试中模式生物的污染物组织累积量超过对照区的概率或可能性。

5.3.8

土壤重金属生态毒理学风险 soil heavy metal ecotoxicological risk

评估区样点重金属污染土壤在生物测试中模式生物的生物标记物响应与对照区相比出现显著差异的概率或可能性。

5.3.9

土壤重金属生态系统风险 soil heavy metal ecosystem risk

评估区不同空间位置基于野外实际生态调查的生物群落水平以上生态效应与对照区相比出现显著差异的概率或可能性。

5.3.10

土壤重金属有效态含量 bioavailable heavy metal concentration

土壤中在植物生长周期内能够被植物根系吸收的元素，即能够被 DTPA 缓冲液浸提出来的土壤重金属浓度。

[来源：HJ 804-2016，术语 3.1]

5.3.11

生态受体 ecological receptor

暴露于土壤重金属污染物胁迫下的生物个体、种群和群落。

5.4 评估技术流程

本标准中生态风险评估主要参考美国环保局（USEPA）的四步法生态风险的框架，采用“证据-权重”（Weight of evidence）法，确定生态风险评估的程序（图3）。综合土壤化学风险、生物累积风险、生态毒理学风险以及生态系统风险等四条证据链，在不同证据链上，获得不同证据组的参数，包括污染物浓度的土壤化学参数、生物个体水平上的生态毒理学参数、污染物亚致死水平上的生物生理生化参数以及有关生物群落结构和功能的生态学参数，针对每个参数比较相应的参考值，获得相应的风险指数，根据各自指数的权重，获得综合风险指数，进行综合生态风险表征。

生态风险评估程序包括（1）风险识别；（2）暴露评价；（3）效应评价；（4）综合生态风险表征。与场地生态风险的场地特异性（Site specific）相对应，在整个评估过程中评估者需要跟管理者、规划者保持对话，使评估结果与风险管控的目标相符合，能够为风险管控及污染场地管理提供依据。



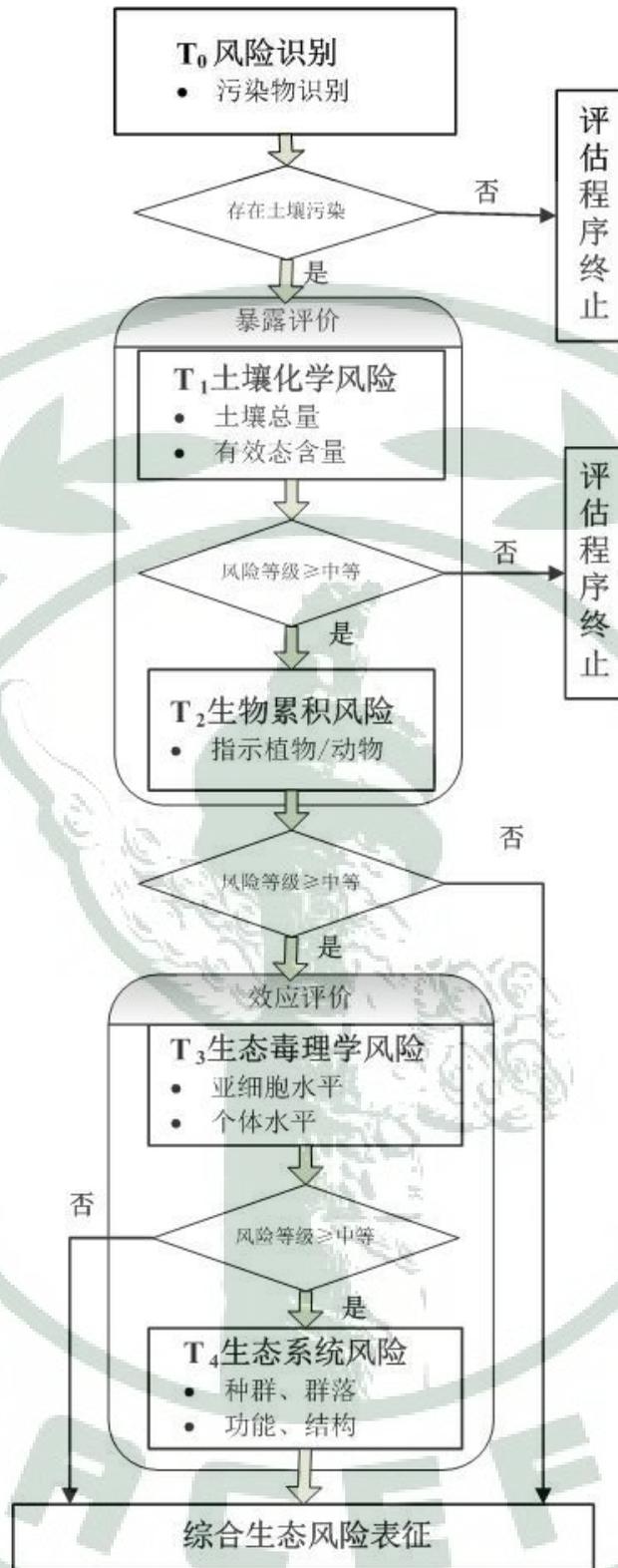


图3 标准制订的技术路线图

5.5 评估方法确定依据

土壤生态风险评估在指导原则上与健康风险评估的思路类似,即以土壤污染物在迁移过程中引起的暴露和效应作为风险评估的核心内容。与健康风险评估不同的是,本标准为了突出场地特异性

(site-specific)，在权重设置和效应终点的选择上充分考虑场地特征。此外，本标准依据土壤污染特征的基础上，参考了美国、欧盟、加拿大、澳大利亚等国家和地区相关的法律法规和技术指南以及有关土壤重金属污染生态风险研究的文献资料，吸收借鉴了相关国家污染场地生态风险评价的框架、科学原理和技术方法，同时结合我国的区域特征和环境管理需求，形成了本标准中的技术框架与评估方法。

6 主要技术要点

6.1 风险分析

风险分析是对评估区域土壤污染物的源-途径-受体关系进行分析和评估的阶段，是整个生态风险评估的基础。风险识别主要包括以下步骤：（1）资料收集与现场踏勘；（2）污染物识别；（3）确定生态受体。通过风险识别确定是否存在土壤污染，以及污染物种类和污染程度、潜在的生态受体等，为后续是否要执行生态风险评估程序做出判断。

生态受体及评价终点确定：根据不同土地利用类型确定效应评估中的生态受体，即需要保护的生态系统结构、过程和功能。具体参考指南中资料性附录 A。值得注意的是，在选择评估终点的时候，尤其在生态毒理学风险评价终点的选择的时候应当考虑到“幸存者偏差原理”，现场往往缺乏敏感物种，因此，出于生态学意义的考虑，在毒理学风险评估中应充分考虑敏感物种的毒性效应。

污染源-途径-受体关系分析：即暴露情景分析，提出土壤污染胁迫与生态受体及评估终点之间在时空尺度上的相关关系的假设，并进行初步评估，在此基础上构建概念模型。

6.2 化学风险评价 (T_i)

化学风险评估是整个评估过程的第一个步骤，在层级评估框架中属于初级评估，根据污染物的环境浓度（当前或未来预测）估计潜在生态风险，因此在一定程度上应当较为保守。

参考值选择：本技术中化学风险评估包括土壤中污染物的总量和化学法提取态含量（DTPA 法）的风险，采用相对参考值的累积风险指数评价潜在风险。参考值的选择以评估场地的土地利用类型为依据，通常采用对照点土壤浓度。不推荐采用土壤环境质量标准《GB 15618-2018》和《GB 36600-2018》，前者的评估终点为农产品的污染物累积基准值，后者则以人体健康风险阈值为基准值所制定，由于农产品安全和人体安全不等于生态安全，在参考值选择的时候重点考虑评估场地的生态系统质量。

权重设置：化学风险的权重确定依据包括：（1）污染物对生态受体的毒性大小；（2）能够影响污染物生物有效性的评估场地土壤性质实际情况。在综合不同重金属的化学风险时应当设置每个污染物的权重，考虑到不同污染物的生态毒性以及场地土壤性质方面的特异性，本技术首先采用基于土壤性质的生态阈值推导经验模型估算每个样点的阈值，譬如 EC_{50} ；其次根据每个样点每种污染物的 EC_{50} 值所组成的数据集，进行数据频率分布分析；最后采用自然断点法把数据组分成 4 组，从小到大给每一个组设置权重 1.3、1.2、1.1 和 1。具体过程如图 4 所示。

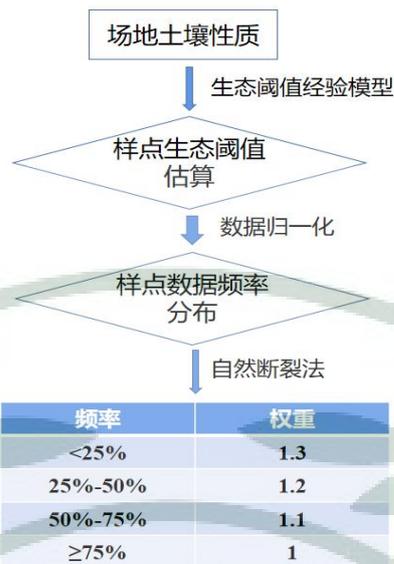


图 4 化学风险指数计算中的权重确定过程

6.3 生物累积风险评价 (T₂)

生物累积风险评价的关键步骤为不同证据的权重确定。生物累积风险的权重确定原则为场地针对性 (Site-specific) 以及野外实际情况下生物累积与污染物暴露的相关关系, 参照 USEPA (2016) 颁布的生态评估证据权重指南, 依据可靠性、相关性和强度进行定量评价。

(1) 可靠性包括准确性 (系统误差或偏差的程度) 和精确性 (随机误差的程度), 采用重复之间的变异系数进行打分。

(2) 相关性是指试验生物 (调查生物) 的污染物累积与实际场地污染特征之间的关联性, 包括生物关联度、物理化学关联性及环境关联性, 相关性强弱顺序如下: 野外实地调查=基质毒性试验>实验室模拟试验>文献资料收集, 从强到弱按 3-1 分计。

(3) 强度是指场地污染样点的生物累积与参考值之间的差异程度, 样点生物累积与参考值之间的差异越大强度越高, 依据不同样点不同元素与对照点相应元素的相对累积指数 $RTR(i, j)$ 和 $Z(i, j)$ 值进行打分。

权重确定步骤如图 5 所示:

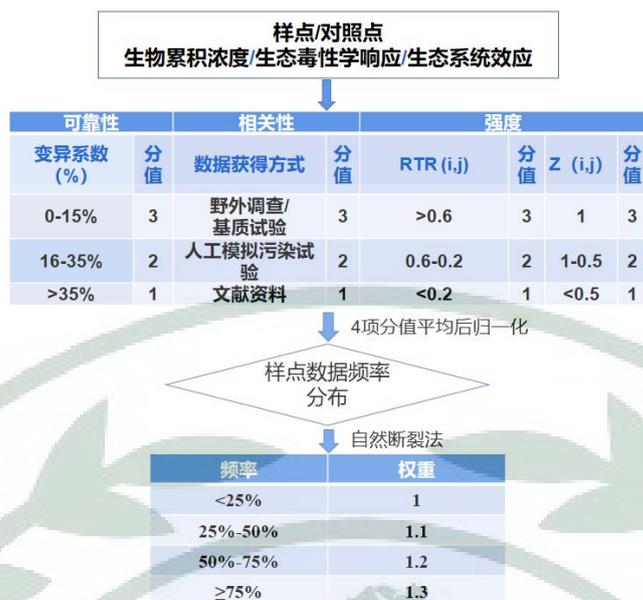


图 5 生物累积风险权重确定过程

6.4 生态毒理学风险及生态系统风险评价 (T₃ 和 T₄)

生态毒理学和生态系统风险评价过程中的关键步骤是暴露-效应关系（剂量-效应关系）分析以及指标确定。野外土壤污染程度与生态终点响应之间实际存在的暴露-效应关系是进行生态毒理学风险评价的前提，暴露-效应关系分析也是评价终点的筛选过程。由于野外复杂环境条件下，生态终点的响应往往会受到除了污染物胁迫以为的多种环境因子影响，如土壤性质、气候条件、植被覆被等。统计学方法如主成分分析、聚类分析、蒙特卡洛模拟等均可以作为剔除其他环境因子影响的手段。

权重确定是生态毒理学和生态系统风险评价中的另一个关键步骤。与生物累积风险评价类似，每个测定指标（证据）的权重确定原则为场地具体实际性（Site specific），即，能够充分体现出野外实际的污染物暴露-效应关系，具体包括可靠性、相关性和强度。

(1) 可靠性包括准确性（系统误差或偏差的程度）和精确性（随机误差的程度），采用变异系数进行定量评价。

(2) 相关性是指证据与评估终点之间的关联性，包括生物关联度、物理化学关联性及环境关联性。证据的相关性强弱顺序如下：野外实地调查=基质毒性试验>实验室模拟试验>文献资料收集，从强到弱按 3-1 分计。

(3) 强度是指证据在场地污染点位的测量值与参考值之间的差异程度，高强度的证据譬如，对照与处理间存在数量级差异和污染程度与效应之间存在显著相关的证据，依据相对效应指数 $RTR(i, j)$ 和 $Z(i, j)$ 值进行定量评价。

6.5 综合生态风险表征

综合每条证据链的风险指数获得综合生态风险指数，而本评估方法的特点为每一个样点都进行了所有证据链的风险评价，因此，每个样点同样都会有一个综合生态风险指数。由于在评价每条证据链的风

险时，已经对所包含的证据进行了可靠性、相关性和强度的控制，因此，综合生态风险计算中每条证据链的权重的设置主要为了区别不同样点之间的差异，而不是为了区别不同证据链之间的重要性。根据以上原则，采用每个样点的每条证据链所包含的证据的权重取平均值的方法获得证据链的权重。

7 标准与国内相关技术标准的比较与衔接

7.1 与《生态风险评价导则》的比较与衔接

(1) 本指南的基本程序遵循一般的生态风险评价程序。《生态风险评价导则》(SL/Z 467-2009)规定了物理、化学和生物学胁迫对生态系统结构和功能所产生的生态风险评价一般程序和原则，本指南以污染场地中污染物为胁迫因子，以土壤生物及土壤生态系统结构及功能为风险受体，根本上基于生态风险评价结果来预测未来胁迫因子发生所产生的潜在生态风险，因此，在基本程序及所依据的原则方面具有一致性。

(2) 本指南明确了以重金属污染场地中的重金属污染物为胁迫因子，以土壤生物及土壤生态系统结构及功能为风险受体，因此，在内容和技术方法上较《生态风险评价导则》(SL/Z 467-2009)更具有针对性和可操作性。

(3) 本指南基于污染胁迫与土壤生物累积、生态毒理效应、生态系统结构与功能之间的胁迫-效应定量关系，通过“证据-权重法”，针对场地及周边区域不同调查样点，评价重金属污染胁迫对土壤生物及生态系统的损害程度，实现对潜在生态风险的评估和预测，因此，本指南侧重于土壤污染生态风险的定量评估与表征，而《生态风险评价导则》(SL/Z 467-2009)则侧重胁迫本身的特征分析。

综上，本指南能够为《生态风险评价导则》的实施进行效应评价技术方面的补充。

7.2 与《污染场地风险评估技术导则》的比较与衔接

(1) 本指南的基本程序与《污染场地风险评估技术导则》中风险评价程序一致。《污染场地风险评估技术导则》(HJ 25.3-2014)规定了开展人体健康风险评估的原则、内容、程序、方法和技术要求。本指南以污染场地中污染物为胁迫因子，以土壤生物及土壤生态系统结构及功能为风险受体，评价污染场地及周边土壤污染胁迫所产生的潜在风险，因此，评估基本程序具有一致性，主要包括问题形成、暴露评估、效应评估及风险表征四个方面。

(2) 本指南基于土壤重金属污染胁迫与土壤生物累积、生态毒理效应、生态系统结构与功能之间的胁迫-效应定量关系，通过“证据-权重法”，评价污染胁迫对土壤生物及土壤生态系统的损害程度，实现对潜在生态风险的评估和预测，因此，本指南侧重于污染场地土壤生态风险的定量评估与表征；而《污染场地风险评估技术导则》(HJ 25.3-2014)主要的保护目标和风险受体为人体健康，适用范围为污染场地人体健康风险评估，及与人体健康有关的土壤和地下水风险控制值的确定。

因此，本指南在场地风险评估层级上可以作为《污染场地风险评估技术导则》(HJ 25.3-2014)在高层级风险评估的扩充。

7.3 与《生态环境健康风险评估技术指南 总纲》的区别与联系

(1)《生态环境健康风险评估技术指南 总纲》(HJ 1111-2020)是一部一般性的生态环境风险评估技术标准,而场地生态风险具备场地特殊性属性,本指南明确了以污染场地中污染物为胁迫因子,以土壤生物及土壤生态系统结构及功能为风险受体的生态风险评估的原则、程序、内容、方法和技术要求,因此,在内容和技术方法上较《生态环境健康风险评估技术指南 总纲》(HJ 1111-2020)更具有针对性和可操作性。

(2)《生态环境健康风险评估技术指南 总纲》(HJ 1111-2020)的保护目标和风险受体主要为人体健康,是围绕公众健康相关的环境化学性因素的环境健康风险评估,在适用范围上没有包括土壤生态风险。本指南侧重于重金属复合污染场地土壤生态风险的定量评估与表征,可为《生态环境健康风险评估技术指南 总纲》(HJ 1111-2020)的适用范围扩充完善提供依据。

8 标准的预期作用与效益

(1) 土壤复合污染生态风险评估

土壤多种污染物复合污染客观实际存在,然而,由于土壤环境条件和污染物之间交互作用的复杂性导致很难通过复合污染联合效应模型进行野外的毒性效应定量评价。本技术采用的半定量“证据-权重法”在4条证据链的风险评价中都采用了与对照参考值相比较的方式,一方面反映了野外实际环境条件下基质的整体生态效应,减小了采用复合污染模型带来的不确定性;另一方面充分体现了场地(地块)特异性,因此本标准适用于野外实际重金属复合污染土壤生态风险评估。

(2) 重金属污染场地土壤修复目标值制定

生态风险评估结果能够为污染场地土壤修复目标值制定提供依据,本标准的综合生态风险分级标准与不同的土地利用方式相对应,有利于相关利益方结合场地的潜在土地利用方式,综合土壤污染程度及土壤性质制定修复目标值。

(3) 土壤环境基准值制订的参考

开展污染场地土壤生态风险评价研究,是进一步制定基于生态安全的土壤环境质量指导值的重要依据,可以为有效遏制土壤环境质量退化提供基准和预警,同时结合土壤污染的健康风险评估,可进一步完善土壤污染防治标准体系建设,直接服务于污染土壤的环境保护监督与管理,防控污染场地的环境风险,保障土壤环境资源的安全利用。

(4) 污染场地风险管理

本技术采用逐级递进的层次法评估框架,并且在综合生态风险评价中采用了不同土地利用方式的分级标准,因此有助于风险管理者根据场地实际情况选择评估程序和制定风险管控目标。

9 对实施本标准的建议

本指南适用于指导生态环境管理过程中，为预防和控制与损害陆地生态系统生物个体、种群、群落以及特定生态系统密切相关的环境化学性因素而开展的，针对污染场地及周边土壤的生态风险评估。

本指南是开展污染土壤修复行动的重要标准之一。本标准为指导性标准，建议标准发布实施后，根据标准实施情况适时对本标准进行完善、修订与补充。



主要参考文献

- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). Ecological risk assessment guidance document. Canadian Council of Ministers of the Environment, 2020
- Dagnino A, Sforzini S, Dondero F, et al. A weight-of-evidence approach for the integration of environmental “triad” data to assess ecological risk and biological vulnerability. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2008, 4(3): 314-326
- NEPC (National Environment Protection Council). National Environment Protection (Assessment of site contamination) Measure 1999: Schedule B5a, Guideline on Ecological risk assessment (F2013L00768). National Environment Protection Council, Australia, 2013
- Smith R, Pollard S, Weeks JM, et al. Assessing significant harm to terrestrial ecosystems from contaminated land. *Soil Use and Management*, 2005, 21 (s2) : 527-540.
- Suter G, Cormier S, Barron M. A weight of evidence framework for environmental assessments: Inferring quantities. *Integrated environmental assessment and management*, 2017, 13(6): 1045-1051
- UKEA (U.K.Environment Agency). An ecological risk assessment framework for contamination in soil (SC07009/SR1). Bristol,UK: Environment Agency, Rio House, 2008.
- USEPA (U.S.Environmental Protection Agency). Framework for Ecological Risk Assessment (EPA/630/R-92/001) . Washington, DC: Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, 1992.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). Ecological Risk Assessment Framework for Superfund: Processing for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments(EPA 540-R-97-006). Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Environmental Response Team, 1997.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). Guidelines for Ecological Risk Assessment. (EPA/630/R-95/002F). Washington, DC: U.S.Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, 1998.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). Generic Ecological Assessment Endpoints (GEAEs) For Ecological Risk Assessment (EPA/630/P-02/004F). Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, 2003.
- USEPA (U.S.Environmental Protection Agency).Air Quality Criteria for Ozone and Related Photochemical Oxidants (Final Report, 2006) (EPA/600/R-05/004aF-cF). Washington DC: U.S. Environmental Protection Agency, 2006.
- USEPA (U.S.Environmental Protection Agency).Generic Ecological Assessment Endpoints (GEAEs) For Ecological Risk Assessment: Second Edition With Generic Ecosystem Services Endpoints Added (EPA/100/F15/005) . Washington, DC: U.S. U.S.Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, 2016.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency). Weight of evidence in ecological assessment (EPA/100/R-16/001). Washington DC: U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, 2016.

Weeks JM, Comber SDW. Ecological risk assessment of contaminated soil. *Mineralogical Magazine*, 2005, 69(5): 601-613.

Yuan GL, Sun TH, HanP, et al. Source identification and ecological risk assessment of heavy metals in topsoil using environmental geochemical mapping: Typical urban renewal area in Beijing, China. *Journal of Geochemical Exploration*, 2014, 136:40-47.

龙涛, 邓绍坡, 吴运金, 等. 生态风险评价框架进展研究. *生态与农村环境学报*, 2015, 31(6): 822-830.

刘志全, 李丽和, 李秀金, 等. 石油化工污染土壤中萘的生态风险评价. *中国环境科学*, 2006(06):108-112.

王美娥, 丁寿康, 郭观林, 等. 污染场地土壤生态风险评估研究进展 [J]. *应用生态学报*, 2020, 31(11): 3946-3958.

夏家淇, 骆永明. 关于土壤污染的概念和 3 类评价指标的探讨. *生态与农村环境学报*, 2006, 22(1): 87-90.

张霖琳, 金小伟, 王业耀. 土壤污染物的生态毒理效应和风险评估研究进展 [J]. *中国环境监测*, 2020, 36(06): 5-

