

T/SDEPI

团 体 标 准

T/SDEPI XXXX—XXXX

石油污染场地土壤环境损害鉴定评估实物 量化技术指南

Physical quantification guide for the assessment of soil environmental damage from
petroleum contaminated sites

(征求意见稿)

XXXX - XX - XX 发布

XXXX - XX - XX 实施

山东省环境保护产业协会 发布

目 次

前言.....	II
1 范围.....	1
2 规范性引用文件.....	1
3 术语和定义.....	1
4 实物量化原则和流程.....	2
4.1 实物量化的原则.....	2
4.2 实物量化的流程.....	2
5 实物量化的要求、内容和指标选择.....	3
5.1 实物量化的要求.....	3
5.2 实物量化的内容.....	3
5.3 实物量化的指标选择.....	4
6 基线的选择.....	5
6.1 土壤环境基线的确定方法.....	5
6.2 土壤环境基线的确定方法选择.....	6
7 土壤环境损害实物量化方法.....	6
7.1 损害程度量化.....	6
7.2 损害范围量化.....	6
8 结果的不确定性分析.....	7

前 言

本文件按照GB/T 1.1—2020《标准化工作导则 第1部分：标准化文件的结构和起草规则》的规定起草。

为贯彻《中华人民共和国环境保护法》《中华人民共和国侵权责任法》等相关法律要求，考虑我国土壤污染损害赔偿工作的实际需要。以及生态环境部门已经出台的《生态环境损害鉴定评估技术指南 总纲和关键环节 第1部分：总纲》《生态环境损害鉴定评估技术指南 总纲和关键环节 第2部分：损害调查》《生态环境损害鉴定评估技术指南 环境要素 第1部分：土壤和地下水》等环境损害评估技术规范进一步规范的需要。特制定本标准。

本文件由山东省环境保护产业协会提出。

本文件由山东省环境保护产业协会归口。

本文件起草单位：中国科学院沈阳应用生态研究所、山东诺正检测有限公司司法鉴定中心、山东元通监测有限公司司法鉴定所、山东国评环境损害司法鉴定所、聊城市环科院检测有限公司、山东省环境保护产业协会。

本文件主要起草人：王世成、王颜红、刘亚斌、张如峰、牟春鑫、贺家斌、XXX、赵杨、王镜然、蔡金娟、宁波、徐涛、张学宽、孙鹏、杨晓会、丁元帅、吴文虎、XXX、XXX。

石油污染场地土壤环境损害鉴定评估实物量化技术指南

1 范围

本指南规定了石油化工类污染地块的土壤环境损害鉴定评估过程中的实物量化的原则、一般要求和实物量化的方法。

本标准适用于石油化工类污染地块的环境损害的实物量化评估。

本指南适用于在中华人民共和国领域内因环境污染或生态破坏导致的涉及土壤与地下水的生态环境损害鉴定评估，规定了涉及土壤与地下水的生态环境损害鉴定评估的内容、工作程序、方法和报告编写要求等内容。

核与辐射事故导致的涉及土壤与地下水的生态环境损害鉴定评估工作不适用本指南。

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。

- GBT 39791.1 生态环境损害鉴定评估技术指南 总纲和关键环节 第1部分：总纲
- GBT 39791.2 生态环境损害鉴定评估技术指南 总纲和关键环节 第2部分：损害调查
- GBT 39792.1 生态环境损害鉴定评估技术指南 环境要素 第1部分：土壤和地下水
- GB 36600 土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准
- DB35/T 1725 环境损害鉴定评估通用规范
- 《污染地块土壤环境管理办法（试行）》（部令 第42号）
- 《环境损害鉴定评估推荐方法（第II版）》（环办〔2014〕90号）
- 《突发环境事件应急处置阶段环境损害评估推荐方法》（环发〔2014〕118号）
- 《地下水环境状况调查评价工作指南（试行）》（环办〔2014〕99号）
- 《地下水污染模拟预测评估工作指南（试行）》（环办〔2014〕99号）
- 《地下水污染修复（防控）工作指南（试行）》（环办〔2014〕99号）

3 术语和定义

下列术语和定义适用于本文件。

3.1 土壤 soil

指位于陆地表层能够生长植物的疏松多孔物质层及其相关自然地理要素的综合体。

3.2 污染场地 contaminated site

指因从事生产、经营、处理或贮存有毒有害物质，堆放或处置潜在危险废物，以及从事矿山开采等活动造成污染，并通过调查和风险评估后，确认污染危害超过人体健康或生态环境可接受风险的场地，又称污染地块。

3.3 受体 receptor

指评估区域及其周边环境可能受到污染环境或破坏生态行为影响的土壤与地下水等环境要素以及人群、生物类群和生态系统。

3.4 基线水平 baseline level

指污染环境或破坏生态行为未发生时，评估区域内土壤、地下水环境质量及其生态服务功能的水平。

3.5 土壤生态服务功能 ecosystem services

土壤生态服务功能指土壤具有的内在用途以及为保障人类生存及生活质量提供的惠益，如工业或商业用地、物种栖息地、农产品供给等。

3.6 实物量化 physical quantification

以服务功能或特征污染物浓度为量化指标，比较土壤环境损害行为发生前后土壤环境质量或服务功能变化状况，确定土壤环境损害的范围和程度。

4 实物量化原则和流程

4.1 实物量化的原则

4.1.1 规范合法原则

量化评估工作应当按照有关法律法规和技术规范规定的程序和方法开展，鉴定评估机构及其工作人员应当具备环境损害鉴定评估所需能力和资质，鉴定评估文书应符合法律法规和技术规范规定的程序、结构及内容要求。

4.1.2 科学合理原则

量化评估工作应制定科学、合理、可操作的工作方案。量化评估工作方案中应包含不确定性分析部分。

4.1.3 独立客观原则

实物量化评估是价值量化的基础，鉴定评估机构及鉴定评估人员应当运用专业知识和实践经验独立客观地开展量化评估，不受鉴定评估委托方以及其他方面的不正当影响。鉴定评估机构及其工作人员应当与环境损害利益相关方等无利害关系。

4.1.4 以土壤环境损害恢复为主的原则

土壤实物量化主要考虑土壤损害以及与土壤相关的地下水、生态服务功能、人体健康、财产等损害的量化评估。

4.2 实物量化的流程

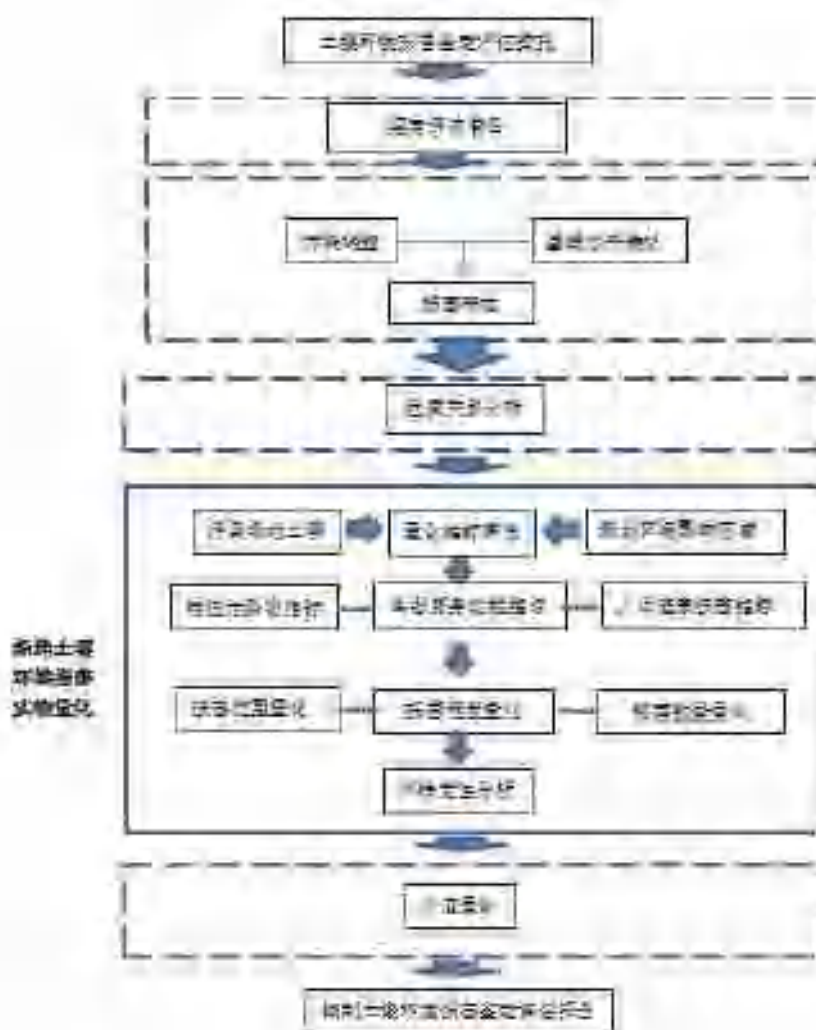


图1 实物量化的流程

5 实物量化的要求、内容和指标选择

5.1 实物量化的要求

实物量化主要是确定环境损害的类型、范围和程度，如污染环境或破坏生态行为造成了地表水体的损害，地表水体的面积、长度和水资源量，地表水中污染物的浓度、超标倍数、水质分级等。

损害评价指标的筛选，《生态环境损害鉴定评估技术指南 土壤和地下水》主要考虑其代表性和可操作性，对于耕地、园地、林地、草地，主要考虑其供给功能，以种植或养殖物的类型和产量作为损害评价的指标；对于商服用地、住宅用地、工矿仓储用地，主要考虑其支持功能，以其用地面积作为损害评价指标；对于旅游景点，主要考虑其娱乐休憩服务功能，以旅游人次作为损害评价指标；对于自然保护区，主要考虑其生物多样性维持功能，以其指示性物种的结构和数量作为损害评价指标；对于地下水，则以开采量、用水量作为损害评价指标。如果以恢复的方式进行赔偿，恢复目标采用和损害评价相同的指标。损害客体主要包括土壤、地下水、财产损失、人体健康损失、生态环境损害等客体。为此，对指标进行了具体的量化。

5.2 实物量化的内容

- 1) 综合考虑评估对象、目的、适用条件、资料完备程度等情况，选择适当的实物量化指标、方法和参数。对生态环境质量的损害，一般以特征污染物浓度为量化指标。对生态系统服务的损害，一般选择指示物种种群密度、种群数量、种群结构、植被覆盖度等指标作为量化指标。
- 2) 比较污染环境行为发生前后空气、地表水、沉积物、土壤、地下水等生态环境质量状况，确定生态环境中特征污染物浓度超过基线的时间、体积和程度等变量和因素。
- 3) 比较污染环境或破坏生态行为发生前后生物种群数量、密度、结构等的变化，确定生物资源或生态系统服务超过基线的时间、面积和程度等变量和因素。

5.3 实物量化的指标选择

5.3.1 特征污染物指标的选择

石油污染场地实物量化的污染物特征因子共分三大类：高危害性指标，包括GB36600规定的苯、重金属和8种多环芳烃；中等危害性指标：包括甲苯、二甲苯、乙苯等其它苯系物。其它危害性指标包括石油烃、其它挥发性有机物等。

针对石油化工类污染场地的土壤损害量化，首先要选取污染程度最大的污染物特征因子开展以面积或体积的实物量化评估，其次选取污染时间较长范围较广的场地的特征污染物。

实物量化特征污染物选择如下表所示：

表 1 特征污染物指标

分类	参数
VOCs	苯系物：苯、甲苯、乙苯、二甲苯、三甲苯。石油烃（C6-C9）
SVOC	16种多环芳烃，石油烃（C10-C40）
重金属	镉、铅、铜、锌、铬、镍、汞、砷

5.3.2 生态服务功能指标的选择

生态服务功能指场地土壤环境及影响的周边具有的内在用途以及为保障人类生存及生活质量提供的惠益，如工业或商业用地、物种栖息地、农产品供给、水源供给等服务功能。

生态环境损害评价指标的筛选主要考虑其代表性和可操作性，对于耕地、园地、林地、草地，主要考虑其供给功能，以种植或养殖物的类型和产量作为损害评价的指标；对于商服用地、住宅用地、工矿仓储用地，主要考虑其支持功能，以其用地面积作为损害评价指标；对于旅游景点，主要考虑其娱乐休憩服务功能，以旅游人次作为损害评价指标；对于自然保护区，主要考虑其生物多样性维持功能，以其指示性物种的结构和数量作为损害评价指标；对于地下水，则以开采量、用水量作为损害评价指标。

具体的生态环境损害量化指标：特定生境类型的范围；某些资源的单位或数量；测量植被密度、覆盖率或生物量；优势或基本植被物种的覆盖率等等。

实物量化生态服务功能选择如下表所示：

表 2 生态服务功能指标

序号	量化指标
1	特定栖息地类型的范围
2	某些资源的单位或数量（如河流类型的公里数、特定栖息地类型的公顷数、可用水量等）
3	植被密度、覆盖率或生物量的测量
4	理想的、主要的或必要的植被物种的覆盖率
5	优势植被地上生物量
6	苗木密度
7	植被结构多样性指数
8	生境质量指数
9	生物生产力（如初级生产力或第二生产力）、物种丰度、生物量、多样性或群落组成的度量
10	生育率
11	栖息地使用日（例如，如果事件减少了栖息地的可利用性，从而减少了可占用栖息地的生物体）
12	种群完整性指数，如性别比、年龄级分布、生物量
13	生态过程的量度，如碳矿化率、养分输出率或分解率
14	根据毒性阈值超标程度分配的服务损失类别。（例如，这种方法可能涉及从文献或现场特定研究中汇编剂量反应信息，并根据土壤、沉积物、地表水或生物组织中污染物浓度的增加来估算服务损失。）

6 基线的选择

6.1 土壤环境基线的确定方法

1) 历史数据

优先利用评估区污染环境或破坏生态行为发生前的历史数据确定基线。可以利用评估区既往开展的常规监测、专项调查、学术研究等历史数据。对搜集的历史资料，应注明资料来源和时间，使用的资料应经过筛选和甄别。历史数据应对评估区具有较好的时间和空间代表性，且历史数据的采样、检测等数据收集方法与现状调查数据具有可比性，样本数（点位数量或采样次数）不少于5个。应对历史数据的变异性进行统计描述，识别数据中的极值或异常值并分析其原因，确定是否剔除极值或异常值。根据专业知识和评价指标的意义确定基线，对于服从正态分布的数据，当污染或破坏导致评价指标升高时，采用历史数据的90%参考值上限（算术平均数+1.65倍标准差）作为基线；当污染或破坏导致评价指标降低时，采用历史数据的90%参考值下限（算术平均数-1.65倍标准差）作为基线。对于不服从正态分布的数据，当污染或破坏导致评价指标升高时，采用历史数据的第90百分位数作为基线；当污染或破坏导致评价指标降低时，采用历史数据的第10百分位数作为基线；

2) 对照数据

当缺乏评估区的历史数据或历史数据不满足要求时，可以利用未受污染环境或破坏生态行为影响的“对照区域”的历史或现状数据确定基线，可以选择调查区域外部对照点法，对于调查区域内有明确的未受污染区域，可以选择内部对照点位法。应选择一个或多个与评估区具有可比性且未受污染环境或破坏生态行为影响的对照区域。对照区域数据应具有较好的时间和空间代表性，且其数据收集方法应与评估区具有可比性，并遵守评估方案的质量保证规定，样本数（点位数量或采样次数）不少于5个。对搜集的历史资料，应注明资料来源和时间，使用的资料应经过筛选和甄别。应对“对照区域”数据的变异性进行统计描述，识别数据中的极值或异常值并分析其原因确定是否剔除极值或异常值，根据专业知识和评价指标的意义确定基线，确定原则同1）。

3) 标准基准

当利用历史数据或对照数据确定基线不可行时，可参考适用的国家或地方环境质量标准或环境基准确定基线；当标准和基准同时存在时，优先适用环境质量标准；当缺乏适用的标准或基准时，可参考国外政府部门或国际组织发布的相关标准或基准；

4) 专项研究

必要时应开展专项研究，按照相关环境基准制定技术指南，推导环境基准作为基线；也可以构建生态环境质量与生物体的毒性效应、种群密度、物种丰度、生物多样性等评价指标之间的剂量-反应关系确定基线。

6.2 土壤环境基线的确定方法选择

当土壤环境基线确定所需数据充分时，原则上优先选择6.1的1)或2)确定土壤环境基线，如果6.1的1)和6.1的2)不可行，可考虑选择6.1的3)确定土壤环境基线。当土壤环境基线确定所需数据不充分时，可综合采用不同土壤环境基线确定方法并相互验证。当以上数据均缺失时，可以采用6.1的4)开展专项研究。

7 土壤环境损害实物量化方法

7.1 损害程度量化

7.1.1 以特征污染物浓度为指标的损害程度量化

基于土壤、地下水中特征污染物浓度或相关理化指标与基线水平，计算每个点位土壤、地下水中污染物浓度或相关理化指标的超基线倍数：

$$K_i = |(T_i - B_i)/B_i| \dots\dots\dots (1)$$

式中： K_i —某点位土壤和地下水中特征污染物或相关理化指标的超基线倍数；
 T_i —某点位土壤和地下水中特征污染物的浓度或相关理化指标；
 B_i —土壤、地下水中特征污染物浓度或相关理化指标的基线水平。

7.1.2 以生态服务功能为指标的损害程度量化

基于指示性生物的种群特征、群落特征、生态系统特征、地下水资源量、旅游人次等指标与基线水平的比对，确定生态服务功能的受损害程度：

$$K_j = |(S_j - B_j)/B_j| \dots\dots\dots (2)$$

式中： K_j —代表生态服务功能的指示性指标的受损害程度；
 S_j —指示性指标的现状水平；
 B_j —指示性指标的基线水平。

7.2 损害范围量化

7.2.1 以特征污染物浓度为指标的范围量化

根据各采样点位土壤和地下水损害确定和损害程度量化的结果，分析受损土壤和地下水点位的位置和深度。在充分获取土壤和水文地质相关参数的情况下，构建评估区域土壤和地下水污染概念模型，采用空间插值方法，模拟未采样点位土壤和地下水的损害情况，获得受损土壤和地下水的二维、三维空间分布，并根据需要模拟土壤和地下水中污染物的迁移扩散情况，也可以通过断面法、等高线法、方格网法、DTM法手动估算等方法明确土壤和地下水当前的损害范围及在评估时间范围内可能的损害范围，计算目前在评估时间范围内可能受损的土壤、地下水面积与体积。地下水中污染物的迁移扩散模拟可参照《地下水污染模拟预测评估工作指南》。对于不满足插值条件、调查点位分布规律的情形，也可通过分析调查点位所能代表的区域，确定损害范围。对于无法找到损害边界的情况，根据对污染物迁移模拟扩散能力和条件的分析，判定可能的损害范围，合理确定损害边界。

7.2.2 以生态服务功能为指标的范围量化

基于不同调查点位生态服务功能损害确定和损害程度量化结果，通过插值方法，或对不同点位所能代表的区域的分析研究，量化损害范围；或根据现场调查结果或遥感、无人机航拍等影像分析结果，量化损害范围。

7.2.3 时间范围量化

损害计算的起始时间可以以事故发生的日期作为开始，损害计算的结束时间要计算到损害终止，即特征污染物浓度或生态服务功能恢复到基线水平。

环境损害鉴定评估的时间范围因损害类型不同而存在差异。人身损害鉴定评估的时间范围以污染环境行为发生日期为起点，持续至污染环境行为导致人身损害的可能的最大潜伏期为止。财产损失鉴定评估的时间范围根据损害对象、损害性质和赔偿方式等具体情况确定。生态环境损害评估的时间范围以污染环境或破坏生态行为发生日期为起点，持续到受损生态环境及其生态系统服务恢复至生态环境基线为止。应急处置费用评估的时间以突发环境事件发生日期为起点，持续到应急处置结束日期为止。

8 结果的不确定性分析

应分析实物量化结果不确定性的主要来源，包括量化指标选择合理性、基线水平、评估模型的适用性、数据的采纳、参数取值等多个方面。

一般应是对风险计算结果影响较大的参数，如地块及其影响区域的量化指标选择的合理性以及基线水平、人群相关参数、生态环境相关的参数的取值开展不确定性分析。进行模型参数敏感性分析，应综合考虑参数的实际取值范围确定参数值的变化范围。

《石油污染场地土壤环境损害鉴定评估实物量化技术指南》

编 制 说 明

目 次

1	项目背景.....	9
2	标准的基本内容及定位.....	9
3	标准制定的必要性分析.....	9
4	标准编制的依据、原则和思路.....	10
5	国内外场地土壤损害评估价值量化技术现状及发展趋势.....	11
6	标准的主要技术内容.....	13
7	对实施本标准的建议.....	18
8	参考文献.....	19

1 项目背景

1.1 任务来源

所属项目为《场地土壤环境损害鉴定评估方法和标准》，所属课题为《土壤生态环境损害鉴定评估技术》，所属子课题为《石油污染土壤生态环境损害鉴定评估技术》。

1.2 工作过程

针对土壤中石油类污染物组分复杂，且具有高生物毒性和长期残留性，以及一定的迁移性、部分挥发性的特点，确定石油类污染场地的恢复技术选择的原则，选择环境损害确定方法和因果关系分析方法，评价石油污染产地土壤损害实物量化模型参数选择对受损程度的影响，通过价值量化确定石油污染场地的赔偿数额。编制石油土壤场地损害评估技术指南。

选择3个石油为主要污染因子为主要污染因子的不同区域、不同企业性质的场地进行验证。考察技术指南的适用范围、适用场地类型、通过优化评估方法，验证指南的科学性、可操作性。通过自我评价和专家评议的方式，提出改进的措施并优化指南内容。

2 标准的基本内容及定位

2.1 标准的主要内容

根据《国家环境保护标准制修订工作管理办法》及附件《国家环境保护技术法规（标准）前言和内容参考格式》、《其他国家环境保护标准前言和内容参考格式》，本标准应包括前言、适用范围、规范性引用文件、术语和定义、规范性技术要求五个组成部分，其中规范性技术要求将对场地土壤环境污染损害鉴定评估实物量化的原则、工作程序以及量化评估的受体确认、指标选择、实物量化方法和不确定性分析等技术环节做出原则性、普适性的规定。

2.2 标准定位及作用

根据我国场地土壤污染现状和近年的科研成果，制订符合我国国情的场地土壤环境损害鉴定评估实物量化方法，对于预防和治理场地土壤污染、改善场地土壤环境质量极为重要，因此需要建立一整套场地土壤环境损害鉴定评估的技术指南体系。《场地土壤环境损害鉴定评估实物量化技术指南》是定位于场地土壤环境损害鉴定评估技术体系中的关键性文件，对价值量化鉴定评估技术文件的制定起确定性作用，是开展价值量化的工作基础。以往在环境污染导致损害调查过程中，对损害的结论常常模糊不清，很难为司法诉讼所接受，也较难为损害执法部门提供明确的管理决策依据，相关场地土壤环境损害鉴定评估技术规范缺失已成为当前环境损害案件审判难和赔偿不到位的重要瓶颈，而《场地土壤环境损害鉴定评估实物量化技术指南》的制定满足了相关环境损害赔偿司法实践的迫切需要。

3 标准制定的必要性分析

3.1 国家级职能管理的需要

《环境保护“十三五”规划》要求建立评估工作机制，环保部基于环境司法和环境修复的需要发布的《评估工作的若干意见》，《评估推荐方法（第II版）》等文件专门性的规定了损害评估的目标、原则、方法等问题。根据《国务院关于加强环境保护重点工作的意见》（国发[2011] 35号）内容要求，制定的《关于保障工业企业场地再开发利用环境安全的通知》（环发[2012]140号），是关于污染场地的识别排查、流转、修复和监管等具体指导性规定。修复责任按照“谁污染，谁治理”确定，以及场地权属变更后承继者的相关责任规定。但在国家层面，普遍存在的一个突出问题是由于理论技术不成熟，我国未能建立起相应的从损害到污染源的调查技术规范，使得场地环境污染纠纷事件频发得不到有效的解决。鉴于我国对于场地土壤环境损害的事件缺乏切实有效的调查和判定标准，场地土壤环境损害鉴定评估指南的制定就显得十分必要和迫切，完善场地土壤环境损害鉴定评估制度，根据具体问题，具

体分析，抓住制约实践发展的关键因素，才是解决问题的正确选择。

3.2 环境损害赔偿司法实践需要

我国目前已进入环境污染事件的高发期，由此所引发的环境污染民事赔偿案件也日益增加。由于环境污染损害鉴定评估制度的缺失或不完善，在一定程度上也影响了环境管理职能的发挥，使得我国的环境管理和政策执行表现出对污染损害事件处罚过低，对受害者损害赔偿不够的状况。建立健全环境损害鉴定评估技术导则体系是建立环境损害赔偿制度、推动环境损害赔偿司法实践的客观需要。《场地土壤环境损害鉴定评估实物量化技术指南》作为我国场地土壤环境损害鉴定评估技术体系的专属性文件，对完善环境损害赔偿司法起着支撑作用，对全国环境污染损害评估、鉴定及后续赔偿工作的开展起着指导作用，对国家和人民群众的人身财产损失得到赔偿，受损的环境资源得到补救或恢复，使国家、社会和公众的环境权益得到保障有着重要的意义。

3.3 技术发展建设的需要

我国的污染行业企业繁多，比如石化、化工、电锻、冶炼、机械制造、印染等行业。因为很多的企业工艺落后，生产设备简陋，又缺乏污染治理设施，在生产过程中排放的“三废”对周边环境造成了严重污染。有些企业，只是迅过简单处理处置就改变了土地用途，这意味着较大的风险隐患。

在技术层面，我国环境损害鉴定评估还处于起步阶段，由于没有完备的环境损害鉴定评估技术体系，很多由于土壤环境污染造成的损失无法科学合理的进行鉴定评估，直接影响了环境损害纠纷的司法处理，最终导致环境损害赔偿工作难于开展。

3.4 《场地土壤环境损害鉴定评估技术指南 总纲》和实物量化等专项技术指南建设的需要

目前，我国虽然制订了《环境损害鉴定评估技术指南 总纲》和《环境损害评估调查技术指南》等环境损害评估指南，但相关标准不够系统，对环境损害评估过程的关键环节没有细化，操作性不强，实际工作中有许多环境不知如何实践。急需针对特定的场地土壤环境损害制定详细的具体方法指南。根据场地土壤环境损害鉴定评估技术体系的需要，目前正在制定《场地土壤环境损害鉴定评估技术指南 总纲》，总纲作为场地土壤环境损害鉴定评估的纲领性文件，在相应的每个环节需要形成更加细化的指南。

4 标准编制的依据、原则和思路

4.1 标准编制的依据

- GBT39791.1-2020 生态环境损害鉴定评估技术指南 总纲和关键环节 第1部分：总纲
- GBT39791.2-2020 生态环境损害鉴定评估技术指南 总纲和关键环节 第2部分：损害调查
- GBT39792.1-2020 生态环境损害鉴定评估技术指南 环境要素 第1部分：土壤和地下水
- 《环境损害鉴定评估推荐方法（第II版）》（环办〔2014〕90号）
- 《突发环境事件应急处置阶段环境损害评估推荐方法》（环发〔2014〕118号）
- 《地下水环境状况调查评价工作指南（试行）》（环办〔2014〕99号）
- 《地下水污染模拟预测评估工作指南（试行）》（环办〔2014〕99号）
- 《地下水污染修复（防控）工作指南（试行）》（环办〔2014〕99号）
- GB36600《土壤环境质量建设用地土壤污染风险管控标准》
- GB 15618土壤环境质量标准
- 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 25.4建设用地土壤修复技术导则
- HJ 25.5污染地块风险管控与土壤修复效果评估技术导则
- HJ 1111生态环境健康风险评估技术指南 总纲
- HJ/T 166 土壤环境监测技术规范

4.2 标准编制的原则

本标准主要对场地土壤环境损害鉴定评估实物量化的指导性原则进行了说明。在参考国内外经验的基础上,基于场地土壤环境损害鉴定评估实物量化的实际工作情况和遇到的问题,制定了规范合法原则、公平客观原则、可行性原则和土壤损害为主的四条原则。

严格遵守我国相关法律、法规、司法解释和标准,借鉴适合我国国情的国际标准,从技术角度来贯彻法律法规规定的要求;评估人员需要具有较高的职业操守,确保评估工作的客观公正;综合考虑调查方法、时间和经费等因素,结合当前科技发展和专业技术水平,使调查过程切实可行;本标准主要针对土壤损害评估的实物量化。

4.3 标准编制的思路

采取比较研究方法,对美国、欧盟、日本的场地土壤环境损害有关标准进行了认真梳理,并从法律体系、监管体系、损害鉴定评估体系、实物量化体系和价值量化体系等进行研究,通过资料收集、整理、分析,系统研究了我国在场地土壤环境损害鉴定评估制度的现状情况,认真梳理了我国场地土壤环境损害鉴定评估制度在环保、农业等资源管理部门的开展情况,找出了我国在场地土壤环境损害鉴定评估实物量化中的不足。在充分吸纳欧、美、日成功经验和做法的基础上,结合我国部分行业在场地土壤环境损害实物量化中已开展的相关实践及取得的成果,以构成的实物量化因子筛选,量化方法,不确定性分析等具体内容,通过大量实际案例验证,同时广泛征求各方专家和地方环保和司法部门人员的意见,完善《实物量化损害评估技术指南》。

5 国内外场地土壤损害评估实物量化技术现状及发展趋势

5.1 国外环境损害实物量化技术及对我国的启示

目前世界各国都尚未建立完善的生态环境损害赔偿制度,相关理论与国内研究情况总体类似:大多局限于环境侵权损害赔偿,或者是国际法领域中的生态环境损害赔偿,尤其集中在海上油污引起的赔偿。相对而言,在相关理论及实践领域有所突破并处于领先地位的是美国和欧盟。

5.1.1 美国在场地土壤损害实物量化的技术发展

美国环保局(U.S.EPA)根据美国超级基金法,将污染场地定义为:“因储存、堆放、处理、处置或其他方式(如迁移)负载了有危害物质的任何区域或者空间”。

美国最值得我们学习和借鉴的就是它建立了一套非常完整的自然资源环境损害评估制度,对其深入了解,为下一步建立我国的场地土壤环境损害鉴定评估制度提供有益支持。其全国通行的法律依据主要是《清洁水法》(CWA)、《石油污染法案》(OPA)和《超级基金法》(CERCLA)。《清洁水法》主要是针对石油以及其他有害物质排污所造成的环境污染损害。《石油污染法案》主要是针对油类物质泄漏造成的环境损害。《超级基金法》主要是针对危险固体废弃物以及有害物质处置不当造成的环境损害。

在场地环境评价标准方面,美国污染场地管理的法律制度主要有《超级基金法》和《棕地法案》两大体系。根据《超级基金法》的要求,美国的标准制定组织(American Society for Testing and Materials, ASTM)出台了一系列指导污染场地调查识别、分类、修复、评估和验收的标准等,提供了方法上的指引和评价上的指标。这些标准在实践中不断发展和完善,其功能定位、风险管控模式等为世界上许多国家广泛采纳,其中有三个标准影响最为广范,分别是《ASTM E1527 场地环境评价标准指南:第一阶段场地环境评价程序》,《ASTM E1528 有限环境正当责任标准指南:筛选处理程序》和《ASTM E1903 场地环境评价标准指南:第二阶段场地环境评价程序》。美国环保局(U.S.EPA)制定了《超级基金修复行动选择导则》,并规定了9个基本原则:(1)短期效果;(2)长期效果;(3)减少污染物迁移性、毒性和数量度;(4)可操作性;(5)成本;(6)符合应用与其它相关要求;(7)保护环境与人的健康;(8)州政府可以接受;(9)公众能够接受。

表 1 美国土壤污染管理涉及的政策和立法

条款	主要内容和目的
《固体废物处置法》	1976年由美国国会制定的一部全面控制固体废物对土地污染的法律,重在预防危险废物危害人体健康和环境
《危险废物设施所有者和运营人条例》	1980年颁布,是一部实施细则,详细规范了危险废物处理、贮存利用后续管理等各个环节,控制固体废物处理处置对土壤的危害
《综合环境响应、补偿和责任法》	1980年颁布,对包括土地、厂房、设施等在内的不动产的污染者、所有者和使用 者以追溯既往的方式规定了法律上的连带严格无限责任,又称“超级基金法”
《固体废弃物处置法》修正案	1984年修正,增补了地下储罐管理专章,规定了地下储存罐的报告制度,地下储 存罐的泄漏、监测、事故预防和补救措施

5.1.2 欧盟在场地土壤损害实物量化的技术发展

欧盟在环境损害评估制度方面比美国相对滞后一些,但是欧盟通过借鉴美国的经验来完善自身的环境损害评估制度。欧盟各成员国在1990年代之前依据传统侵权法,仅对人身健康和财产的损害进行评估,随后各国开始重视污染对生态环境自身造成的损害情况。2004年,欧盟颁布了具有严格环境责任和强制执行并基于环境污染损害预防和受损生态环境恢复为理念的《环境责任指令》(ELD, 2004/35/CE),分别于2006年和2009年对《环境责任指令》进行了修订,由于欧盟各成员国内部执政党的态度以及各国法律的差异,直到2010年才将《环境责任指令》转化为本国的环境责任法律。近年也在环境损害调查方面开展相关工作,于2013年颁布了《气候变化与生物多样性环境评价技术导则》,对环境损害调查作出了相关规定。

欧洲是土壤污染防治技术体系较完善的地区。以法律法规为保障指导,由各成员国工业代表和科研机构创建的污染场地管理机构组织,制定了风险管控、可持续修复、场地再利用决策等技术导则,并通过项目、计划的实施,检验污染防治理念在工程操作中的可行性。欧盟于1972年颁布了《欧洲土壤宪章》(European Soil Charter, ESC),第一次将土壤视为需要保护的有限稀缺资产。2006年欧盟委员会制定了土壤保护专题战略(Thematic Strategy for Soil Protection, TSSP),强调以风险预防为原则,在欧盟层面和国家层面上采取有利于土壤可持续性的防治措施。棕地再生综合管理,是欧盟的主要计划,其中的场地概念模型拟通过识别污染源—暴露途径—暴露受体之间的关联,建立基于风险评估的污染场地可持续管理概念模型,评估不同管理决策对场地周边人体健康和环境的有利、不利影响,筛选最优决策方案,并开展实例研究验证模型的可靠性。

5.1.3 日本在场地土壤损害实物量化的技术发展

土壤污染防治是日本政府在上个世纪及本世纪的重要工作之一,不同于欧美,日本的评估主要针对人身健康和生活环境的损害(公害),对健康损害更加重视。在污染修复和生态恢复的过程中政府承担着更多的责任,参与甚至起着主导作用。

日本土壤环境质量标准,可以划分为以下四个阶段:(1)1970~1990年代。这一阶段土壤污染防治以农田污染为主,1970年颁布《农用地土壤污染防治法》,主要土壤环境质量标准项目为重金属(镉、铜和砷);(2)1990~1999年代,是土壤环境质量标准制定和强化阶段,制定土壤环境质量标准,至2014年修订9次,标准项目涵盖重金属、农药和VOC类物质;(3)1999~2010年代,1999年日本颁布《Dioxins物质对策特别措施法》,2002年颁布《土壤污染对策法》,确立了有关城市土壤污染对策的专项法律,开展工业和城市用地的土壤污染防治和防治有毒有害类(Dioxins)物质污染防治工作;(4)2010年至今,2010年《土壤污染防治法》的修订,2011年颁布的《防治因2011年3月11日东北地方太平洋地震引发核电站泄漏事故排放的放射性污染物对环境造成污染的特别措施法》,《土壤污染防治法》的修订从分析土壤污染源头和降低污染物对环境对人类健康风险的角度出发:(1)因直接暴露—土壤含有量标准;(2)饮用地下水—溶出标准,25项,梳理了环境质量标准项目的分类和标准。

5.2 国内在场地土壤损害实物量化的技术发展

2017年12月，中共中央办公厅、国务院办公厅印发《生态环境损害赔偿制度改革方案》（中办发[2017]68号）（以下简称《方案》），全面启动生态环境损害赔偿制度改革。司法部、原环境保护部在《关于规范环境损害司法鉴定管理工作的通知》（司发通[2015年]118号）中明确提出，环境损害司法鉴定的7大执业领域包括土壤与地下水环境损害鉴定。2013年以来，原环境保护部相继出台了《环境损害鉴定评估推荐方法（第Ⅱ版）》（环办[2014]90号）（以下简称《推方法Ⅱ》）、《生态环境损害鉴定评估技术指南总纲》（环办政法[2016]67号）等5项规范性文件，但距离完善的损害鉴定评估技术标准体系还有差距。因此，2018年12月生态环境部又制定了《生态环境损害鉴定评估技术指南 土壤与地下水》（简称损害鉴定指南）该指南的制定是环境损害鉴定评估标准体系的进一步完善，也是推动生态环境损害赔偿制度改革的关键步骤。

《损害鉴定指南》规定，对于无法找到能够表征影响区域内土壤与地下水环境质量和生态服务功能历史状况的数据，可选择合适的对照区，以对照区调查数据作为基线水平。《损害鉴定指南》中没有对对照点的数量进行规定，需要进一步研究实践后在后续指南中予以明确，建议对于评估区土壤采样点位少于或等于8个的，对照区采样点位至少1个；大于8个的，按照8：1的比例确定对照点采样点位数量；地下水对照点、采样点位数量参照土壤执，可以根据实际情况酌情减少。关于损害确认的条件，《损害鉴定指南》规定“调查点位所能代表区域的土壤与地下水中特征污染物的平均浓度超过基线水平20%以上”，针对土壤污染空间分布存在的不均质性，相对于《总纲》，强调将评估区多个点位的平均浓度与基线对比，建议先将评估区划定为相对均匀的空间单元，对空间单元内多个点位进行采样混合，将混合样的检测值作为该空间单元的平均浓度，具体方法将在后续指南中进一步说明。对土壤和地下水污染，损害程度量化是指评估区域土壤与地下水中特征污染物的超基线率，即用评估区域土壤与地下水各点位特征污染物平均浓度与基线水平的差值除以基线水平；损害范围量化用评估时间范围内受损的土壤、地下水面积或体积表征，特征污染物平均浓度超过基线水平20%的区域为受损范围。结合土壤与地下水生态服务功能的类型，建议采用差异化的损害调查与评估方法对于涉及土壤与地下水生态服务功能损害的在。

2017年7月1日施行的《污染地块土壤环境管理办法（试行）》，将“污染场地”改称为了“污染地块”，污染地块作出了定义式的规定。污染场地又称污染地块，指因从事生产、经营、处理、贮存有毒有害物质、堆放或处理处置潜在危险废物、从事矿山开采等活动造成污染，经调查和风险评估可以确认其危害超过人体健康或生态环境可接受风险水平的场地（地块）。

我国于1995年颁布了《土壤环境质量标准》（GB/156182-1995），其中主要规定了土壤中Cd、Hg、As、Cu、Pb、Cr、Zn等重金属的检测方法，2018年，颁布了《土壤环境质量 建设用地土壤污染风险管控标准》（GB 36600-2018）、《土壤环境质量 农用地土壤污染风险管控标准》（GB 15618-2018）。《2019年，生态环境部批准《建设用地土壤污染状况调查技术导则》（HJ 25.1-2019）、《建设用地土壤污染风险管控和修复监测技术导则》（HJ 25.2-2019）、《建设用地土壤污染风险评估技术导则》（HJ 25.3-2019）、《建设用地土壤修复技术导则》（HJ 25.4-2019）、《建设用地土壤污染风险管控和修复术语》（HJ 682-2019）为国家环境保护标准，并予发布，自发布之日起实施。美国、欧盟、日本等发达国家在各自环境保护发展历程中逐渐形成了独特的自然资源损害评估（Natural Resource Damage Assessment, NRDA）制度，我国环境损害制度尚未健全，难以合理评估自然资源损害程度、有效分解和传递环境责任、弥补环境利益损失。我国场地污染，面临法规标准缺乏、责任义务不明、资金筹措不畅、技术支撑薄弱、认识能力不足等诸多困境。我国与发达国家的土壤环境问题特征的差异和紧迫程度决定了我国不能也无法照搬国外土壤环境保护指标体系。综合考虑我国发展国情、场地土壤环境问题特征及场地土壤环境管理基础。所以，未来一段时期，我国土壤环境保护工作必须抓住重点，循序渐进地推动我国工作进程。需要借鉴国外经验，结合国情，加快推进土壤环境管理体系建设。我国需结合国际趋势和国内场地土壤污染现状特点，在对土壤环境标准进行制修订时，要兼顾生态安全和人体健康，应重点考虑对人体健康的影响

6 标准的主要技术内容

6.1 适用范围

适用范围界定为因场地土壤污染破坏导致人身损害、财产损害、生态环境损害和其他事务性费用的鉴定评估。

明确规定场地土壤环境损害鉴定评估的一般性原则、工作程序、内容、方法和要求。

由于核与辐射所致环境损害的特殊性、复杂性和敏感性，制定过程中，没有考虑相关内容。因此，不适用于因核与辐射所致场地土壤环境损害的鉴定评估。

6.2 术语和定义

术语定义部分主要对场地土壤环境损害鉴定评估调查工作中的专用词汇进行了解释。针对场地土壤损害鉴定评估调查相关内容，详细定义了“场地土壤环境损害鉴定评估，场地”等6项术语。

6.3 实物量化的原则

6.3.1 规范合法原则

量化评估工作应当按照有关法律法规和技术规范规定的程序和方法开展，鉴定评估机构及其工作人员应当具备环境损害鉴定评估所需能力和资质，鉴定评估文书应符合法律法规和技术规范规定的程序、结构及内容要求。

6.3.2 科学合理原则

量化评估工作应制定科学、合理、可操作的工作方案。量化评估工作方案中应包含不确定性分析部分。

6.3.3 独立客观原则

量化评估是价值量化的基础，鉴定评估机构及鉴定评估人员应当运用专业知识和实践经验独立客观地开展量化评估，不受鉴定评估委托方以及其他方面的不正当影响。鉴定评估机构及其工作人员应当与环境损害利益相关方等无利害关系。

6.3.4 以土壤环境损害恢复为中心的原则

价值量化首要考虑的因素为以土壤污染为主的污染场地环境，兼顾考虑地下水，以及土壤环境周边生态服务功能、人体健康、财产等损害评估的量化。

6.4 实物量化的要求

实物量化主要是确定环境损害的类型、范围和程度，如污染环境或破坏生态行为造成了地表水体的损害，地表水体的面积、长度和水资源量，地表水中污染物的浓度、超标倍数、水质分级等。

损害评价指标的筛选，《生态环境损害鉴定评估技术指南 土壤和地下水》主要考虑其代表性和可操作性，对于耕地、园地、林地、草地，主要考虑其供给功能，以种植或养殖物的类型和产量作为损害评价的指标；对于商服用地、住宅用地、工矿仓储用地，主要考虑其支持功能，以其用地面积作为损害评价指标；对于旅游景点，主要考虑其娱乐休憩服务功能，以旅游人次作为损害评价指标；对于自然保护区，主要考虑其生物多样性维持功能，以其指示性物种的结构和数量作为损害评价指标；对于地下水，则以开采量、用水量作为损害评价指标。如果以恢复的方式进行赔偿，恢复目标采用和损害评价相同的指标。损害客体主要包括土壤、地下水、财产损失、人体健康损失、生态环境损害等客体。为此，对指标进行了具体的量化。

6.5 实物量化的内容

根据广东省《生态环境损害鉴定评估方法》、GBT39791.1《生态环境损害鉴定评估技术指南 总纲和关键环节 第1部分：总纲》、DB35T1725《环境损害鉴定评估通用规范》和DB35T1725《土壤环境损害鉴定评估技术方法》，总结了实物量化的内容如下：

(1) 综合考虑评估对象、目的、适用条件、资料完备程度等情况，选择适当的实物量化指标、方法和参数。对生态环境质量的损害，一般以特征污染物浓度为量化指标。对生态系统服务的损害，一般

选择指示物种种群密度、种群数量、种群结构、植被覆盖度等指标作为量化指标。

(2) 比较污染环境行为发生前后空气、地表水、沉积物、土壤、地下水、海水等生态环境质量状况，确定生态环境中特征污染物浓度超过基线的时间、体积和程度等变量和因素。

(3) 比较污染环境或破坏生态行为发生前后生物种群数量、密度、结构等的变化，确定生物资源或生态系统服务超过基线的时间、面积和程度等变量和因素。

6.6 实物量化指标的选择

6.6.1 特征污染物指标的选择

石油污染场地实物量化的污染物特征指标共分三大类：高危害性指标，包括GB36600规定的8种多环芳烃；中等危害性指标：包括苯、甲苯、二甲苯、乙苯等苯系物。其它危害性指标，重金属、石油烃、其它挥发性有机物等。

针对石油化工类污染场地的土壤损害量化，首先以污染程度最大的污染物开展实物量化评估，其次考虑污染时间较长范围较广的污染物。

刘庆梅在研究氧气条件对矿化垃圾修复石油污染土壤的影响时，列出了一下几种土壤石油类污染物，链烷烃（壬烷、癸烷、十一烷、十二烷、2, 6-二甲基十一烷、十三烷、十四烷、十五烷、十六烷、2, 6, 10-三甲基十五烷、十七烷、十八烷、2, 6-十七烷、2, 6, 10, 14-四甲基十五烷、十九烷、二十烷、二十一烷、二十二烷、二十五烷、二十六烷）、环烷烃（反-1, 3-二甲基环己烷、胆甾烷、28-Nor-17. β . (H) -藿烷、15-异丁基-13. α . (H) -isocopalane）、芳香烃（1, 3, 5-三甲基苯、丁羟甲苯）、烯烃（柠檬烯、1-二十六烯）和石油烃衍生物（1, 20-二溴二十烷、1-甲基-2-（1-甲基乙氧基）-苯、2, 6-二叔丁基-苯酚、邻苯二甲酸异丁基壬基酯、邻苯二甲酸二丁酯、3-（3-氟苯基）-丁酰胺、1-异丙氧基-2-三氟乙酰氧基-吡啶、吡啶-3-甲酰胺、3, 4-二（1-甲基胍基）-3-环丁烯-1, 2-二酮、1-（2, 6, 6-三甲基-2-环己烯酯）-1-戊烯-3-酮、 β -异甲基紫罗兰酮）。魏样提到原油中含有的烃类、酚类、苯类等多环芳烃会污染土壤和水源，直接或间接危害人类生产、生活和健康。另外，原油中含有大量有机物，丰富的氮、磷、硫以及重金属等，处理不当或直接排放都会对环境产生严重的危害。杜显元列出了陆地石油开采区特征污染物清单，其中有16种多环芳烃（萘、蒽、苊、芘、菲、蒽、荧蒽、芘、苯并[a]蒽、屈、苯并[b]荧蒽、苯并[k]荧蒽、苯并[a]芘、茚并[1, 2, 3-cd]芘、苯并[a, h]蒽、苯并[g, h, i]芘）和12种重金属（铅、镉、铜、锌、镍、铬、铁、镉、钡、锰、银、钴）。石油化工工业在为社会提供各种成品油和化工产品的同时，也在生产过程中产生大量的废水等有害物质，炼油行业在生产过程中会产生大量工艺废水，其主要污染物是石油类、硫化物、氨氮、BOD、COD、酚类化合物、悬浮物和pH值等。石油化工企业排放的污染物的组分比炼油厂复杂，除了普遍含油外，废水中除含有油、硫、酚、氰外，还含有苯、醇、醚、醛、酮、有机磷和金属盐类等。同样，石油化工行业废水也是有生产过程中产生的工艺废水和非工艺污水。其主要污染物主要有石油类、烃类化合物、硫化物、酚类化合物、悬浮物等。除此之外，根据生产情况和产品不同，废水有时还会含有醇类、氯化物、醋酸、醛类、苯类等污染物[65]。崇明西沙湿地土壤石油类污染物主要成分包括直链饱和烷烃、支链饱和烷烃、芳香烃，还包括少量的烯烃、含氧杂环、含氮杂环等化合物。吴向阳根据《石油炼制工业污染物排放标准》初步确定某石油场地特征污染物清单，其中包括悬浮物、化学需氧量、五日生化需氧量、氨氮、总氮、总磷、总有机碳、石油类、苯、甲苯、二甲苯、乙苯、总氰化物、硫化物以及挥发酚。吕晓丽对某石油化工污染场地地下水中VOCs检测结果中包含三氯甲烷、1, 2-二氯乙烷、1, 1, 2-三氯乙烷、1, 2-二氯丙烷、氯乙烯、1, 1-二氯乙烯、反-1, 2-二氯乙烯、顺-1, 2-二氯乙烯、三氯乙烯、四氯乙烯、氯苯、苯、甲苯、间/对二甲苯以及邻二甲苯。夏凤英认为石油污染物包括石油烃类、硫化物、重金属和各种生产用化学药剂等，石油烃类作为石油的主要成分是石油类场地的首要污染物，石油中的芳香烃类对人体的毒性最大，包括多环芳烃和单环芳烃，国外石油污染场地研究中多选择USEPA优控的16种多环芳烃（萘、蒽、二氢蒽、芘、菲、蒽、荧蒽、芘、苯并[a]蒽、屈、苯并[b]荧蒽、苯并[k]荧蒽、苯并[a]芘、二苯并[a, h]蒽、苯并[g, h, i]芘、茚并[1, 2, 3-cd]芘）和4种典型苯系物（苯、甲苯、乙苯、邻、间、对二甲苯，合称BTEX）作为石油类场地中的特征污染物。张倩在某废弃石油化工厂污染场地检测出检出率超过75%的污染物有11项，其中卤代烃类（二氯甲烷、溴氯甲烷、一溴二氯甲烷、三氯甲烷、1, 2-二氯乙烷、1, 1, 2-三氯乙烷、1, 1, 2, 2-四氯乙烷）有7项，苯系物类（苯、甲苯、1, 2, 4-三甲苯、

1, 2-二氯苯)有4项。宋蓉[71]在评价庆城废弃油田场地土壤环境质量时,对土壤中的石油烃、8种重金属(镉、汞、铅、砷、铬、铜、锌、镍)、9种挥发性有机物(苯、甲氯苯、氯苯、乙苯、二甲苯、苯乙烯、三甲苯、二氯苯、三氯苯)以及16种多环芳烃类(萘、蒽、芘、苊、菲、葱、荧蒹、芘、苯并[a]葱、屈、苯并[k]荧蒹、苯并[a]芘、茚并[1,2,3-cd]芘、二苯并[a,h]葱、苯并[g,h,i]芘)进行了分析。

通过对上述文献中所涉及的共同污染物进行总结,可以得到对石油污染场地实物量化时的特征污染物选择如下表所示:

表2 特征污染物指标

分类	参数
VOCs	苯系物:苯、甲苯、乙苯、二甲苯、三甲苯。石油烃(C6-C9)
SVOC	16种多环芳烃,石油烃(C10-C40)
重金属	镉、铅、铜、锌、铬、镍、汞、砷

6.6.2 生态服务功能指标的选择

於方在对《生态环境损害鉴定评估技术指南 土壤与地下水》解读中,认为生态环境损害评价指标的筛选主要考虑其代表性和可操作性,对于耕地、园地、林地、草地,主要考虑其供给功能,以种植或养殖物的类型和产量作为损害评价的指标;对于商服用地、住宅用地、工矿仓储用地,主要考虑其支持功能,以其用地面积作为损害评价指标;对于旅游景点,主要考虑其娱乐休憩服务功能,以旅游人次作为损害评价指标;对于自然保护区,主要考虑其生物多样性维持功能,以其指示性物种的结构和数量作为损害评价指标;对于地下水,则以开采量、用水量作为损害评价指标。《欧盟环境损害评估的资源等效法编制》中列出具体的生态环境损害量化指标有特定生境类型的范围;某些资源的单位或数量;测量植被密度、覆盖率或生物量;优势或基本植被物种的覆盖率等等。

通过对上述文献中所涉及的生态服务功能进行总结,可以得到对石油污染场地实物量化时的生态服务功能选择如下表所示:

表3 生态服务功能指标

序号	量化指标
1	特定栖息地类型的范围
2	某些资源的单位或数量(如河流类型的公里数、特定栖息地类型的公顷数、可用水量等)
3	植被密度、覆盖率或生物量的测量
4	理想的、主要的或必要的植被物种的覆盖率
5	优势植被地上生物量
6	苗木密度
7	植被结构多样性指数
8	生境质量指数
9	生物生产力(如初级生产力或第二生产力)、物种丰度、生物量、多样性或群落组成的度量
10	生育率
11	栖息地使用日(例如,如果事件减少了栖息地的可利用性,从而减少了可占用栖息地的生物体)
12	种群完整性指数,如性别比、年龄级分布、生物量
13	生态过程的量度,如碳矿化率、养分输出率或分解率
14	根据毒性阈值超标程度分配的服务损失类别。(例如,这种方法可能涉及从文献或现场特定研究中汇编剂量反应信息,并根据土壤、沉积物、地表水或生物组织中污染物浓度的增加来估算服务损失。)

6.7 基线的选择

6.7.1 土壤环境基线的确定方法

GBT39791.1《生态环境损害鉴定评估技术指南 总纲和关键环节 第1部分:总纲》和GBT39792.1《生态环境损害鉴定评估技术指南 环境要素 第1部分:土壤和地下水》中说明了基线确定的方法。

基线的确定方法包括：

(1) 历史数据

优先利用评估区污染环境或破坏生态行为发生前的历史数据确定基线。可以利用评估区既往开展的常规监测、专项调查、学术研究等历史数据。对搜集的历史资料，应注明资料来源和时间，使用的资料应经过筛选和甄别。历史数据应对评估区具有较好的时间和空间代表性，且历史数据的采样、检测等数据收集方法与现状调查数据具有可比性，样本数（点位数量或采样次数）不少于5个。应对历史数据的变异性进行统计描述，识别数据中的极值或异常值并分析其原因，确定是否剔除极值或异常值。根据专业知识和评价指标的意义确定基线，对于服从正态分布的数据，当污染或破坏导致评价指标升高时，采用历史数据的90%参考值上限（算术平均数+1.65倍标准差）作为基线；当污染或破坏导致评价指标降低时，采用历史数据的90%参考值下限（算术平均数-1.65倍标准差）作为基线。对于不服从正态分布的数据，当污染或破坏导致评价指标升高时，采用历史数据的第90百分位数作为基线；当污染或破坏导致评价指标降低时，采用历史数据的第10百分位数作为基线；

(2) 对照数据

当缺乏评估区的历史数据或历史数据不满足要求时，可以利用未受污染环境或破坏生态行为影响的“对照区域”的历史或现状数据确定基线。一般情况选择调查区域外部对照区域，对于调查区域内有明确的未受污染或污染轻微区域，可以选择此区域作为内部对照区域采集获取对照数据。应选择一个或多个与评估区具有可比性且未受污染环境或破坏生态行为影响的对照区域。对照区域数据应具有较好的时间和空间代表性，且其数据收集方法应与评估区具有可比性，并遵守评估方案的质量保证规定，样本数（点位数量或采样次数）不少于5个。对搜集的历史资料，应注明资料来源和时间，使用的资料应经过筛选和甄别。应对“对照区域”数据的变异性进行统计描述，识别数据中的极值或异常值并分析其原因确定是否剔除极值或异常值，根据专业知识和评价指标的意义确定基线，确定原则同（1）。

(3) 标准基准

当利用历史数据或对照数据确定基线不可行时，可参考适用的国家或地方环境质量标准或环境基准确定基线；当标准和基准同时存在时，优先适用环境质量标准；当缺乏适用的标准或基准时，可参考国外政府部门或国际组织发布的相关标准或基准；

(4) 专项研究

必要时开展专项研究，按照相关环境基准制定技术指南，推导环境基准作为基线；也可以构建生态环境质量与生物体的毒性效应、种群密度、物种丰度、生物多样性等评价指标之间的剂量-反应关系确定基线。

6.7.2 土壤环境基线的确定方法选择

当土壤环境基线确定所需数据充分时，原则上优先选择6.7.1的（1）或（2）确定土壤环境基线，如果6.7.1（1）和6.7.1（2）不可行，可考虑选择6.7.1（3）确定土壤环境基线。当土壤环境基线确定所需数据不充分时，可综合采用不同土壤环境基线确定方法并相互验证。当以上数据均缺失时，可以采用6.7.1（4）开展专项研究。

6.8 实物量化方法

6.8.1 损害程度量化

6.8.1.1 以特征污染物浓度为指标的损害程度量化

GBT39792.1《生态环境损害鉴定评估技术指南 环境要素 第1部分：土壤和地下水》8.1.1.1中明确说明了以特征污染物浓度为指标进行损害程度量化的方法。

6.8.1.2 以生态服务功能为指标的损害程度量化

GBT39792.1《生态环境损害鉴定评估技术指南 环境要素 第1部分：土壤和地下水》8.1.2.1中明确说明了以生态服务功能为指标进行损害程度量化的方法。

6.8.2 损害范围量化

6.8.2.1 以特征污染物浓度为指标的损害范围量化

GBT39792.1《生态环境损害鉴定评估技术指南 环境要素 第1部分：土壤和地下水》8.1.1.2中明确说明了以特征污染物浓度为指标进行损害程度量化的方法。

6.8.2.2 以生态服务功能为指标的损害范围量化

GBT39792.1《生态环境损害鉴定评估技术指南 环境要素 第1部分：土壤和地下水》8.1.2.2中明确说明了以生态服务功能为指标进行损害程度量化的方法。

6.8.2.3 时间范围量化

GBT39792.1《生态环境损害鉴定评估技术指南 环境要素 第1部分：土壤和地下水》中提到应结合恢复方案，判断恢复所需的时间，确定损害的时间范围；《欧盟环境损害评估的资源等效法》中提到损害的时间范围的特征包括确定事故发生的日期和不利影响发生的日期(如果两者不同)。对于事前事件，开始日期可能是一个基于既定目标、计划或时间表的预测。如果无法获得具体地点的信息来量化损害的时间范围，损失的持续时间可能基于对类似地点类似事件的了解。恢复轨迹可以根据生态演替率、环境中的化学持久性和对命运和运输动力学的了解，或根据已发表的文献对类似干扰后恢复率的资料来估计。如果已计划或正在进行主要的补救行动，对损害的时间范围的估计应考虑到补救对恢复的影响；《环境损害鉴定评估推荐方法（第II版）》中说明环境损害鉴定评估的时间范围因损害类型不同而存在差异。人身损害鉴定评估的时间范围以污染环境行为发生日期为起点，持续至污染环境行为导致人身损害可能的最大潜伏期为止。财产损失鉴定评估的时间范围根据损害对象、损害性质和赔偿方式等具体情况确定。生态环境损害评估的时间范围以污染环境或破坏生态行为发生日期为起点，持续到受损生态环境及其生态系统服务恢复至生态环境基线为止。应急处置费用评估的时间以突发环境事件发生日期为起点，持续到应急处置结束日期为止。

6.9 结果的不确定度分析

应分析实物量化结果不确定性的主要来源，包括基线水平、评估模型的适用性、数据的采纳、参数取值等多个方面。

一般应是对风险计算结果影响较大的参数，如基线水平、人群相关参数、生态环境相关的参数的取值开展不确定性分析。进行模型参数敏感性分析，应综合考虑参数的实际取值范围确定参数值的变化范围。

7 对实施本标准的建议

本标准是环境损害鉴定评估技术指南体系的专属性文件，对推动我国环境损害赔偿、规范环境损害鉴定评估的实物量化和价值量化工作具有重要的意义。为了保证本标准的实施，建议环保部门加强推进环境损害鉴定评估技术和方法，为环境损害司法审判提供有效的技术支撑。建议加大标准的宣传，扩大标准的影响力，促进标准在科研、司法实践以及其他领域的应用。

参 考 文 献

- [1]于国光,张志恒,叶雪珠,杨桂玲,张永志,赵首萍.关于我国土壤环境标准的思考[J].现代农业科技,2010(09):291-293
- [2]惠从冰.论环境污染侵权诉讼中因果关系的证明标准——德国环境责任法给我们的启迪[J].人民司法,2005(05):82-84
- [3]马心伟.我国环境污染损害鉴定评估制度完善研究[D].郑州大学,2015
- [4]刘驰.环境损害评估制度研究[D].湖南师范大学,2016
- [5]刘瑞熙.我国污染场地修复法律制度研究[D].安徽财经大学,2018
- [6]黄志勇.环境污染导致特异性健康损害污染源的调查技术规范研究[D].华中科技大学,2009
- [7]於方,王金南,王灿发,杜光秋.如何推进环境损害评估鉴定与赔偿修复?[J].环境保护,2010(08):18-20
- [8]潘文.场地重金属污染损害评估与环境修复技术筛选矩阵研究[D].中国地质大学(北京),2013
- [9]许杰龙.福建省土壤环境损害鉴定评估关键技术研究[J].厦门科技,2019(06):19-25
- [10]吴景瑜.环境损害评估制度研究[D].重庆大学,2015
- [11]Crane M, Matthiessen P, Maycock D S, et al. Derivation and Use of Environmental Quality and Human Health Standards for Chemical Substances in Water and Soil [M]. New York: CRC Press, 2010
- [12]Jeroen Provoost, Lucas Reijnders, Frank Swartjes, Jan Bronders, Claudio Carlon, Marco D'Alessandro, Christa Cornelis. Parameters causing variation between soil screening values and the effect of harmonization[J]. Springer-Verlag, 2008, 8(5)
- [13]李方,王晓飞.国外土壤污染防治及其对我国的启示[J].农村经济与科技,2013,24(11):8-9
- [14]余立凤.美欧污染场地环境监管机制研究[J].环境与可持续发展,2011,(1):7-10
- [15]谷庆宝,颜增光,周友亚,郭观林,李发生.美国超级基金制度及其污染场地环境管理[J].环境科学研究,2007(05):84-88
- [16]罗思东.美国城市的棕色地块及其治理[J].城市问题,2002(06):64-67
- [17]虞磊珉,王刚.美国“超级基金”中环境法律责任分析及实践应对[J].环境保护,2004(07):59-62
- [18]蒋莉.美国环保超级基金制度及其实施[J].油气田环境保护,2005(01):1-3+58
- [19]周艳,万金忠,林玉锁,李群,张胜田.浅谈我国土壤问题特征及国外土壤环境管理经验借鉴[J].中国环境管理,2016,8(03):95-100
- [20]陈卫平,谢天,李笑诺,王若丹.欧美发达国家场地土壤污染防治技术体系概述[J].土壤学报,2018,55(03):527-542
- [21]Council of Europe. European soil charter[J]. Elsevier, 1973, 5(2)
- [22]Beumer V, Deltares, Bardos P, et al. HOMBRED-5. 2: Decision support system on soft reuses. 2014 [2016-11-01]
- [23]Bardos P, Menger P. Conceptual site or project models for sustainability assessment. ThS D3.3 methods and tools for environmental footprint assessment. 2013 [2016-11-05]
- [24]窦小利.日本《土壤污染对策法》及其对我国立法的启示[C].中国法学会环境资源法学研究会、国家环境保护总局、全国人大环资委法案室、兰州大学.环境法治与建设和谐社会——2007年全国环境资源法学研讨会(年会)论文集(第三册).中国法学会环境资源法学研究会、国家环境保护总局、全国人大环资委法案室、兰州大学:中国法学会环境资源法学研究会,2007:111-117
- [25]周芳,金书秦.日本土壤污染防治政策研究[J].世界农业,2014(11):47-52
- [26]陈平,李金霞.日本土壤环境质量标准体系形成历程及特点[J].环境与可持续发展,2015,40(02):105-111
- [27]Burger Joanna, Gochfeld Michael, Powers Charles W. Integrating long-term stewardship goals into the remediation process: natural resource damages and the Department of Energy. [J]. Pubmed, 2007, 82(2)

- [28] Daniel M. Steinway, J. Barton Seitz. Natural Resource Damages in the European Union[J]. Routledge, 2008, 20(4)
- [29] 林楠, 冯玉杰, 吴舜泽, 樊宇, 卢玢宇. 基于生境等价分析法的溢油生态损害评估[J]. 哈尔滨商业大学学报(自然科学版), 2014, 30(04): 426-429
- [30] 臧文超, 张俊丽, 温雪峰, 王芳. 我国工业场地污染防治路线图探讨[J]. 环境保护, 2015, 43(06): 39-41
- [31] 臧文超, 王芳, 张俊丽, 王玉. 污染场地环境监管策略分析——基于我国污染场地环境监管试点与实践的思考[J]. 环境保护, 2015, 43(15): 20-23
- [32] 王兴利, 吴晓晨, 颜为军, 王晨野, 王晶博, 穆晓东. 环境损害鉴定评估领域难点探讨[J]. 中国环境管理, 2019, 11(02): 87-93
- [33] 王华. 土地利用变更的土壤及地下水污染调查方法及实例[J]. 环境污染与防治, 2005(03): 221-224+159
- [34] 陈辉, 张广鑫, 惠怀胜. 污染场地环境调查的土壤监测点位布设方法初探[J]. 环境保护科学, 2010, 36(02): 61-63+75
- [35] 张涤非. 搬迁企业遗留场地土壤监测布点浅析[J]. 环境保护与循环经济, 2011, 31(10): 48-49
- [36] 华小梅, 徐建, 林玉锁. 场地污染识别与诊断方法探讨[J]. 环境污染与防治, 2012, 34(11): 103-105+109
- [37] 赵小健. 基于Hakanson潜在生态风险指数的某垃圾填埋场土壤重金属污染评价[J]. 环境监控与预警, 2013, 5(04): 43-44+49
- [38] 朱梦杰. 污染场地土壤初步调查布点及采样方法探讨[J]. 环境监控与预警, 2015, 7(06): 51-54
- [39] 环境保护部. HJ 25. 1 — 2014 场地环境调查技术导则[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 201
- [40] 邵绍燕. 污染场地土壤调查布点及采样研究[J]. 节能与环保, 2019(12): 91-92
- [41] 梁静. 场地环境初步调查与环境影响评价中土壤环境现状调查的异同[J]. 节能, 2019, 38(09): 173-174
- [42] 陈小康. 生态环境损害责任的因果关系认定探析[J]. 重庆科技学院学报(社会科学版), 2019(01): 21-25
- [43] 於方, 张衍燊, 齐霁, 赵丹, 徐伟攀. 环境损害鉴定评估关键技术问题探讨[J]. 中国司法鉴定, 2016(01): 18-25
- [44] 章骅, 姚其生, 朱钰敏, 范世锁, 何晶晶. 固体废物重金属污染源解析技术研究进展[J]. 科学通报, 2012, 57(33): 3132-3138
- [45] 于瑞莲, 胡恭任. 土壤中重金属污染源解析研究进展[J]. 有色金属, 2008, 60(04): 158-165
- [46] 苏丹, 唐大元, 刘兰岚, 王鑫. 水环境污染源解析研究进展[J]. 生态环境学报, 2009, 18(02): 749-755
- [47] 张红振, 骆永明, 夏家淇, 章海波. 基于风险的土壤环境质量标准国际比较与启示[J]. 环境科学, 2011, 32(03): 795-802
- [48] SAIC. Compilation and Review of Canadian Remediation Guidelines, Standards and Regulations[R]. Ottawa: Environmental Technologies Program, 2002
- [49] Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment. Annexes Circular on Target Values and Intervention Values for Soil Remediation[R]. The Hague, VROM, 2000
- [50] Jeroen Provoost, Christa Cornelis, Frank Swartjes. Comparison of Soil Clean-up Standards for Trace Elements Between Countries: Why do they differ? (9 pages)[J]. Ecomed, 2006, 6(3)
- [51] Carlon C. Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures toward harmonization[R]. Italy: European Commission, Directorate General, Joint Research Centre (EUR 22805 EN), 2007, 157-163

- [52]USEPA. Soil Screening Guidance: User' s Guide. Office of SolidWaste and Emergency Response [R] . Washington, DC: Office ofSolid Waste and Emergency Response, 1996
- [53]National Environmental Protection Council. Schedule B (1)Guideline on the Investigation Levels for Soil and Groundwater. National Environmental Protection (Assessment of SiteContamination) [R] . Canberra: NEPC, 1999
- [54] DEFRA and Environment Agency. The Contaminated LandExposure Assessment (CLEA) Model: Technical Basis andAlgorithms [R] . London: Environment Agency, 2002
- [55]薄晓波. 倒置与推定:对我国环境污染侵权中因果关系证明方法的反思[J]. 中国地质大学学报(社会科学版), 2014, 14(06):68-81
- [56]高吉喜, 韩永伟. 关于《生态环境损害赔偿制度改革试点方案》的思考与建议[J]. 环境保护, 2016, 44(02):30-34
- [57]Reed M, French D. Atransportable system of models for naturalresourcedamage assessment [J]. Environmental Software, 1992, 7(4):191~201
- [58]宋宇. 国外环境污染损害评估模式借鉴与启示[J]. 环境保护与循环经济, 2014, 34(04):61-64
- [59]张红振, 曹东, 於方, 王金南, 齐霁, 贾倩, 张天柱, 骆永明. 环境损害评估:国际制度及对中国的启示[J]. 环境科学, 2013, 34(05):1653-1666
- [60]杨佳. 水生态环境损害价值量化方法研究进展[J]. 绿色科技, 2019(22):97-99
- [61]牛坤玉, 於方, 张红振, 齐霁. 自然资源损害评估在美国:法律、程序以及评估思路[J]. 中国人口·资源与环境, 2014, 24(S1):345-348
- [62]杜显元. 石油开采区土壤污染源解析、毒性及快速检测法研究[D]. 华北电力大学, 2012
- [63]刘庆梅, Asmaa Hussein Ali, 刘丹. 氧气条件对矿化垃圾修复石油污染土壤的影响[J/OL]. 环境科学学报:2020, 40(12)1-11
- [64]魏样. 石油污染土壤的修复治理[J]. 江西农业, 2020(04):115-116
- [65]杨波, 戴兵. 石油化工行业产业政策与污染物排放特征探析[J]. 化工进展, 2009, 28(S1):505-507
- [66]张树栋, 翁辰, 黄慧琴, 张秋卓, 任雪丽, 丁驰. 崇明西沙湿地土壤石油类污染物季节变化特征及其对植被类型的影响[J]. 生态环境学报, 2016, 25(02):300-306
- [67]吴向阳, 胡静, 张静淑, 李蕊. 石油场地地下水优控污染物识别筛选方法[J]. 甘肃科技, 2019, 35(17):33-34
- [68]吕晓立, 邵景力, 刘景涛, 黄冠星, 张英, 崔海炜, 温吉利, 刘俊建, 孙继朝. 某石油化工污染场地地下水中挥发性有机物污染特征及成因分析[J]. 水文地质工程地质, 2012, 39(06):97-102
- [69]夏凤英. 石油类场地典型挥发/半挥发性污染物分布及环境风险研究[D]. 北京工商大学, 2010
- [70]张倩. 典型石油污染场地有机污染物分布特征及其影响因素分析[D]. 中国地质大学(北京), 2009
- [71]宋蓉. 庆城废弃油田场地土壤环境质量与污染风险评估研究[D]. 长安大学, 2019