

# 污染场地土壤生态风险评估研究进展

王美娥<sup>1,2\*</sup> 丁寿康<sup>1,2</sup> 郭观林<sup>3</sup> 李勛之<sup>4</sup> 姜 瑛<sup>1</sup> 张 媛<sup>1,2</sup> 谢 天<sup>1</sup>

(<sup>1</sup>中国科学院生态环境研究中心城市与区域生态国家重点实验室,北京 100085; <sup>2</sup>中国科学院大学资源与环境学院,北京 100049; <sup>3</sup>生态环境部土壤与农业农村生态环境监管技术中心,北京 100012; <sup>4</sup>生态环境部南京环境科学研究所国家环境保护土壤环境管理与污染控制重点实验室,南京 210042)

**摘要** 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,发展和实施污染场地土壤生态风险评估是进行大规模污染场地修复行动的必要条件。本文围绕污染场地土壤生态风险评估的科学原理、框架构建及技术方法等方面的关键问题: 1) 评估框架的场地实际针对性; 2) 概念模型的不确定性; 3) 土壤复合污染毒性机制; 4) 评估终点筛选; 5) 评估方法和框架构建等展开讨论,指出土壤复合污染的制毒机制,即污染物生物有效性和联合效应是污染场地土壤生态风险评估的关键科学问题。耦合美国环保局四步法和欧盟层级法的“证据-权重法”评估框架适用于野外复杂环境条件下的土壤污染生态风险评估。建议今后重点开展以下5个方面的工作: 1) 污染场地土壤生态风险评估技术框架与风险管控技术框架之间的联合; 2) 概念模型研究; 3) 基于过程的场地土壤污染物反应运移模型研究; 4) 场地土壤复合污染生态毒理学机制研究; 5) 生态系统高水平生态风险评估终点研究。旨在为形成我国本土污染场地土壤生态风险评估技术指南提供理论基础和构架。

**关键词** 土壤复合污染; 联合效应评估; 生物有效性; 评估终点; 证据-权重法

**Advances in ecological risk assessment of soil in contaminated sites.** WANG Mei-e<sup>1,2\*</sup>, DING Shou-kang<sup>1,2</sup>, GUO Guan-lin<sup>3</sup>, LI Xu-zhi<sup>4</sup>, JIANG Rong<sup>1</sup>, ZHANG Yuan<sup>1,2</sup>, XIE Tian<sup>1</sup> (<sup>1</sup>State Key Laboratory of Urban and Regional Ecology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; <sup>2</sup>College of Resources and Environment, University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; <sup>3</sup>Technical Centre for Soil, Agriculture and Rural Ecology and Environment, Ministry of Ecology and Environment, Beijing 100012, China; <sup>4</sup>State Environmental Protection Key Laboratory of Soil Environmental Management and Pollution Control, Nanjing Institute of Environmental Sciences, Ministry of Ecology and Environment, Nanjing 210042, China).

**Abstract:** With the rapid urbanization and industrial structure adjustment in China, many contaminated sites have been left for remediation. It is essential to develop and implement ecological risk assessment (ERA) before remediating contaminated sites at a large scale as well as sequential management. In this review, we discussed the key problems in ecological risk assessment of soils in contaminated sites focusing on scientific principles, frameworks, techniques, and approaches, including 1) the site-specific framework, 2) uncertainty of conceptual model, 3) toxic mechanisms of combined contamination in soil, 4) screening of assessment endpoints, and 5) development of assessing approaches and frameworks. Then, two perspectives were addressed: the toxicological mechanism of soil combined pollution including bioavailability of contaminants in soil and their joint effect is the scientific problem in ecological risk assessment of soil in contaminated site; and weight of evidence approach based on USEPA four-step approach and EU Tier approach is applicable for ecological risk assessment in field conditions. Future studies should focus on: 1) the coordination of ecological risk assessment (ERA) framework and risk management framework, 2) conceptual model, 3) process-based reactive transport models for exposure evaluation, 4) ecotoxicological mecha-

本文由国家重点研发计划项目(2018YFC1800505)资助 This work was supported by the National Key R&D Program of China (2018YFC1800505). 2020-03-03 Received, 2020-08-19 Accepted.

\* 通讯作者 Corresponding author. E-mail: mewang@rcees.ac.cn

nism of combined contamination in site soil , and 5) high ecological level endpoints. The aim of this review was to provide theoretical base and framework for the establishment of local guideline of ecological risk assessment in China.

**Key words:** combined pollution of soil; assessment of joint effect; bioavailability; assessment endpoints; weight of evidence approach.

随着我国快速城市化以及产业结构的调整,遗留下了大量“棕地”。据 2014 年《全国污染土壤环境调查公报》<sup>[1]</sup> 报道,工矿业废弃地的环境问题突出,其中重污染企业用地、工业废弃地、工业园区、采矿业等场地的超标点位都在 30% 以上。一般认为我国的污染场地,即非农业污染土壤,在 10~100 万个之间,大于 1 万平方米的污染场地超过 50 万个<sup>[2]</sup>。在我国土地资源极为紧缺的情况下,对这些污染场地的土壤修复和安全利用成为了国家关注重点。2016 年国务院颁布的《土壤污染防治行动计划》<sup>[3]</sup> (“土十条”)以及科技部会同有关部门和地方制定的国家重点研发计划“场地土壤污染成因与治理技术”重点专项实施方案,把我国污染场地的修复和安全利用正式提上了日程。

风险评估是场地管理、确定污染场地修复目标和安全利用的重要依据。20 世纪 80 年代美国《超级基金法》<sup>[4]</sup> 颁布,正式开启了对工业污染场地的修复行动,并在 80 年代末发布了国际上首部针对污染场地的生态风险评估指南 (EPA/540-1-89/001)<sup>[5]</sup>。欧盟 1996—1998 年的污染场地风险评估集中行动 (Concerted Action on Risk Assessment for Contaminated Sites, CARACAS) 对场地风险评估的科学理论及当时场地风险评估技术背景下的研究方向进行了总结,提出以“污染源-污染途径-风险受体”过程为主线的污染场地生态风险评估思路<sup>[6]</sup>。污染场地的风险受体通常包括人体健康、土壤生态系统、地下水 and 食物安全<sup>[7]</sup>。然而,尽管生态受体通常比人群更容易受到污染物的暴露,并且相比人类,生态受体对污染物的响应更为敏感,但是由于人作为决策主体,人体健康风险不可避免地主导着污染场地修复行动及相关管理法规的制定。譬如,我国发布的《污染场地风险评估技术导则》(HJ 25.3—2014)<sup>[8]</sup> 只针对人体健康风险。美国尽管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 USEPA 的各方面政策中得以充分体现,在实际应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的主要依据,但相比人体健康风险评估,生态风险评估的实际应用仍然

较少。

本文针对污染场地土壤生态系统,参考美国、英国、加拿大、澳大利亚等国家和地区与场地土壤生态风险评估相关的法律法规和技术指南,以及有关土壤污染生态风险研究的文献资料,基于“污染源-污染途径-风险受体”过程,分别对污染场地土壤生态风险评估的框架、科学原理和技术方法等方面的关键问题进行综述,旨在为形成我国本土污染场地土壤生态风险评估技术指南提供理论基础和构架。由于地下水和土壤生态系统的边界无法完全分开,尤其在土壤污染物迁移过程中与地下水密切相关,因此本文在讨论污染途径时会涉及到地下水的风险。

## 1 污染场地土壤生态风险评估框架

表 1 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。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实际针对性问题的重要手段,随着层级从低 ( $T_0$ ) 到高 ( $T_3$ ) 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。如表 1 所示,首先除了加拿大以外,其他 3 个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<sup>[5,9-11]</sup>。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了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 with 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

表 1 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<sup>[5 9-11]</sup>

Table 1 Ecological risk assessment frameworks of contaminated sites in United States of America ( USA ) , United Kingdom ( UK ) , Canada and Australia<sup>[5 9-11]</sup>

国家 Nation	层级 Tier	技术依据 Guideline	关键程序 Key step
英国 UK 美国 USA	4 级( T <sub>0</sub> -T <sub>3</sub> ) ,其中 T <sub>0</sub> -T <sub>1</sub> 为筛选级评估; T <sub>2</sub> 为效应评估; T <sub>3</sub> 为暴露-效应关系分析 8 级( Step1-Step8 ) ,其中 Step1-Step2 为筛选级评估; Step3-Step7 为基本框架程序; Step8 为风险管理	评估程序的每一步都有详细的技术指南或法规 与场地修复调查/可行性分析( RI/FS ) 相衔接	强调土壤污染与不良生态效应之间的联系是否真实存在 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 Canada	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 Australia	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)

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<sup>[5]</sup> ,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 ,由此也彰显了场地生态风险评估的实际针对性特征。

## 2 污染场地土壤生态风险评估概念模型

污染场地生态风险评估概念模型用于描述“污染源-污染途径-风险受体”过程以及风险产生的因果关系 ,由一个或多个污染物暴露-响应关系所组成。美国 EPA 对场地概念模型( conceptual site model ,CSM) 的定义为: 用来描述污染物的分布、释放机制、暴露途径和迁移路径及潜在受体的 3-D 图片 ,用来记录当前场地的状态 ,在地图、剖面图和场地示意图的辅助下 ,展示出污染物释放和迁移至潜在受体使人群和环境发生污染暴露的过程<sup>[13]</sup>。构建概念模型的目的包括: 1) 有助于风险评估工作者对所评估项目的风险进行整体把握和分析; 2) 作为一种与风险管理者 and 业主交流的工具 ,概念模型的框图形式有助于明晰评估项目所涉及的污染源-污染途径-风险受体关系; 3) 为风险评估提供了组织和执行的基础 ,即 ,应基于概念模型构建风险评估定量模型<sup>[14]</sup>。在风险评估基本框架中 ,概念模型构建是问题分析阶段的重要环节 ,也是风险评估工作者和管理者之间协商和讨论的关键内容。在层级法评估框架中 ,随着评估程序从低到高 ,概念模型从最初基于理论判断的粗略模型逐渐精确到具有目标场地实际针对性的精准模型。

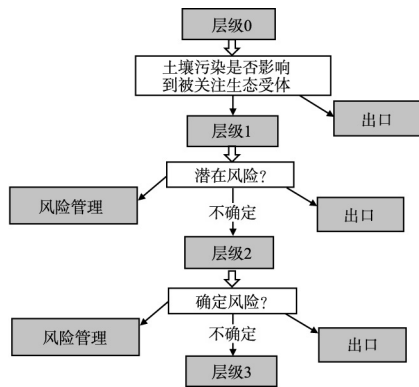


图 1 英国层级法生态风险评估框架<sup>[6]</sup>

Fig.1 Tiered ecological risk assessment framework of UK<sup>[6]</sup>

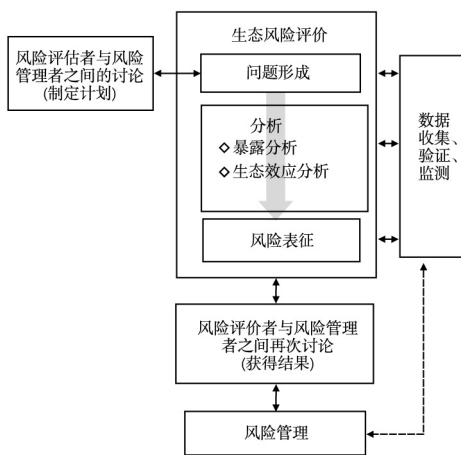


图 2 美国 EPA 生态风险评估标准框架<sup>[12]</sup>

Fig.2 Standard ecological risk assessment framework of US-EPA<sup>[12]</sup>

然而, 尽管对概念模型的重要性已有广泛的认识, 但是有关场地土壤生态风险评估概念模型构建的科学研究报道较少。场地生态风险评估的概念模型与人体健康风险评估在污染源和环境介质中污染物的迁移过程等方面的描述相似, 两者的主要区别在于受体以及污染物到受体之间的暴露途径的差异。国际上针对场地概念模型构建制定和发布了许多技术指南和标准, 概念模型所包含的信息主要包括以下 5 个方面: 1) 潜在受体(场地的敏感性); 2) 污染源; 3) 污染物迁移转化特征(潜在危害性); 4) 相关暴露途径(受体暴露于污染物的风险, 包括通过食物链发生生物累积的潜在可能性); 5) 源-径-汇过程等<sup>[5, 9-13]</sup>。其中最重要的部分是对源-径-汇过程的描述, 与随后对这些过程进行定量模拟的数学模型密切相关。由于污染物在场地土壤中的运移与水文过程不可分割, 譬如, Dam 等<sup>[14]</sup>发现洪涝发生改变了退役铀水冶场地污染物的迁移过程; Syrovetsnik 等<sup>[15]</sup>的研究发现, 泥炭沼泽中重金属的累积和转化过程随着水文条件的变化而变化。因此, 场地水文特征及其模型成为了大部分场地生态风险评估概念模型的基本框架和依据<sup>[16]</sup>。

如表 2 所示, Suter<sup>[12]</sup>提出场地土壤生态风险评估的概念模型根据“污染源-污染途径-风险受体”过程的不同环节可分为 7 种类型, 其中描述污染途径的模型包括点位模型、水文地质模型和大气模型; 描述生物响应的模型包括食物链模型和受体模型; 活动模型和项目模型用来描述“污染源-污染途径-风险受体”的全过程。需要指出的是, 项目模型是点位模型、受体模型和活动模型的组合, 一般采用分层的方式进行组合, 即, 由一系列代表不同状态和过程

的概念模型从低水平到高水平进行组合。概念模型是场地土壤生态风险评估不确定性的主要来源, 除了有关场地土壤生态系统的信息和数据不足, 对复杂现象如地质、水文、污染源分布及迁移转化过程的异质性描述过于简单也是产生不确定性的主要原因<sup>[17]</sup>。许多研究结果表明, 地质空间异质性通过影响水文过程而导致污染物迁移路径以及污染羽足迹发生时空变化<sup>[17-18]</sup>, 因此, 场地地质异质性是概念模型不确定性产生的根本原因之一。

如何进行概念模型的不确定性评估是近年来有关概念模型构建方面的主要研究方向。多模型方法(multi-model approach)是概念模型不确定性评估的常用方法, 即, 通过构建一个或多个合理的替代模型进行不确定性评估。Enemark 等<sup>[19]</sup>总结了如下 3 个水文地质概念模型的多模型构建策略: 1) 复杂性策略, 由针对同一个基础模型所构建的几个不同复杂程度的替代模型组成; 2) 替代解释策略, 由几个相互独立的团队分别构建并组成一组概念模型; 3) 假设检验策略, 由针对同一个系统不同假设所构建的几个模型所组成。多模型方法与概率法(如贝叶斯网络, Bayesian belief network, BBN)相结合能够很好地对概念模型的不确定性进行定量评估<sup>[20]</sup>。此外, 概念模型中文字描述的不明确和定义模糊往往会妨碍不确定性的分析, 因此, Suter<sup>[12]</sup>提出, 有必要形成一套用于构建场地土壤生态风险评估概念模型的专业术语, 包括如图 3 所示的示意图形状。

Last 等<sup>[20]</sup>提出了特征-事件-过程法(the features, events, and processes, FEP)场地污染物释放和迁移概念模型, 该方法包括 5 个步骤, 分别为: FEP 数据库建立、场地实际针对性的 FEP 筛选、情

表 2 污染场地土壤生态风险评估概念模型的类型<sup>[9]</sup>

Table 2 Types of conceptual models for soil ecological risk assessment of contaminated sites<sup>[9]</sup>

类型 Type	定义 Definition	特征 Characteristic
活动模型 Activity model	用来描述单个活动产生的环境后果	暴露-响应关系, 包括污染物的迁移转化途径和受体的响应机制
点位模型 Site model	用来描述某个点位具有的能够对活动产生特异性响应的特征	污染物迁移
水文地质模型 Hydrogeological model	用来描述某个点位地下水含水系统实际的边界性质、内部结构、水动力和水化学特征、相应参数的空间分布及补给排泄条件等	水体中可溶性物质和悬浮颗粒物的输入输出
食物链模型 Food chain model	用来描述某个点位生物之间捕食关系	污染物在生物不同营养级之间的传递
大气模型 Atmospheric model	用来描述某个点位大气中物质运移	大气悬浮颗粒物的输入输出
受体模型 Receptor model	用来描述控制受体生物的丰度、生产力或其他生态学特征, 如种群和群落的过程	包括资源、捕食者、胁迫、配偶 4 个组成部分的影响模型
项目模型 Project model	用来描述某个或多个点位一系列活动的环境后果	由点位模型、受体模型和活动模型 3 部分模块组成

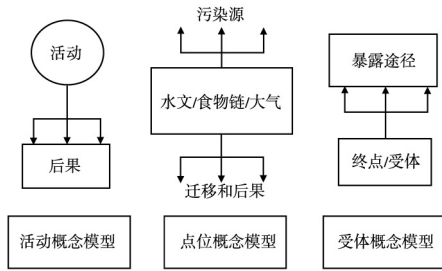


图3 活动概念模型、点位概念模型和受体概念模型的连接形式<sup>[12]</sup>

Fig.3 Link forms of active conceptual model, site conceptual model and receptor conceptual model<sup>[12]</sup>.

景和概念模型建立、数学模型建立、降低不确定性和提高置信度等。因果推理法是当前用于风险评估概念模型构建的重要手段,在人体健康累积风险评估概念模型构建中,通过建立每一个环节的因果关系把不同的胁迫因子与个体和群落水平上的人体健康和生态效应整合起来<sup>[21]</sup>。在示意图表示方面, Brewer 等<sup>[21]</sup>提出,定向非环状图( directed acyclic graphs, DAGs)有助于明确不确定性来源,并判断是否能够基于现有的数据建立因果关系。综上所述,可以基于图3的特定连接形式,采用定向非环状图,通过如表3所示的不同类型概念模型之间的组合来构建场地土壤生态风险评估概念模型。

### 3 暴露分析

#### 3.1 污染场地暴露特征

污染场地土壤生态风险的风险源可以直观地认为是有毒有害废弃物堆放、填埋或者生产的地方等。通常这些点为硬化地表或者植被所覆盖,有些场地

也会有废渣堆或废液池直接暴露在环境里。不同类型场地(如矿冶厂、化工厂、农药厂、电镀厂、电子拆解场等)的污染物种类和土壤污染特征不同。然而,如表3所示,不同类型场地污染有以下3点共同特征:首先,场地土壤污染一般都为多种污染物共同存在的复合污染类型;其次,场地土壤污染物浓度和空间分布格局与场地污染源分布、企业生产工艺等有关,例如,矿冶炼场地土壤污染与尾矿库、废渣堆、排土场等污染点源的分布有关,而酸洗、拆解、焚烧、电镀等活动是电子拆解场地的主要污染来源;第三,场地土壤污染具有垂直向下迁移的特征,根据污染物的化学特性对地下水产生不同程度的影响。

#### 3.2 污染物环境多介质运移模型

一般情况下,由于能够通过现场采样分析来获得污染物暴露信息,因此场地土壤生态风险评估中污染物环境多介质运移模型的作用并不大。然而,在场地土壤生态风险预测或者采样较为困难的情况下,如区域尺度下的生态风险评估,则需要用到污染物的环境多介质运移模型。正如上述,场地土壤污染生态风险评估概念模型与污染物多介质运移模型密切相关,在概念模型构建时需根据场地具体情况筛选出相应的运移模型。

Zhang 等<sup>[35]</sup>把当前的环境多介质模型分为3大类,分别为基于逸度的环境区划模型、空间多介质区划整合模型(integrated spatial-multimedia-compartmental models, ISMCM)以及空间单介质连接模型(linked spatial single-media models, LSSM)。基于逸度的环境区划模型主要针对有机污染物的扩散和运移,即以物质弥散过程为主,适合在大尺度(国

表3 不同场地类型土壤污染物的种类及污染特征

Table 3 Pollution characteristics and types of contaminants in soil in different types of sites

场地类型 Site type	污染物种类 Contaminant type	污染特征 Pollution characteristic	参考文献 References
矿冶区 Mining area	Hg、Cu、Cd、Pb、Zn、As、Ni、Cr 等	根据地质背景、矿石原料、冶炼工艺不同通常会出现两种以上重金属污染物;尾矿库、废渣堆、排土场等污染点源影响较大;剖面垂直分布与重金属化学性质有关	[22-24]
电子拆解场地 E-waste recycling site	Cu、Pb、Zn、Hg、Cd、Cr(六价)、持久性污染物多溴联苯(PBBs)和多溴联苯醚(PBDEs)、PAHs、PCBs、聚乙烯(PE)、聚氯乙烯(PVC)、聚苯乙烯(PS)等	酸洗、拆解、焚烧、电镀等活动是主要污染源;企业周边人体和动植物体内持久性有机物的检出率较高	[25-27]
化工场地包括农药厂、石化厂、纺织印染厂 Chemical sites including pesticide plants, petrochemical plants, textile printing and dyeing plants	VOCs 和 SVOCs; 化工原料苯胺; 农药厂场地的狄氏剂、滴滴涕和六六六; 重金属铅、铜、砷污染等	通常为 VOCs 和 SVOCs 复合污染; 生产区和存储区由于“跑冒滴漏”导致的污染较为严重; 表层、亚表层分布浓度较高	[28-32]
电镀厂场地 Electroplating plant	Cr、Pb、As、Cu、Ni、Zn 和氰化物	污水处理、原料堆放、电镀车间、金属冲压间以及废渣填埋区等是污染物输入环境的主要途径; 表层土壤污染高于浅表层以下的土层; 大部分重金属以残渣态为主	[33-34]

家、地区、全球)水平上模拟污染物的运移过程,对空间异质性的模拟常常采用区域化方式,空间分辨率较低,不适合小尺度和中观尺度水平的运移过程模拟。ISMCM 模型为综合了环境区划模型和 LSSM 的混合模型,在均一区域采用逸度原理,并且当出现不稳定状态时考虑物质平衡,在非均一区域则采用一维的对流-弥散运移模型。因此,在模拟土壤和沉积物这些不均一介质时能够显示空间异质性,而在模拟均一区域时,缺乏空间异质性。LSSM 模型由几个单介质(大气、水、土壤以及其他介质)运移模型组合而成的一个整体分析模型,其模拟过程如下:首先计算污染源所在的介质中污染物的浓度;然后计算介质之间的迁移率(土-水、土-气、水-气、土-植物等),并作为相邻介质污染物浓度计算时的污染源输入。

美国在超级基金执行过程中代表性的环境多介质运移模型主要包括以下 3 种:多介质环境污染评估系统(the multimedia environmental pollutant assessment system, MEPAS)、多介质污染物归趋、运移和暴露模型(the multimedia contaminant fate, transport, and exposure model, MMSOILS)和 EPA 暴露评估模型(PRESTO-EPA-CPG,其中 CPG 指关键人群组, Critical population groups)<sup>[36]</sup>。MEPAS 模型能够模拟化合物通过水、土、气和食物链途径在时间和空间尺度上的运移和分配过程;MMSOILS 模型专门针对地下储存罐、地表尾矿坝、废液管道、填埋场等污染源释放有毒污染物的过程;PRESTO-EPA 系列模型专门针对核放射性污染物的运移过程。其中,EPAS 模型具有较高的空间和时间分辨率,对于污染物暴露评估十分重要。MMSOILS 模型尽管在很多算法上与 MEPAS 模型类似,尤其在非饱和带土壤中的运移过程的模拟甚至优于 MEPAS 模型,然而,有研究发现,MMSOILS 模型不适用于挥发性有机物污染的场地<sup>[37]</sup>。此外,Peng 等<sup>[38-39]</sup>基于质量平衡原理构建了土壤重金属和持久性有机污染物 PAHs 累积过程的单元模型,他们的模型设计总体思路以质量平衡原理为核心,计算污染物在土壤中的累积量与输入量和输出量之间的质量平衡,同时考虑了污染物在土壤溶液相、吸附相、矿物相和有机相中的相互转化。

总体上,当今有关污染物多介质运移的模型较多,应用广泛,实用性较强。大多数模型基于污染物在不同介质上的分配系数来模拟化合物的生物地

球化学过程,譬如,Bonten 等<sup>[40]</sup>在模拟大气酸沉降对森林土壤微量元素土壤化学的影响时,采用了耦合表面络合模型(surface complex models, SCMs)和土壤酸化模型(SMARTml)的方式,结果表明能够很好地预测土壤重金属 Cu、Cd、Pb、Zn 等的土壤吸附行为。基于过程的反应运移模型是研究无机和有机污染物在土壤包气带中的归趋和运移的重要工具, Jacques 等<sup>[41]</sup>在田间尺度下耦合 HYDRUS-1D 和 PHREEQC-2 模型,通过综合考虑水流、多组分溶质运移、热运移、生物地球化学过程和反应,模拟预测了未来 30 年主要阳离子和重金属随着瞬间水流在土壤中的运移特征,并指出,含水量和水流的变化能够显著影响元素的形态及其迁移性和生物可给性。由此可见,在污染物多介质运移模型中应纳入化合物赋存形态估算,即,实现微观尺度上污染物形态转化过程与较大尺度上的运移过程相结合。

## 4 污染场地土壤生态风险评估毒理学机制研究

### 4.1 土壤污染物暴露机制

污染物对生物体的暴露可以分为环境介质外暴露和生物体内暴露。在土壤污染生态毒理学研究中,尤其在野外试验研究中通常采用土壤污染物总浓度作为生物体的暴露浓度。然而,由于众所周知的污染物生物可利用性的原因,在大多数情况下,尤其当污染物与土壤组分之间长年累月的相互作用下,生物有效性逐渐下降,采用土壤污染物总浓度作为生物毒性效应的暴露浓度缺乏科学性和准确性。Cachada 等<sup>[42]</sup>分别采用多环芳烃(polycyclic aromatic hydrocarbon, PAHs)人工污染土壤和实际 PAHs 污染土壤培养蚯蚓的试验结果发现,人工污染土壤培养的蚯蚓组织 PAHs 浓度显著较实际污染土壤培养的蚯蚓组织 PAHs 浓度高,依据实际污染土壤中 PAHs 总浓度采用平衡分配原理(Equilibrium Partition Theory, EqPT)所估算的蚯蚓组织 PAHs 浓度与人工污染土壤试验结果相近,却是实测值的 35 倍。土壤中的污染物不仅在与土壤有机质、矿物质等土壤组分的相互作用过程中降低了生物有效性,多种污染物共存下,污染物与污染物之间的交互作用也能够影响污染物的生物有效性。譬如,在环丙沙星复合污染下,蚯蚓组织中 Cd 的累积显著降低<sup>[43]</sup>。因此,依据土壤中污染物总量来进行场地土壤污染生态风险的暴露评估将会极大程度上高估风险水平。

普遍认为,污染物之间的交互作用对污染物生

物有效性的影响是导致协同效应和拮抗效应产生的重要原因之一。Qiu 等<sup>[44]</sup>对土壤进行 Cu、Zn 复合污染试验发现,当供试土壤的阳离子交换量(CEC)较高时,由于这两种重金属竞争土壤吸附位点,导致以土壤重金属总量为暴露剂量所表现出来的交互作用为协同作用,而当供试土壤 CEC 较低时,与以土壤溶液中自由离子为暴露剂量所表现的交互作用相似,表现为拮抗作用;该试验还发现,污染物竞争结合位点的现象还会发生在生物体内,对大麦(*Hordeum vulgare*)的试验结果发现,当  $\text{Ca}^{2+}$  的浓度较低时,  $\text{Cu}^{2+}$  和  $\text{Zn}^{2+}$  的共存产生拮抗作用,而当  $\text{Ca}^{2+}$  的浓度较高时,由于  $\text{Ca}^{2+}$  水平超过了  $\text{Cu}^{2+}$  和  $\text{Zn}^{2+}$  总的结合位点数量,这两种重金属之间的交互作用减弱。

一般来说,污染物的生物有效性根据生物暴露机制可以从 3 个层面来表征: 1) 土壤中污染物的化学提取活性态; 2) 生物累积; 3) 生物靶标器官中污染物的累积等。通过化学序列提取法间接地评估土壤中污染物的生物有效性含量与毒理学效应的相关性较为不稳定。生物临界体内残留法(critical body residue, CBR)把生物的毒性效应与体内污染物暴露相联系,较环境介质外暴露法又进一步提高了效应评估的准确性。重金属 Ni、Cu、Cd 复合污染对 *Lemna minor* 的联合效应研究发现,基于重金属的生物累积估算的毒性效应比基于介质总浓度和活性离子浓度更接近实际情况,并且在植物吸收过程中这 3 种重金属之间都存在竞争作用,但是进入植物组织以后只有 Cu 与 Cd 之间存在着竞争作用<sup>[45]</sup>。因此,可以认为生物体组织内的污染物浓度是污染物在介质中、生物吸收过程中以及生物体内相互作用的综合体现。对蚯蚓的研究中也发现,蚯蚓体内 Pb 的生物累积与细胞色素 P<sub>450</sub> 酶 CYP3A4 的活性呈极显著的相关性。并且由于土壤组分与 Pb 的相互作用, Pb 滤纸接触试验中蚯蚓生化水平上的毒理效应与土壤试验有很大区别<sup>[46]</sup>。有研究报道,只有细胞质中的重金属污染物才会对生物细胞产生毒性效应,为了使污染物与生物毒理学效应之间的剂量-效应关系更为密切,有学者提出采用生物靶标器官中的污染物残留来表征土壤污染物的暴露剂量<sup>[47]</sup>。

#### 4.2 场地土壤复合污染的联合生态效应

如上所述,多种污染物同时存在的土壤复合污染是场地土壤污染的重要特征。然而,由于缺乏分析复合污染的剂量-效应关系的有效方法,至今为止复合污染联合毒性效应评估还未纳入生态风险评估框架中。复合污染联合毒性机制极其复杂,譬如重

金属和 PAHs 的种类及浓度不同会产生不同的作用机理和联合效应。复合污染联合毒性效应的研究可以分为“自上而下”和“自下而上”两种方式<sup>[47]</sup>。概括的说,“自上而下”的方式是通过复合污染的生物试验结合生物致毒机理的分析来阐述联合效应。随着对生物毒理效应的认识越来越深入以及化学分析工具越来越精准,这种方法的应用将会日益广泛。“自下而上”的方式为基于单污染毒性数据,采用浓度加合模型(concentration addition, CA)和独立作用模型(independent action, IA)来评估联合毒性效应,这也是当前复合污染生态风险评估中应用最多的方法。IA 被认为适用于具有不同致毒机制的多种污染物的联合毒性效应估算,而 CA 被认为适用于具有相同致毒机制的多种污染物的联合毒性效应估算。这两类模型都假设污染物在靶标位点不会发生交互作用,因而效应是可以被加合的<sup>[48]</sup>。与 IA 模型相比,采用 CA 模型较为广泛,并且 CA 估算结果较为保守。在农药复合污染生态风险评估中,无论复合污染中的多种农药作用方式如何,CA 的预测结果与实测的联合效应浓度的差异大多在 2 倍之内<sup>[49]</sup>。然而,目前对 CA 模型的应用仅仅局限于实验室内模拟试验,污染物种类和数量以及浓度比例有限,与环境实际情况并不相符,试验对象也大多为淡水生物,对陆地生物以及对种群以上生态系统水平的联合生态效应方面应用较少。

采用毒性基因组学的方法研究联合毒性效应是近年来发展较快的一种技术。通过分析表观遗传学的基因修饰、转录组学的 mRNA 表达、蛋白组学的蛋白表达,以及代谢组学的代谢活性和产物,能够对单一和复合污染下的胁迫-响应过程进行完整的剖析,对复合污染中各种污染物的作用方式进行分类、从机理上揭示污染物之间的交互作用,更重要的是有助于筛选出复合污染联合效应的敏感生物标记物<sup>[47]</sup>。对重金属-除草剂复合污染下蚯蚓的联合毒性效应研究结果表明,蚯蚓组织 DNA 损伤(尾 DNA%、尾距等)、热激蛋白(Hsp70)和金属硫蛋白(MT)基因表达、乙酰胆碱酯酶活性(AChE)、MT 和糖原(glycogen)含量等为敏感生物标记物<sup>[50-52]</sup>。由于分子水平的终点往往较为敏感,因此基因组学适合用于研究低水平污染浓度下毒理效应。但是由于基因水平上的不良效应与生物高水平生态效应往往相关性较小,因此基因组学的应用需要结合其他的评价终点,如生物吸收、累积、生物标记物反应以及个体水平上的效应等。

## 5 污染场地土壤生态风险评估方法

### 5.1 评估终点筛选

不同于人体健康风险评估,其主要的风险受体为具有易于识别和完整生命周期的个体,生态风险评估的受体包括许许多多物种以及不同生物水平。在风险评估过程中必须综合考虑复杂的影响因素和基准值,如物种多样性、毒性终点、时空变异性以及暴露复杂性等。由于生态系统的复杂性,不可能对组成生态系统的所有生物物种和生态属性进行研究,选择适合的有代表性的评估终点是生态风险评估中非常重要的环节。生态评估终点的选择准则包括:生态相关性、受暴露和敏感性以及服务于特定的管理目标。传统的生态风险评估终点包括个体、种群和群落 3 个层次<sup>[53]</sup>。

至今为止,生物低水平的毒性响应,如个体和亚个体水平的生物标记物仍然是生态风险评估的主要评估终点。所采用的毒性数据大多来自于已发表的文献或标准数据库,如 AQUIRE、USEPA-ECOTOX、EURO-ECOTOX、RIVM-ETOXBASE 等,均为单一物种的急性毒性数据。实验室生物测试中个体水平以下的生物标记物响应通常有助于解释污染物的毒性作用机制或模式,可用于早期阶段预警性评估,而较高生物水平如种群和生态系统的评估终点则更具有生态学意义<sup>[54]</sup>。国际上推荐的高水平生态风险评估终点包括:1) 生态系统结构,包括群落丰富度和生物量、物种丰富度;2) 生态系统功能,包括初级生产力、物质和营养循环;3) 种群水平,包括丰富度、分布、年龄结构、被暴露种群的基因组成等<sup>[50]</sup>。另外,在生态系统水平上更多地应该考虑生态系统的多样性、脆弱性和完整性<sup>[55-56]</sup>,以及生态系统所能提供的各种服务功能<sup>[57-59]</sup>。然而,由于相对应的效应测试往往具有复杂性、高成本、持续时间较长等特点,很难将其纳入一般的生态风险评估框架中。此外,除了 OECD 所提出的凋落物袋法<sup>[60]</sup>,至今为止生态系统水平生态效应测试相关的标准还较少见。欧洲食品安全委员会(European Food Safety Authority, EFSA)<sup>[61]</sup>和 USEPA<sup>[62]</sup>发布的有关指南中旨在将生物多样性和生态系统服务作为评估终点纳入风险评估框架。其中,土壤生态系统的敏感性和稳定性(抵抗力/恢复力)被认为是可适用的、量化的评估终点<sup>[63]</sup>,可以在群落水平甚至是生态系统水平上评估环境扰动和胁迫对生态实体的整体影响(如群落结构或生态功能等)<sup>[64-65]</sup>。Jiang 等<sup>[66]</sup>基于直

接毒性测试法,以土壤微生物群落功能的稳定性和敏感性为评估终点,在微生物群落水平上定量评估了土壤重金属与农药复合污染的生态风险。

### 5.2 评估方法与模型

场地生态风险评估技术经过了近 30 年的发展,尽管在框架上还沿用着 USEPA 的四步法,但是在分析方法和风险表征手段上逐渐从单一向越来越综合的方向上发展。最明显的变化是,从最初以污染物(如 Pb、Cd、PCBs、PAHs)的物理化学性质及其生态毒理学数据库为基础的评估方法逐渐向具有污染源特征的基质(固体废弃物、污染土壤、污水、沉积物)为基础的方法转变。这是因为把基质作为一个整体,往往能够体现多种污染物同时存在的整体效应<sup>[67]</sup>。譬如,基于化合物性质的暴露分析首先需要测定每一种污染物的环境浓度,然后对每一种污染物在污染源之间或者污染源至受体之间的运移(暴露途径)进行分析,最后根据以上数据应用暴露评估模型进行受体的实际暴露分析。基于化合物性质的暴露评估模型可以分为两类,即确定性模型和随机性模型<sup>[68-69]</sup>:确定性模型通常采用输入已知的参数(如水势、环境条件)获得污染物的预测浓度,并能够与实测浓度做比较,这一类模型有助于了解污染物的环境归趋机制;而随机模型通常需要输入大量数据获得污染物浓度的概率分布。显然,采用以上两类模型的最大缺陷是缺乏污染物在运移过程中的污染物与污染物之间以及污染物与环境生物之间的交互作用信息。而以基质为基础的暴露分析通常采用批量试验和淋溶试验进行污染物运移分析,采用实际污染土壤进行微宇宙和中宇宙生物暴露分析<sup>[67]</sup>。由此可见,以基质作为一个整体的评估方法更加能够体现污染场地多种污染物复合污染的特征。

### 5.3 “证据-权重法”污染场地土壤生态风险评估方法

Dagnino 等<sup>[70]</sup>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,夏家淇等<sup>[71]</sup>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<sup>[72]</sup>。定量权重分析法由于对数据质量、统计分析和专业知识的较高要求,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<sup>[73]</sup>。因此,耦合 EPA 四步法和欧盟层级法对现有的半定量“证据-权重法”进行改进(图4)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,由于体现了层级法原理,使生态风险评估的过程更加灵活和有实际针对性。

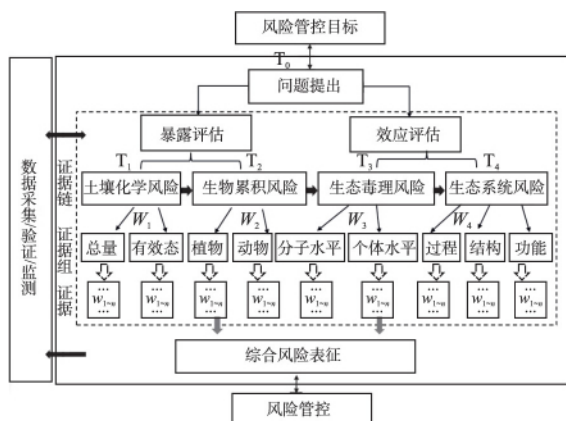


图4 “证据-权重法”土壤污染生态风险评估框架  
Fig.4 “Weight of evidence” framework for ecological risk assessment of contaminated soil.

### 6 结论与展望

综上所述,相对于人体健康风险,场地土壤污染生态风险评估在实际应用方面仍然未引起足够的重视,这与生态风险评估的主体以及评估过程的复杂

性和较高的不确定性有关。由于污染场地土壤生态风险评估具有实际针对性(site specific)特点,国际上通常采用层级法评估框架<sup>[74]</sup>,在整个评估过程中风险管理者参与度较强,尤其在进入下一级评估程序前必须与管理者进行充分沟通。由于污染物迁移的水文地质过程具有高度时空异质性,依据污染源-污染途径-风险受体的主线构建的场地概念模型成为了污染场地土壤生态风险评估结果不确定性的主要来源。近年来对如何明确概念模型的不确定性的研究较多,多模型方法与概率法(如 BBN)相结合被认为能够很好地进行不确定性定量评估。依据污染物在不同介质中的分配系数而构建的土壤污染物多介质运移模型类型多,应用广泛。此外,由于场地土壤污染具有多种污染物共存的复合污染特征<sup>[75-76]</sup>,土壤污染物生物有效性及复合污染联合效应成为了污染场地土壤生态风险评估的关键科学问题,明确以上两个方面的致毒机制,对于建立有效的评估技术和指标体系十分重要。同时,尽管近年来对于生态系统高水平评估终点的关注度较高,但是高水平评估终点除了文中所描述的测试过程复杂、高成本、持续时间较长等问题以外,很难进行定量分析,而采用定性或半定量的方法进行评估的结果很难用于环境基准值的制定<sup>[77-78]</sup>。最后,耦合 EPA 四步法和层级法进行改进的“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土壤污染生态风险评估,但是在指标权重设置方面还需要进一步增加客观性和实用性。

基于以上污染场地土壤生态风险评估技术与研究的发展现状,为了进一步增强当前生态风险评估技术的实用性和可操作性,今后需要在以下几个方面开展工作: 1) 污染场地土壤生态风险评估技术框架与风险管控技术框架之间的联合。如上所述,场地生态风险评估过程中风险管理者的参与度较高,因此使风险评估程序充分地体现在风险管控框架中不仅能够使风险评估目的更加明确,而且能够增加风险评估的实际应用性; 2) 概念模型研究。国际现行的污染场地土壤生态风险评估概念模型构建技术指南普遍较简略,大多采用举例的形式介绍类型和过程,缺乏标准的构建程序,这与污染场地土壤生态风险评估涉及的过程和内容极其复杂、很难用简单方式进行描述有关; 3) 场地土壤污染物基于过程的反应运移模型研究。污染物生物地球化学行为和过程与化合物在土壤中的赋存形态密切相关,是影响土壤污染物可移动性和生物可给性的关键因素,因

此今后有必要在污染物多介质运移模型中纳入化合物赋存形态的估算; 4) 土壤复合污染生态毒理学机制研究。土壤复合污染暴露机制和联合效应等生态毒理学机制是生态风险评估指标体系和胁迫-效应定量关系构建的重要理论基础, 是建立不同生物水平生态效应之间的联系以及毒性数据库构建的关键; 5) 生态系统高水平生态风险评估终点研究。生态环境管理目标往往与生态系统功能与服务密切相关, 以场地土壤生态系统功能和服务为评价终点有利于风险评价者与管理者之间的交流, 由此可见, 有必要在生态系统功能和服务与土壤污染程度之间的定量关系方面开展研究。总之, 为了完善和改进场地生态风险评估技术体系, 今后还需要进一步对污染场地土壤生态风险评估的内容、方法和技术进行系统研究和实地应用验证。

#### 参考文献

- [1] 生态环境部, 国土资源部. 全国土壤污染状况调查公报. 国土资源通讯, 2014(8): 26-29 [Ministry of Ecological Environment, Ministry of Land and Resources. Report on the national general survey of soil contamination. *National Land & Resources Information*, 2014(8): 26-29]
- [2] 尧一骏. 我国污染场地治理与风险评估. 环境保护, 2016, 44(20): 25-28 [Yao Y-J. Risk assessment and remediation of soil contamination in China. *Environmental Protection*, 2016, 44(20): 25-28]
- [3] 李发生. 土壤污染防治行动计划. 环境保护, 2016, 44(24): 12-13 [Li F-S. Action plan on soil pollution control. *China Environmental Protection Industry*, 2016, 44(24): 12-13]
- [4] Suter GW. Ecological risk assessment in the United States Environmental Protection Agency: A historical overview. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2008, 4: 285-289
- [5] 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
- [6] Smith R, Pollard SJT, Weeks JM, et al. Assessing significant harm to terrestrial ecosystems from contaminated land. *Soil Use and Management*, 2005, 21(suppl. 2): 527-540
- [7] Swartjes FA. Dealing with Contaminated Sites. Amsterdam, the Netherlands: Springer, 2011: 13-20
- [8] 生态环境部. 污染场地风险评估技术导则(HJ 25.3-2014). 北京: 中国环境出版社, 2014 [Ministry of Ecological Environment. Technical Guidelines for Risk Assessment of Contaminated Sites (HJ 25.3-2014). Beijing: China Environmental Press, 2014]
- [9] Ashton D, Benstead R, Bradford P, et al. An ecological risk assessment framework for contaminants in soil. Report SC070009/SR1. Bristol: Environment Agency Science, 2008
- [10] NEPC (National Environment Protection Council). National Environment Protection (Assessment of Site Contamination) Measure 1999: Schedule B5a, Guideline on Ecological Risk Assessment (F2013L00768). Australia: National Environment Protection Council, 2013
- [11] CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). Ecological Risk Assessment Guidance Document. Winnipeg, Manitoba, Canada: Canadian Council of Ministers of the Environment, 2020
- [12] Suter GW. Developing conceptual models for complex ecological risk assessments. *Human and Ecological Risk Assessment*, 1999, 5: 375-396
- [13] Lapointe MC, Martel R, Diaz E. A conceptual model of fate and transport processes for RDX deposited to surface soils of north American active demolition sites. *Journal of Environmental Quality*, 2017, 46: 1444-1454
- [14] Dam WL, Campbell S, Johnson RH, et al. Refining the site conceptual model at a former uranium mill site in Riverton, Wyoming, USA. *Environmental Earth Science*, 2015, 74: 7255-7265
- [15] Syrovetsnik K, Puura E, Neretnieks I. Accumulation of heavy metals in Oostriku peat bog, Estonia: Site description, conceptual modelling and geochemical modelling of the source of the metals. *Environmental Geology*, 2004, 45: 731-740
- [16] Thomsen NI, Binning PJ, McKnight US, et al. A Bayesian brief network approach for assessing uncertainty in conceptual site models at contaminated sites. *Journal of Contaminant Hydrology*, 2016, 188: 12-28
- [17] Freedman V, Connelly M, Rockhold M, et al. A multiple lines of evidence approach for identifying geologic heterogeneities in conceptual site models for performance assessments. *Science of the Total Environment*, 2019, 692: 450-464
- [18] Ammann L, Doppler T, Stamm C, et al. Characterizing fast herbicide transport in a small agricultural catchment with conceptual models. *Journal of Hydrology*, 2020, 586: 124812
- [19] Enemark T, Peeters LJM, Mallants D, et al. Hydrogeological conceptual model building and testing: A review. *Journal of Hydrology*, 2019, 569: 310-329
- [20] Last GV, Rohay VJ, Schelling FJ, et al. A comprehensive and systematic approach to developing and documenting conceptual models of contaminant release and migration at the Hanford Site. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 2004, 18: 109-116
- [21] Brewer LE, Wright JM, Rice G, et al. Causal inference in cumulative risk assessment: The roles of directed acyclic graphs. *Environment International*, 2017, 102: 30-41
- [22] 吴烈善, 莫小荣, 曾东梅, 等. 废弃铅锌冶炼厂重金属污染场地的健康风险评价. 生态毒理学报, 2014, 9(3): 603-608 [Wu L-S, Mo X-R, Zeng D-M, et al.

- Health risk assessment of heavy metal pollution of abandoned lead-zinc smelting plant. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2014, **9**(3): 603-608]
- [23] 闫玉娥. 废弃铅冶炼厂场地重金属污染现状调查及形态分析. 硕士论文. 郑州: 郑州大学, 2015 [Yan Y-E. Investigation and Configuration Analysis of Heavy Metals Pollution in Wasted Lead Smelting Plant Site. Master Thesis. Zhengzhou: Zhengzhou University, 2015]
- [24] 莫小荣, 吴烈善, 邓书庭, 等. 某冶炼厂拆迁场地土壤重金属污染健康风险评价. 生态毒理学报, 2015, **10**(4): 235-243 [Mo X-R, Wu L-S, Deng S-T, et al. Health risk assessment of heavy metal in soil of demolished smelting site. *Asian Journal of Ecotoxicology*, 2015, **10**(4): 235-243]
- [25] 徐莉, 骆永明, 滕应, 等. 长江三角洲地区土壤环境质量与修复研究. IV. 废旧电子产品拆解场地周边农田土壤酸化和重金属污染特征. 土壤学报, 2009, **46**(5): 833-839 [Xu L, Luo Y-M, Teng Y, et al. Soil environment quality and remediation in Yangtze River Delta. IV. Soil acidification and heavy metal pollution in farmland soils around used electronic device disassembling sites. *Acta Pedologica Sinica*, 2009, **46**(5): 833-839]
- [26] 矫旭东, 陆泗进, 王业耀, 等. 电子垃圾拆解场地污染特征及土壤监测评估的研究概况. 土壤通报, 2014, **45**(5): 1265-1272 [Jiao X-D, Lu S-J, Wang Y-Y, et al. Pollution characteristics of an E-waste recycling area and its soil monitoring and assessment. *Chinese Journal of Soil Science*, 2014, **45**(5): 1265-1272]
- [27] 梁啸. 电子废物拆解区典型污染农田的重金属空间分布特征及风险分析. 硕士论文. 兰州: 兰州交通大学, 2016 [Liang X. Distribution and Potential Ecological Risk Analyze of Heavy Metals in Typical E-waste Dismantling Area. Master Thesis. Lanzhou: Lanzhou Jiaotong University, 2016]
- [28] 马思远. 某化工厂场地苯胺污染调查与污染源废水中苯胺的去除研究. 硕士论文. 成都: 成都理工大学, 2010 [Ma S-Y. The Investigation of Aniline in Site Pollution and the Study of Aniline Removal on Wastewater in Pollution Sources in a Chemical Works. Master Thesis. Chengdu: Chengdu University of Technology, 2010]
- [29] 余世清, 唐伟, 王泉源. 某农药厂废弃场地六六六和滴滴涕污染状况初探. 环境科技, 2011, **24**(1): 48-52 [Yu S-Q, Tang W, Wang Q-Y. Preliminary study on HCH and DDT pollution in a pesticide factory abandoned site. *Environmental Science and Technology*, 2011, **24**(1): 48-52]
- [30] 宋坦坦. 河南某化工厂污染场地分层健康风险评估与应用研究. 硕士论文. 北京: 中国地质大学(北京), 2017 [Song T-T. Layered Health Risk Assessment and Application Study of a Contaminated Industrial Chemical Plant in Henan Province. Master Thesis. Beijing: China University of Geosciences (Beijing), 2017]
- [31] 赵玲, 滕应, 骆永明. 我国有机氯农药场地污染现状与修复技术研究进展. 土壤, 2018, **50**(3): 435-445 [Zhao L, Teng Y, Luo Y-M, et al. Status of organochlorine pesticide contaminated sites in China and advances in site remediation. *Soils*, 2018, **50**(3): 435-445]
- [32] 吴浩浩. 南昌某化工厂拆迁场地重金属污染特征及健康风险评价. 硕士论文. 南昌: 南昌大学, 2018 [Wu H-H. Heavy Metals Pollution Study and Health Risk Assessment in Soil of Demolished Chemical Site. Master Thesis. Nanchang: Nanchang University, 2018]
- [33] 陈志良, 周建民, 蒋晓璐, 等. 典型电镀污染场地重金属污染特征与环境风险评价. 环境工程技术学报, 2014, **4**(1): 80-84 [Chen Z-L, Zhou J-M, Jiang X-L, et al. Pollution characteristics and environmental risk assessment of heavy metals in typical electroplating contaminated site. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2014, **4**(1): 80-84]
- [34] 陈洁, 施维林, 张一梅, 等. 电镀厂遗留场地污染分析及健康风险空间分布评价. 环境工程, 2018, **36**(4): 153-159 [Chen J, Shi W-L, Zhang Y-M, et al. Pollution analysis and spatial distribution of health risk in electroplating abandoned site. *Environmental Engineering*, 2018, **36**(4): 153-159]
- [35] Zhang RR, Zhan CS, He ZP, et al. Review of environmental multimedia models. *Environmental Forensics*, 2012, **13**: 216-224
- [36] Moskowitz PD, Pardi R, Fthenakis VM, et al. An evaluation of three representative multimedia models used to support cleanup decision-making at hazardous, mixed, and radioactive waste sites. *Risk Analysis*, 1996, **16**: 279-287
- [37] Fan C, Chen YC, Ma HW, et al. Comparative study of multimedia models applied to the risk assessment of soil and groundwater contamination sites in Taiwan. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, **182**: 778-786
- [38] Peng C, Wang ME, Zhao Y, et al. Distribution and risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in suburban and rural soils of Beijing with various land uses. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2016, **188**: 162
- [39] Peng C, Wang ME, Chen WP, et al. Mass balance-based regression modeling of PAHs accumulation in urban soils, role of urban development. *Environmental Pollution*, 2015, **197**: 21-27
- [40] Bonten LTC, Groenenberg JE, Meesenburg H, et al. Using advanced surface complexation models for modeling soil chemistry under forests: Solling forest, Germany. *Environmental Pollution*, 2011, **159**: 2831-2839
- [41] Jacques D, Simunek J, Mallants D, et al. Modelling coupled water flow, solute transport and geochemical reactions affecting heavy metal migration in a podzol soil. *Geoderma*, 2008, **145**: 449-461
- [42] Cachada A, Coelho C, Gavina A, et al. Availability of polycyclic aromatic hydrocarbons to earthworms in urban soils and its implications for risk assessment. *Chemosphere*, 2018, **191**: 196-203
- [43] Wen B, Huang RX, Wang P, et al. Effect of complexation on the accumulation and elimination kinetics of

- cadmium and ciprofloxacin in the earthworm *Eisenia fetida*. *Environmental Science & Technology*, 2011, **45**: 4339–4345
- [44] Qiu H, Verieren L, Rangel GG, et al. Interactions and toxicity of Cu-Zn mixtures to *Hordeum vulgare* in different soils can be rationalized with bioavailability-based prediction models. *Environmental Science & Technology*, 2016, **50**: 1014–1022
- [45] Saygideger S, Gulnaz O, Istifli ES, et al. Adsorption of Cd ( II ), Cu ( II ) and Ni ( II ) ions by *Lemna minor* L.: Effect of physicochemical environment. *Journal of Hazardous Materials*, 2005, **126**: 96–104
- [46] Cao XF, Bi R, Song YF. Toxic responses of cytochrome P450 sub-enzyme activities to heavy metals exposure in soil and correlation with their bioaccumulation in *Eisenia fetida*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2017, **144**: 158–165
- [47] Beyer J, Petersen K, Song Y, et al. Environmental risk assessment of combined effects in aquatic ecotoxicology: A discussion paper. *Marine Environmental Research*, 2014, **96**: 81–91
- [48] Backhaus T, Faust M. Predictive environmental risk assessment of chemical mixtures: A conceptual framework. *Environmental Science & Technology*, 2012, **46**: 2564–2573
- [49] Chen C, Wang Y, Qian Y, et al. The synergistic toxicity of the multiple chemical mixtures: Implications for risk assessment in the terrestrial environment. *Environment International*, 2015, **77**: 95–105
- [50] Uwizeyimana H, Wang ME, Chen WP, et al. Ecotoxicological effects of binary mixtures of siduron and Cd on mRNA expression in the earthworm *Eisenia fetida*. *Science of the Total Environment*, 2018, **610–611**: 657–665
- [51] Uwizeyimana H, Wang ME, Chen WP. Evaluation of combined noxious effects of siduron and cadmium on the earthworm *Eisenia fetida*. *Environmental Science and Pollution Research*, 2017, **24**: 5349–5359
- [52] Li XZ, Wang ME, Chen WP, et al. Ecological assessment of polymetallic sites using weight of evidence approach. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 2018, **154**: 255–262
- [53] 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
- [54] Rohr JR, Salice CJ, Nisbet RM. The pros and cons of ecological risk assessment based on data from different levels of biological organization. *Critical Reviews in Toxicology*, 2016, **46**: 756–784
- [55] Faber-Langendoen D, Hedge C, Kost M, et al. Assessment of Wetland Ecosystem Condition across Landscape Regions: A Multi-Metric Approach. Part A. Ecological Integrity Assessment Overview and Field Study in Michigan and Indiana ( EPA/600/R-12/021a ). Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 2012
- [56] Faber-Langendoen D, Rocchio J, Thomas S, et al. Assessment of Wetland Ecosystem Condition across Landscape Regions: A Multi-Metric Approach. Part B. Ecological Integrity Assessment Protocols for Rapid Field Methods ( L2 ) ( EPA/600/R-12/021b ). Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 2012
- [57] Faber JH, Van Wensem J. Elaborations on the use of the ecosystem services concept for application in ecological risk assessment for soils. *Science of the Total Environment*, 2012, **415**: 3–8
- [58] De Laender F, Janssen CR. Brief communication: The ecosystem perspective in ecotoxicology as a way forward for the ecological risk assessment of chemicals. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2013, **9** ( 3 ): e34–e38
- [59] Munns Jr WR, Rea AW, Suter GW, et al. Ecosystem services as assessment endpoints for ecological risk assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2016, **12**: 522–528
- [60] OECD ( Organization for Economic Co-Operation and Development ). OECD Series on Testing and Assessment No. 56. Guidance Document on the Breakdown of Organic Matter in Litterbags ( ENV/JM/MONO 23 ). Paris: Environment Directorate, Organisation for Economic Cooperation and Development, 2006
- [61] EFSA ( European Food Safety Authority ). Guidance to develop specific protection goals options for environmental risk assessment at EFSA, in relation to biodiversity and ecosystem services. *EFSA Journal*, 2016, **14** ( 6 ): e04499
- [62] 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. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum, 2016
- [63] EFSA ( EFSA Scientific Committee ). Recovery in environmental risk assessments at EFSA. *EFSA Journal*, 2016, **14** ( 2 ): 4313
- [64] Griffiths BS, Philippot L. Insights into the resistance and resilience of the soil microbial community. *FEMS Microbiology Reviews*, 2013, **37**: 112–129
- [65] Faber JH, Marshall S, Van den Brink PJ, et al. Priorities and opportunities in the application of the ecosystem services concept in risk assessment for chemicals in the environment. *Science of the Total Environment*, 2019, **651**: 1067–1077
- [66] Jiang R, Wang ME, Chen WP, et al. Ecological risk of combined pollution on soil ecosystem functions: Insight from the functional sensitivity and stability. *Environmental Pollution*, 2019, **255**: 113184
- [67] Perrodin Y, Boillot C, Angerville R, et al. Ecological risk assessment of urban and industrial systems: A review. *Science of the Total Environment*, 2011, **409**: 5162–5176
- [68] Bai D, Carpenter T, Mulvey J. Making a case for robust optimization models. *Management Science*, 1997, **43**:

- 895-907
- [69] Miller CW, Benson LV. Simulation of solute transport in a chemically reactive heterogeneous system: Model development and application. *Water Resources Research*, 1983, **19**: 381-391
- [70] 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**: 314-326
- [71] 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 [Xia J-Q, Luo Y-M. Definition and three evaluation guidelines of soil contamination. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2006, **22**(1): 87-90]
- [72] Suter G, Cormier S, Barron M. A weight of evidence framework for environmental assessments: Inferring quantities. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2017, **13**: 1045-1051
- [73] 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
- [74] 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 [Long T, Deng S-P, Wu Y-J, et al. Advancement in study on development of ecological risk assessment framework. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2015, **31**(6): 822-830]
- [75] 孙铁珩, 周启星. 污染生态学研究的回顾与展望. *应用生态学报*, 2002, **13**(2): 221-223 [Sun T-H, Zhou Q-X. Retrospect and prospect of pollution ecology. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2002, **13**(2): 221-223]
- [76] 郭观林, 周启星. 土壤-植物系统复合污染研究进展. *应用生态学报*, 2003, **14**(5): 823-828 [Guo G-L, Zhou Q-X. Advances of research on combined pollution in soil-plant systems. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003, **14**(5): 823-828]
- [77] 李志博, 骆永明, 宋静, 等. 土壤环境质量指导值与标准研究. II. 污染土壤的健康风险评估. *土壤学报*, 2006, **43**(1): 142-151 [Li Z-B, Luo Y-M, Song J, et al. Study on soil environment quality guidelines and standards. II. Health risk assessment of polluted soils. *Acta Pedologica Sinica*, 2006, **43**(1): 142-151]
- [78] 章海波, 骆永明, 李志博, 等. 土壤环境质量指导值与标准研究. III. 污染土壤的生态风险评估. *土壤学报*, 2007, **44**(2): 338-349 [Zhang H-B, Luo Y-M, Li Z-B, et al. Study on soil environment quality guidelines and standards. III. Health risk assessment of polluted soils. *Acta Pedologica Sinica*, 2007, **44**(2): 338-349]

作者简介 王美娥,女,1975年生,博士,副研究员。主要从事土壤污染生态风险评估研究。E-mail: mewang@rcees.ac.cn

责任编辑 肖红

开放科学(资源服务)标识码(OSID):



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. *应用生态学报*, 2020, **31**(11): 3946-3958

Wang M-E, Ding S-K, Guo G-L, et al. Advances in ecological risk assessment of soil in contaminated sites. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2020, **31**(11): 3946-3958