

王红梅,吴健芳,田自强,等.土壤污染物健康风险评估技术现状及发展趋势[J].环境工程技术学报,2023,13(2):778-784.

WANG H M,WU J F,TIAN Z Q,et al.Status and development trend of soil pollutant health risk assessment technology[J].Journal of Environmental Engineering Technology,2023,13(2):778-784.

土壤污染物健康风险评估技术现状及发展趋势

王红梅,吴健芳,田自强,李宇婷,龚斌

中国环境科学研究院水生态环境研究所

摘要 我国土壤污染总体形势依然严峻。土壤污染物人体健康风险评估(health risk assessment, HRA)成为支撑土地分类管理、行业准入管理、土壤污染风险管控的核心技术之一。梳理分析了国内外土壤污染物 HRA 发展现状,明确土壤污染物 HRA 技术发展趋势是在传统“四步法”程序的框架下,进一步与评价空间化、生物有效性精细化以及暴露特征定量化等技术融合。进一步以土壤修复目标值及合理规划土地安全利用的环境需求为例,分析了土壤 HRA 技术在环境管理实践中的不足,提出土壤污染物 HRA 技术在承载力评价与排放源管理上仍是薄弱环节。为有效管控土壤风险,提出未来 HRA 技术重点可以“污染源—途径—敏感保护”为突破点,以实现通过设定管控单元 HRA 风险约束性指标来指导产业调整的目标的建议。

关键词 土壤污染物;健康风险评估;空间化;土地安全利用规划;修复标准

中图分类号:X53 文章编号:1674-991X(2023)02-0778-07 doi:10.12153/j.issn.1674-991X.20220027

Status and development trend of soil pollutant health risk assessment technology

WANG Hongmei, WU Jianfang, TIAN Ziqiang, LI Yuting, GONG Bin

Institute of Water Ecology and Environment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences

Abstract The overall situation of soil pollution in China is still severe. Human health risk assessment (HRA) on soil pollutants has become one of the core technologies which supports land classification management, industry access management and soil pollution risk control. The development status of soil pollutant HRA at home and abroad was summarized, and a conclusion was drawn that the trend of soil pollutant HRA technology followed the framework of traditional "four-step" procedure, and further integrated with the technologies of the spatialization of evaluation, refinement of bioavailability and quantification of exposure characteristics. Taking the target value of soil remediation and the environmental demand for rational planning of land safe use as examples, the shortcomings of soil HRA technology in management practice were analyzed, and it was put forward that soil pollutant HRA technology was still the weak link in carrying capacity evaluation and emission source management. In order to effectively control the soil risks, it was suggested that the focus of HRA technology in the future was to take the "pollution source-route-sensitive protection" as the breakthrough point and achieve the goal of guiding industrial adjustment by setting binding indicators of HRA risk for the control units.

Key words soil pollutant; health risk assessment (HRA); spatialization; land safety use planning; restoration standard

目前,我国土壤污染总体形势严峻。一些地区土壤污染类型多样,呈现出新、老污染物并存局面,污染成因错综复杂,风险源辨识不明,对土壤风险管控带来挑战。土壤污染物健康风险评估(health risk assessment, HRA)在土壤环境风险管控和修复中起着重要作用。《中华人民共和国土壤污染防治法》(简称《土壤法》)第三十五条规定:“土壤污染风险管控和修复,包括土壤污染状况调查和土壤污染风险

评估、风险管控、修复、风险管控效果评估、修复效果评估、后期管理等活动。”我国《土壤法》规定,土壤污染物风险评估应主要包括主要污染物状况、土壤及地下水污染范围、农产品质量安全风险、公众健康风险或者生态风险、风险管控、修复的目标和基本要求等。简言之,污染物、污染范围、风险情况、修复(管控)目标构成土壤污染风险评估的四大要素。其中,污染物、污染范围是土壤污染状况调查

收稿日期:2022-01-11

基金项目:国家重点研发计划项目(2021YFC1809104)

作者简介:王红梅(1971—),女,研究员,博士,主要从事环境污染与风险控制研究, wanghmxj@163.com

阶段应完成的工作, 风险情况是建设用地是否纳入名录的重要依据, 而修复和管控目标则是效果评估应逐一对照的目标。由此可见, 风险评估在土壤环境管理具备重要的承前启后作用, 不仅要解释地块土壤污染调查数据结论, 还密切衔接风险管控、修复技术方案, 是一项系统性、技术性很强的工作, 土壤污染物 HRA 几乎贯穿着整个土壤环境管理。

传统 HRA 技术最早由美国国家科学院 (NAS) 提出, 该技术采用“四步法”, 即危害鉴定、剂量-效应评估、暴露评估、风险表征^[1]。土壤污染物 HRA 技术与传统 HRA 评价原则大体相同, 但前者与土壤性质紧密相关。2014 年, HJ 25.3—2014《污染场地风险评估技术导则》发布。首次规范了我国建设用地污染地块人体健康风险评估的基本方法、模型与关键参数等应用规范, 提出“在开展风险评估工作时, 可结合土壤的特征性质, 根据不同地块的水文地质、暴露情景、污染特征等信息, 以‘一场一策’的方式制定治理修复和风险管控目标”。土壤污染物 HRA 评价中, 其风险产生的暴露途径较为复杂。从环境管理需求分析, 对土壤污染物风险管控与水、气环境的“达标管理”不同, 不仅要推敲“源—途径—受体”等传导要素的逻辑关系, 还应考虑污染物自身的环境迁移转化与降解老化等规律。可见, 从某种意义上讲, 土壤污染物 HRA 科技内涵更为丰富, 远远超出“四步法”的传统范畴。为探索土壤 HRA 与环境管理的有效衔接, 在传统 HRA 基础上, 笔者对现有土壤污染物 HRA 技术进行分析, 并结合管理需求, 对技术发展进行了展望。

1 土壤污染物 HRA 技术现状

在传统“四步法”框架下, 土壤污染物 HRA 在场地风险评价中得到广泛应用。如李晓勇等^[2]采用“四步法”对株洲市各城区农田土壤重金属污染水平及其对人体健康危害程度进行了评价, 发现除 Cr、Hg 外, 株洲市各城区重金属浓度均高于农田土壤背景值和国家自然背景值。传统的 HRA 技术与单因子指数法、空间插值、HRA 模型等融合应用, 在由点及面的污染物空间变化研究中发挥重要作用, 尤其在识别污染场地污染物空间分布区域领域。如兰鹏等^[3]对湖南省某冶炼厂污染场地进行风险研究时, 通过综合应用以上技术, 不仅查明场地重金属主要污染因子为砷、镉、锌、铅等污染物, 而且勘探出重污染区域主要分布在 1~2.5 m 的土壤深度, 结合单因子风险指数法, 确定砷污染风险因子最大, 且其风险不可接受, 应作为修复的首要目标物。传统土

壤污染物 HRA “四步法”被广泛地应用于土壤有机污染物的风险评价, 较常见的有场地多环芳烃类 (PAHs)^[4-5]。暴露评价技术作为 HRA 中最关键的步骤之一, 被用于辨析不同暴露途径、主要健康风险源及其产生途径, 为有效切断暴露途径提供依据^[6]。

随着环境管理要求的精细化, 传统场地土壤 HRA 在空间应用的局限性慢慢展现出来。如对小范围场地评价时在人群暴露参数选取时可采纳统一均值, 但对较大空间范围, 却无法体现出不同空间活动人群与场地污染物的暴露差异。一般情况下, 它仅适应于污染范围较小的场地, 应用于大区域环境 HRA 时显得捉襟见肘。近年来, 随着空间技术、信息技术等的发展, 土壤 HRA 逐渐引入空间地理要素, 评价领域从小环境范围场地向更大尺度空间范围拓展, 土壤 HRA 技术也在不断完善与发展中。

1.1 土壤污染物 HRA 空间化

土壤污染物 HRA 中危害识别阶段, 土壤污染物的空间化分布及其影响越来越得到关注。与行业特征污染物危害识别有所不同, 土壤污染物 HRA 危害识别这一步骤对特征污染物筛查时通常要考虑区域性综合影响, 包括土壤背景值、人类生产活动特征等因素。研究发现即使同一排放源产生的污染物 (As、Pb、Cd、Ni、Hg、V、Mn 等), 因其沉降特性, 距离污染源越远, 微量元素浓度和风险指数越低^[7-8], 污染物在土壤空间分布浓度与排放源之间存在着空间分散特征。危害识别阶段, 土壤污染物采样布点技术规范较为完善。为提高空间危害识别的有效性, 现有技术导则中对采样布点做出了规定: 对按照《土壤法》要求需开展调查的建设用地地块, 调查时均应满足 HJ 25.1—2019《建设用地土壤污染状况调查技术导则》、HJ 25.2—2019《建设用地土壤污染风险管控和修复监测技术导则》等相关标准的要求。对《污染地块土壤环境管理办法(试行)》规定的疑似污染地块、污染地块, 则应根据《建设用地土壤环境调查评估技术指南》要求, 执行严于 HJ 25.1—2019 的土壤、地下水布点密度要求。即对于根据污染识别和初步调查筛选的涉及污染的区域, 土壤采样点位每 400 m² 不少于 1 个, 其他区域每 1 600 m² 不少于 1 个; 地下水采样点位每 6 400 m² 不少于 1 个。若地方已出台严于国家要求的调查技术规定, 则应按地方严格要求执行。对土壤污染物, 至少应参考 GB 36600—2018《土壤环境质量 建设用地土壤风险管控标准(试行)》中的筛选值, 标准中 85 项指标以外的污染物则应按照 HJ 25.3—2019《建设用地土壤污染风险评估技术导则》计算的风险控制值作为筛选

值。地下水通常采用 GB/T 14848—2017《地下水质量标准》中Ⅲ、Ⅳ类水质标准,也可参考其他适宜标准对关注污染物进行筛选。

土壤污染物 HRA 中风险评价阶段,地理信息技术(GIS)的融合应用使得土壤空间化风险判定得到较大提升。GIS 将地理科学、计算机技术、遥感技术和信息科学等与风险评价紧密地结合,可用于空间区域的风险划定。张静等^[7]对土壤重金属风险的时空变化进行模拟与分析,通过集成 GIS 技术的克里格插值、情景预测模型模拟绘制出我国南方某地土壤表层重金属砷、镉含量的时空分布格局,并在此基础上提出管控策略。黄庆熙等^[8]使用 ArcGIS 地统计模块研究土壤 As 的空间变异性,采用单因子污染指数法评价 As 污染程度,结合传统 HRA 技术分析污染物的潜在健康风险,结果显示广州主城区土壤 As 遭受不同程度的污染,并对儿童存在一定健康风险。韩琳等^[9]研究发现,受体模型正定矩阵分解法(PMF)和地学统计技术联合使用可用于推断土壤重金属的来源及分配,并可提升 HRA 结论的定量化。杨雪玲等^[10]对北京平原区土壤镉的空间分布特征及健康风险评估时,综合应用变异函数理论、经典统计分析、地统分析、经验贝叶斯克里格插值法等方法对不同土壤深度(0~25、25~50 cm)镉的空间分布及健康风险进行了评价,判断经口摄入是主要暴露途径,结合空间信息技术应用,划分出城市健康风险的损害区域,为污染防治区及重点保护目标提供了参考。空间土壤污染物 HRA 技术对大环境范围,如流域区域的风险防控区识别具有重要的支撑作用。基于该技术,有学者在对长江经济带矿山生态修复区进行划分时,发现长江流域 As、Cr、Ni、Zn、Cd 平均含量以中游地区最高,Cu、Pb、Hg 平均含量以上游地区最高。从优先控制污染物来看,Cd、Hg 是长江流域矿区土壤主要重金属污染物。土壤 HRA 空间化技术在长江经济带矿区土壤重金属污染预防及治理、农产品安全研究、流域空间的合理调控开发上发挥了重要作用^[11]。

土壤 HRA 空间化技术中还可以引入综合社会学因素指标,用于评估社会发展特性与土壤环境风险的协同性。欧洲学者在研究污染热点地区风险中,对区域杀虫剂使用情况、农作物分布和土地使用规划等进行综合分析时,引入了气候、地理特征等参数,可反演出社会及环境因素对区域土壤污染物含量的影响及潜在的健康风险。该方法经过其他模型验证后,证实了其可行性,表明土壤环境风险通常是多种因素共同作用的结果^[12]。土壤污染物 HRA

的空间化技术不断地向定量化发展,将风险结果与空间地理因素融合发展而成的空间风险指数法不断发展与完善。有学者借助于传统 HRA 技术,对不同重金属 As/Cd、As/Cu、As/Pb、As/Zn、Cd/Cu、Cd/Pb、Cd/Zn、Cu/Pb、Cu/Zn 和 Pb/Zn 地学特征及其相关风险进行关联,综合应用地学描述统计、克里格插值法等来表征土壤污染程度,据此建立的空间风险指数(HI)法,可对主要健康风险区进行划分^[13]。

土壤污染物 HRA 与其他技术的协同应用可为区域污染物风险源解析提供目标。施宸皓等^[14]采用地累积指数法、内梅罗指数法和土壤污染物 HRA 法等,在洞庭湖湿地周围开展了土壤重金属污染及人体健康风险评价,并根据暴露水平确定了主要暴露途径,划分出污染区域,从而为湿地类型的土壤污染溯源和风险控制提供思路。Chai 等^[15]探索将 HRA、GIS 和正矩阵因子分解(PMF)模型等技术协同使用,实现对区域 HRA 污染物的溯源。Sun 等^[16]综合应用污染物地理沉积指标、潜在生态风险指标和 HRA,结合 PMF 模型进行溯源,并对典型河口冲积岛的不同土地利用模式进行评价,以明确污染控制目标。

总之,空间化技术在土壤污染物 HRA 评价中不断地发展与与实践,它将在环境管理中发挥越来越重要的作用。除此之外,当前研究越来越关注土壤生物有效性的问题。

1.2 土壤污染物 HRA 评价的生物有效性精细化

生物有效性的概念最初是由美国学者 Benson 于 1994 年基于物理化学的理论提出来的,它指污染物在生物传输或生物反应中被利用的程度。生物有效性关注较多的是土壤重金属。已有研究认为,土壤中重金属的生物有效性是一个动态的过程^[17-18]。土壤环境中,土壤、重金属、生物体三者之间存在着复杂的动态关系,土壤重金属总量不能完全揭示重金属在土壤中的迁移转化过程,实际上,只有部分重金属可以被生物体有效吸收利用。因此,直接使用土壤重金属总量来开展土壤 HRA 存在一定偏颇^[19]。

影响土壤污染物生物有效性的主要原因是污染物自身在土壤中的形态转化、老化、迁移转化及土壤分层、分布差异等因素。土壤金属元素生物有效性不仅与土壤容重有关,还受地球土壤化学行为的影响,如土壤酸碱性、离子交换量、氧化还原电位、有机质含量、质地、黏土矿物组成及吸附和解吸作用等因素。Zhuang 等^[20-21]研究土壤中 Cu、Zn、Cd、Pb 的沉降规律时,发现土壤 Cu、Cd、Pb 的总量排序为中土层>底土层>表土层,Zn 总量则为表土层>底土层>中土层。另外,土层中残渣态 Cu、Zn 含量

较高, Cd的可交换态含量在每个土层中均较高, Pb以可交换态和残渣态为主, 由此造成土壤中Cu、Zn生物活性较弱, Cd、Pb生物活性较强。可见, HRA时应考虑暴露场景适用下的生物有效性。土壤有机污染物的生物有效性与时间-老化模型有密切关系。研究认为有机污染物的生物可利用性随时间不断地降低, 其对应的环境风险也随之下降低^[11,22]。如含As农药污染土壤随着时间的推移, 有机As逐渐转化为无机As, As的形态及风险不断发生着变化, 直

接影响HRA的评价结果^[23]。

土壤污染物HRA存在着多种暴露途径(图1)。污染物在不同暴露途径中的生物有效性差异问题尤为突出。污染物的间接暴露途径通常指污染物经稻米、蔬菜等富集后被食入, 对其风险防控与农田土壤环境管理密切相关。污染物的直接暴露途径指以接触、吸入、经口摄入等方式直接进入人体中, 对其管理大多与场地污染管控有关, 但部分也涉及农田土壤环境范畴。

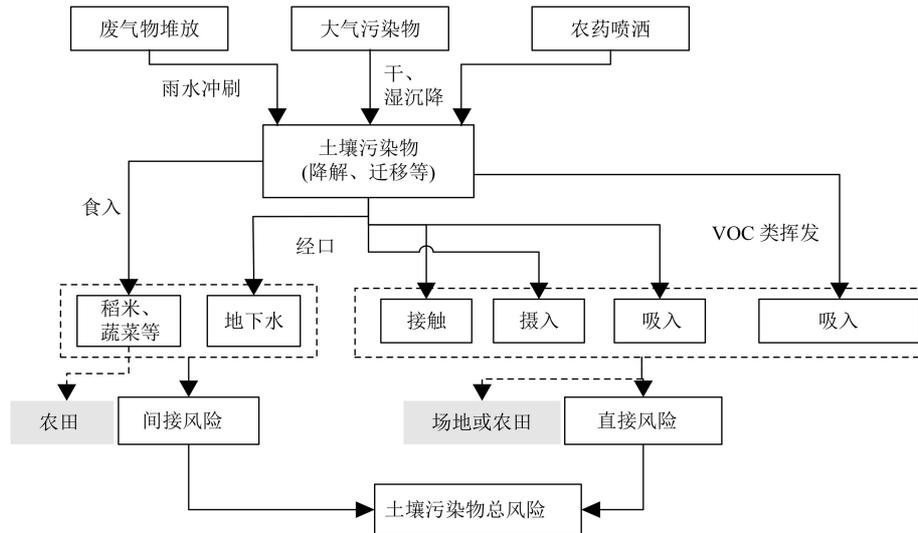


图1 土壤污染物不同暴露途径

Fig.1 Different exposure routes of soil pollutants

土壤污染物间接暴露(农作物)的生物有效性十分复杂。污染物的生物有效性与土壤及其他介质的交互作用(土壤-作物、土壤-水、土壤-动物或人体系统中元素迁移富集等有关^[24]。不同物质, 如Cu、Fe、Mn、Pb和Zn在植物中富集规律存在差异^[25], 进而导致农产品风险结果迥异^[26-27]。此外, 不同污染物生物有效性差异显著。例如, 胃对Pb的生物有效性为28.83%~62.0%, 小肠为6.86%~45.71%, 不同生物器官有效性差异导致HRA复杂化。实际HRA评价如果考虑土壤污染物的生物可给性与人体可吸收性, 无疑会提升HRA评价结果的精确性, 但目前关于这方面的研究尚处于较薄弱环节。

1.3 土壤污染物HRA暴露精度准确化

土壤污染物HRA应充分考虑暴露主体实际特征与事件发生的不确定性, 如土壤Pb对儿童的健康风险要明显高于成人^[28]。因暴露评价和剂量反应评估具有很大的不确定性, 暴露评价需要收集大量的数据资料, 然而由于基础研究范围的限制以及人类认识能力的局限性, 对某些现象本身可能存在机理不明的现象, 或很难获得完全的数据, 从而导致风险

不确定性因子加大。美国国家环境保护局(US EPA)将不确定性分为3类: 1)事件背景。包括事件描述、专业判断的失误以及信息丢失等原因造成。2)参数选择。例如, 气象、水文条件随着季节而变化, 人群包括性别、年龄和地理位置等。3)模型本身。选用的数学模型往往对真实情况进行简化后得到, 与实际发生的情况存在某些出入。蒙特卡罗法(Monte Carlo)被广泛应用于风险结果不确定性分析。该方法用于农用地多种污染物对人体HRA评价, 可获得优先控制因子和优先控制暴露途径等关键信息^[29]。基于不确定性理论, 杨阳等^[30]将蒙特卡罗模拟计算应用到土壤重金属风险评价中, 构建了相关健康风险的随机不确定模型, 并取得较好的应用结果。基于蒙特卡罗随机模拟, 可辨识对健康风险影响最大的因素, 如佟瑞鹏等^[31]运用概率风险评价模型, 结合各参数的敏感性分析, 定量评估了上海某居民区土壤16种PAHs对居民健康风险水平。实践证明, 蒙特卡罗法对HRA不确定性因素具有较好的适用性, 但该技术仍处于模型推演层面, 对区域环境风险不确定性预测结果还需不断优化。

2 土壤污染物 HRA 技术环境管理应用的发展趋势

土壤污染物 HRA 技术虽然不断地完善与发展,并在环境管理中发挥着越来越重要的作用,但距离环境管理仍有一定差距。本研究以场地土壤修复目标值、区域土地安全利用规划及承载力等需求为案例,分析未来技术的发展趋势。

2.1 土壤修复目标值的需求

土壤污染物 HRA 已逐渐成为污染地块修复目标的重要依据。HJ 25.3—2019《风险评估技术导则》提供了基于人体健康风险评估方法确定建设用地地块风险控制值的手段。HJ 25.4—2019《土壤修复技术导则》指出,修复目标值是通过比较 HJ 25.3—2019 计算的土壤风险控制值、GB 36600—2018 规定的筛选值和管制值,并权重地块所在区域土壤中目标污染物的背景含量等因素来设定。场地土壤污染物 HRA 同时也是衔接污染程度分析和筛选对比修复措施的重要手段^[32]。在敏感目标空间确定的情况下,土壤污染物 HRA 也广泛地应用于场地的修复后评价^[33]。修复目标值确定是一项难度较高的技术性工作,必须密切结合治理修复工程的实施策略来开展^[34]。

黄尧^[32]研究认为应以风险是否可接受来设定修复限值,并提出相应公式:

$$\text{表层土壤污染物浓度(致癌风险)} = \frac{\text{风险值}}{\text{暴露量}} \times \text{致癌斜率因子} \quad (1)$$

$$\text{表层土壤污染物浓度(非致癌风险)} = \frac{\text{参考剂量} \times \text{风险值}}{\text{暴露量}} \quad (2)$$

在以上理念下,我国学者针对污染场地土壤和地下水修复目标,综合考虑了经口、皮肤、呼吸等暴露途径下,确定某场地的土壤、地下水苯修复目标值分别为 0.34 mg/kg 和 0.21 mg/L^[35]。我国学者采用 HRA 模型研究场地土壤有机污染物环境标准值时,发现其土壤环境标准取值受区域变异的影响较大,提出在标准制修订时应适当权重不确定性因素^[36]。实际污染场地环境风险来源非常复杂(图 1),受污染源、污染物的空间分布、受体暴露特征、风险管控目标等影响。为满足敏感保护目标的需求,修复目标设定时应针对场地特性,以综合风险控制为目标,重点解决以下技术难点:1)多污染物共存时的风险下的修复面积问题。在“由点及面”(监测点、修复面)推算时,应考虑土壤背景值基准浓度(或管控阈值),还应考虑土壤性质、污染物在土壤中的迁移转化影响。2)敏感保护目标空间活动区域、暴露特征与场地污染物的偶合关系。虽然 HJ 25.3—2019 确定 HRA 中的相关参数,对场地污染土壤和地下水进行健康风险评价,但实际该导则仅适用于较小环境范围的

场地。对于大环境范围的场地,应考虑不同类型人群实际距离场地的空间差异。此外,风险评价不仅应考虑土壤直接暴露时多种污染物存在的暴露量,还应考虑来自于其他途径(饮用水、食品)的风险占比问题。以上观点应当成为未来的技术突破点。

2.2 土地安全利用规划应用

随着对土壤污染管理向源头控制转变,区域土壤 HRA 的评价在环境容量与承载力的需求越来越迫切。HJ 130—2019《规划环境影响评价技术导则总纲》是衔接区域“三线一单”,推动“放管服”改革,规范和指导规划环评工作的重要文件。其中在 7.3.2 节明确指出,结合规划实施的资源、生态、环境等制约因素,从环境质量、生态保护、资源利用、污染排放、风险防控、环境管理等方面构建评价指标体系;并在 8.2.4 节提出,分析规划实施支撑性资源(水资源、土地资源、能源等)可利用(配置)上线和规划实施主要环境影响要素(大气、水等)污染物允许排放量,结合现状利用和排放量、区域削减量,分析各评价时段剩余可利用的资源量和剩余污染物允许排放量分析。可见,若要实现土壤风险源头控制,必须将土壤 HRA 与空间风险源管控紧密结合起来。

目前,国内外学者在大环境范围规划层面已有一定研究基础。有学者针对城镇土壤及其重金属污染的特征,结合 3S(GIS、GPS、RS)等技术、随机模糊理论、多元统计分析和健康风险模型等手段,构建了城镇土壤重金属的层次 HRA 方法和风险量化管理体系,对环境规划具有一定的实践意义^[37]。研究探索将 HRA 用于土地安全利用规划时,结合传统 HRA 技术,综合考虑不同暴露途径的风险,通过建立土地块的综合风险指数来表征不同区域风险^[38]。总体来说,将 GIS 与传统 HRA 融合后,加上土地利用规划的情景分析,可建立空间风险管控量化的土壤污染物输入性限制性指标。然而,现有技术与我国环境风险管控尚有一定差距,土壤污染物 HRA 在土壤环境容量与承载力核算领域,对风险来源解析与风险量化管理需求衔接上仍存在一定薄弱环节。开展区域土壤规划的安全利用评价时,土地利用现状、情景受体空间分布与暴露特征、HRA 与区域经济性评价等必须统一起来,因此,亟需 HRA 科学外延的不断补充与扩展。有报道我国学者将 HRA 用于再生水灌溉的最大承载水量核算,通过建立从污染源排放量暴露分析(再生用于灌溉、水产养殖及地下水回灌的人体吸收和暴露途径物理模型),结合土壤中各指标的污染标准和背景值,计算再生水灌溉的最大承载水量^[39]。该方法提供了从土壤风险控制(或称标准控制)来推断源头输入思路,但考虑到该

方法风险源的输入过于单一,不适用于大范围土壤风险控制与产业结构调整。

区域土壤作为受体,其污染的深层次原因与污染源排放、产业类型、清洁生产水平、发展前景等密切相关,污染物在土壤中空间输入-输出十分复杂,不仅受地理特征(大气沉降、水体传输等)影响,还与污染源的管控水平有关。此外,污染物进入土壤后,还存在自身的老化、降解、蓄积等环境行为,以上因素对建立空间单元的风险约束性指标带来挑战。

为有效开展源头风险管控,对土壤风险评价的应用应转向土壤环境容量的研究,以实现空间层面合理地限制污染物输入。区域土壤 HRA 评价存在以下亟待解决的关键技术:1)大范围环境尺度的空间单元风险量化;2)制约产业布局与结构关联性评价。其中,制约产业结构的关联性评价是目前土壤 HRA 中较薄弱环节。

近年来,信息技术不断被引入土壤环境管理体系,或可为提高区域土壤 HRA 评价环境容量与承载力的准确性提供支撑。我国部分地区陆续建了土壤大数据系统,其中的数字土壤包含了 3S 技术,对模拟、重现土壤类型及污染物空间分布等提供了技术手段。此外,基于信息化的大数据或将为精确判定人群活动空间几率提供网格化的大数据。目前市场上,阿里巴巴、百度等互联网公司可通过手机信号流量、定位等信息提供不同空间尺度所匹配的人群精准暴露属性特征。利用该技术可从不同空间尺度、地域的角度,筛选出人群空间活动特征,还可与地方社会人群属性相匹配分析,建立相应的暴露评估模型。该技术突破了过去“以问卷调查”为主的人群活动空间划分模式的局限性,为空间单元暴露评估提供实时的精准定位参数。为满足环境管理需求,土壤污染物 HRA 技术在区域土壤风险源管控与风险控制上有着广阔发展空间。

3 展望

《“十四五”土壤、地下水和农村生态环境保护规划》提出“推进土壤污染防治,应加强污染源头控制、深入实施耕地分类管理、严格准入管理、有序推进建设用地土壤污染风险管控与修复”等,对土壤 HRA 提出更高的要求。为支撑“十四五”土壤管理目标,土壤 HRA 将随着时代的新技术不断融合与发展,在土壤环境质量、容量与排放管理之间发挥越来越重要的作用。随着各种技术的发展,土壤 HRA 的核心评价参数的科技内涵与外延也应不断丰富与提升。为有效管控土壤风险,未来 HRA 技术重点可以“污染源—途径—敏感保护”为突破点,以实现通过

设定管控单元 HRA 风险约束性指标来指导产业结构调整的目标。同时,通过将微观的科学研究(环境归趋、生物转化)与宏观的大数据不断融合优化,实现精细化、空间化土壤污染风险评估。

参考文献

- [1] US EPA. Exposure factors handbook[R]. Washington DC: Immediate Office, US Environmental Protection Agency, 2011.
- [2] 李晓勇,陈肖胤.株洲市农田土壤重金属污染特征及风险评估[J]. 桂林理工大学学报, 2016, 36(3): 545-549.
LI X Y, CHEN X Y. Characteristics of heavy metals pollution and health risk assessment in farmland soil of Zhuzhou[J]. Journal of Guilin University of Technology, 2016, 36(3): 545-549.
- [3] 兰鹏鹏,王大娟,董法秀,等.冶炼厂遗留场地土壤重金属污染分析及健康风险评估[J]. 湖南农业科学, 2019(4): 59-63.
LAN P P, WAN D J, DONG F X, et al. Pollution analysis and health risk assessment of heavy metal in A smelter site[J]. Hunan Agricultural Sciences, 2019(4): 59-63.
- [4] 张娟,吴建芝,刘燕.北京市绿地土壤多环芳烃分布及健康风险评估[J]. 中国环境科学, 2017, 37(3): 1146-1153.
ZHANG J, WU J Z, LIU Y. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban green space of Beijing: distribution and potential risk[J]. China Environmental Science, 2017, 37(3): 1146-1153.
- [5] 孙焰,祁士华,李绘,等.福建闽江沿岸土壤中多环芳烃含量、来源及健康风险评估[J]. 中国环境科学, 2016, 36(6): 1821-1829.
SUN Y, QI S H, LI H, et al. Concentrations, sources and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in soils collected along the banks of Minjiang River, Fujian, China[J]. China Environmental Science, 2016, 36(6): 1821-1829.
- [6] 吴东辉,刘红霞,刘毛林,等.典型城乡交错区土壤中多环芳烃污染及健康风险评估[J]. 环境化学, 2018, 37(7): 1565-1574.
WU D H, LIU H X, LIU M L, et al. Pollution characteristics and health risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil from a typic peri-urban area[J]. Environmental Chemistry, 2018, 37(7): 1565-1574.
- [7] 张静,邹滨,陈思萱,等.土壤重金属污染风险时空变化模拟与分析[J]. 测绘科学, 2016, 41(10): 88-92.
ZHANG J, ZOU B, CHEN S X, et al. Spatial-temporal simulation and analysis of health risks of heavy metal contaminated soil[J]. Science of Surveying and Mapping, 2016, 41(10): 88-92.
- [8] 黄庆熙,陈海珍,彭雪云,等.广州主城区土壤砷元素污染及健康风险评估[J]. 环境与职业医学, 2013, 30(8): 576-581.
HUANG Q X, CHEN H Z, PENG X Y, et al. Arsenic contamination in soil and health risk assessment in Guangzhou downtown areas[J]. Journal of Environmental & Occupational Medicine, 2013, 30(8): 576-581.
- [9] 韩琳,徐夕博.基于PMF模型及地统计的土壤重金属健康风险定量评价[J]. 环境科学, 2020, 41(11): 5114-5124.
HAN L, XU X B. Quantitative evaluation of human health risk of heavy metals in soils based on positive matrix factorization model and geo-statistics[J]. Environmental Science, 2020, 41(11): 5114-5124.
- [10] 杨雪玲,刘慧琳,葛畅,等.北京平原区土壤镉空间分布特征及健康风险评估[J]. 江苏农业科学, 2019, 47(20): 260-266.
YANG X L, LIU H L, GE C, et al. Spatial distribution characteristics and health risk assessment of Cd in soil in Beijing plain[J]. Jiangsu Agricultural Sciences, 2019, 47(20): 260-266.
- [11] 方传棣,成金华,赵鹏大,等.长江经济带矿区土壤重金属污染特征与评价[J]. 地质科技情报, 2019, 38(5): 230-239.
FANG C D, CHENG J H, ZHAO P D, et al. Characteristics and evaluation of heavy metal pollution in soils of mining areas in the

- Yangtze River economic belt[J]. *Geological Science and Technology Information*, 2019, 38(5): 230-239.
- [12] PISTOCCHI A, VIZCAINO P, HAUCK M. A GIS model-based screening of potential contamination of soil and water by pyrethroids in Europe[J]. *Journal of Environmental Management*, 2009, 90(11): 3410-3421.
- [13] SIMASUWANNARONG B, SATAPANAJARU T, KHUNTONG S, et al. Spatial distribution and risk assessment of As, Cd, Cu, Pb, and Zn in topsoil at rayong Province, Thailand[J]. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2012, 223(5): 1931-1943.
- [14] 施宸皓, 王云燕, 柴立元, 等. 洞庭湖湿地周围表层土壤重金属污染及其人体健康风险评价[J]. *中国有色金属学报*, 2020, 30(1): 150-161.
SHI C H, WANG Y Y, CHAI L Y, et al. Assessment of heavy metal and human health risk in surface soils around Dongting Lake wetland, China[J]. *The Chinese Journal of Nonferrous Metals*, 2020, 30(1): 150-161.
- [15] CHAI L, WANG Y H, WANG X, et al. Pollution characteristics, spatial distributions, and source apportionment of heavy metals in cultivated soil in Lanzhou, China[J]. *Ecological Indicators*, 2021, 125: 107507.
- [16] SUN T, HUANG J L, WU Y Y, et al. Risk assessment and source apportionment of soil heavy metals under different land use in a typical estuary alluvial island[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2020, 17(13): 4841.
- [17] GILLER K E, WITTER E, MCGRATH S P. Heavy metals and soil microbes[J]. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41(10): 2031-2037.
- [18] 马薇, Graeme I. Paton, 王夏晖. 土壤重金属生物有效性评价方法研究进展[J]. *环境保护科学*, 2016, 42(4): 47-51.
MA W, PATON G, WANG X H. Research progress in bioavailability assessment of heavy metals in soils[J]. *Environmental Protection Science*, 2016, 42(4): 47-51.
- [19] KELSEY J W, KOTTLER B D, ALEXANDER M. Selective chemical extractants to predict bioavailability of soil-aged organic chemicals[J]. *Environmental Science & Technology*, 1997, 31(1): 214-217.
- [20] ZHUANG M Q, ZHAO J S, LI S Y, et al. Concentrations and health risk assessment of rare earth elements in vegetables from mining area in Shandong, China[J]. *Chemosphere*, 2017, 168: 578-582.
- [21] 杨丽, 毛祖莉. 衡阳市绿地Cu、Zn、Cd、Pb形态分布及健康风险评价[J]. *环境科学与技术*, 2019, 42(增刊 1): 227-231.
YANG L, MAO Z L. Study on the speciation of Cu and Zn and risk assessment in urban green space in Hengyang City[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 42(Suppl 1): 227-231.
- [22] PELFRÈNE A, DÉTRICHÉ S, DOUAY F. Combining spatial distribution with oral bioaccessibility of metals in smelter-impacted soils: implications for human health risk assessment[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2015, 37(1): 49-62.
- [23] BHATTACHARYYA K, SENGUPTA S, PARI A, et al. Characterization and risk assessment of arsenic contamination in soil-plant (vegetable) system and its mitigation through water harvesting and organic amendment[J]. *Environmental Geochemistry and Health*, 2021, 43(8): 2819-2834.
- [24] WALKER D J, CLEMENTE R, ROIG A, et al. The effects of soil amendments on heavy metal bioavailability in two contaminated Mediterranean soils[J]. *Environmental Pollution*, 2003, 122(2): 303-312.
- [25] MAHMOOD A, MALIK R N, LI J, et al. Human health risk assessment and dietary intake of organochlorine pesticides through air, soil and food crops (wheat and rice) along two tributaries of river Chenab, Pakistan[J]. *Food and Chemical Toxicology*, 2014, 71: 17-25.
- [26] 李小飞. 稀土采矿治理地土壤和植被中稀土元素含量及其健康风险评价: 以福建长汀稀土矿区为例[D]. 福州: 福建师范大学, 2013.
- [27] 陈晓晨, 牛佳, 崔岩山. 城市表层土壤中铅的生物可给性及其对人体的健康风险评价: 以首钢厂区内附近小区域为例[J]. *环境科学*, 2010, 31(12): 3028-3035.
CHEN X C, NIU J, CUI Y S. Bioaccessibility of lead in urban topsoil and its health risk assessment: a case study of a small area near Shougang group[J]. *Environmental Science*, 2010, 31(12): 3028-3035.
- [28] 曹云者, 韩梅, 夏凤英, 等. 采用健康风险评价模型研究场地土壤有机污染物环境标准取值值的区域差异及其影响因素[J]. *农业环境科学学报*, 2010, 29(2): 270-275.
CAO Y Z, HAN M, XIA F Y, et al. Regional variance and its influencing factors in deriving standard values of organic pollutants in soil: a case study based on human health risk assessment modeling approach[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2010, 29(2): 270-275.
- [29] 方晴, 洗萍, 蒙政成. 基于蒙特卡罗模拟的农用地土壤健康风险评价[J]. *环境工程*, 2021, 39(2): 147-152.
FANG Q, XIAN P, MENG Z C. Environmental health risk assessment model of agricultural land based on Monte Carlo simulation and its application[J]. *Environmental Engineering*, 2021, 39(2): 147-152.
- [30] 杨阳, 代丹, 蔡怡敏, 等. 基于Monte Carlo模拟的土壤重金属综合风险评价与案例分析[J]. *环境科学*, 2015, 36(11): 4225-4231.
YANG Y, DAI D, CAI Y M, et al. Comprehensive risk assessment of soil heavy metals based on Monte Carlo simulation and case study[J]. *Environmental Science*, 2015, 36(11): 4225-4231.
- [31] 佟瑞鹏, 杨校毅. 基于蒙特卡罗模拟的土壤环境健康风险评价: 以PAHs为例[J]. *环境科学*, 2017, 38(6): 2522-2529.
TONG R P, YANG X Y. Environmental health risk assessment of contaminated soil based on Monte Carlo method: a case of PAHs[J]. *Environmental Science*, 2017, 38(6): 2522-2529.
- [32] 黄尧. 基于健康风险评价方法的青岛市某铬渣污染场地土壤修复目标值研究[D]. 青岛: 青岛理工大学, 2011.
- [33] 张瑜. POPs污染场地土壤健康风险评价与修复技术筛选研究[D]. 南京: 南京农业大学, 2008.
- [34] 李岩, 尹乃毅, 都慧丽, 等. 不同含磷化合物修复铅污染土壤后的人体健康风险评价[J]. *环境化学*, 2019, 38(7): 1446-1452.
LI Y, YIN N Y, DU H L, et al. Human health risk assessment for lead contaminated soil after remediation with several phosphate compounds[J]. *Environmental Chemistry*, 2019, 38(7): 1446-1452.
- [35] 莫欣岳, 李欢, 安伟铭, 等. 基于健康风险的土壤和地下水修复目标分析: 以某石油化工污染场地为例[J]. *江苏农业科学*, 2017, 45(10): 205-208.
- [36] 李飞. 城镇土壤重金属污染的层次健康风险评价与量化管理体系[D]. 长沙: 湖南大学, 2015.
- [37] POGGIO L, VRŠČAJ B, HEPERLE E, et al. Introducing a method of human health risk evaluation for planning and soil quality management of heavy metal-polluted soils—an example from Grugliasco (Italy)[J]. *Landscape and Urban Planning*, 2008, 88(2/3/4): 64-72.
- [38] 张建龙, 解建仓, 汪妮, 等. 再生水回用的改进健康风险评价及土壤承载能力研究[J]. *水土保持学报*, 2010, 24(2): 192-196.
ZHANG J L, XIE J C, WANG N, et al. Study on reclaimed water reuse of improve health risk assessment and soil carrying capacity[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2010, 24(2): 192-196.
- [39] VESTERGAARD G, SCHULZ S, SCHÖLER A, et al. Making big data smart: how to use metagenomics to understand soil quality[J]. *Biology and Fertility of Soils*, 2017, 53(5): 479-484. ⊕