

土壤环境质量指导值与标准研究 · 污染土壤的生态风险评估 *

章海波^{1,3} 骆永明^{1,3†} 李志博¹ 王国庆^{1,2} 宋静¹ 滕应¹
夏家淇² 赵其国^{1,3}

(1 中国科学院南京土壤研究所土壤与环境生物修复研究中心,土壤与农业可持续发展国家重点实验室,南京 210008)

(2 国家环境保护总局南京环境科学研究所,南京 210042)

(3 中国科学院研究生院,北京 100039)

摘要 土壤中有毒有害化学物质的蓄积会影响陆地生态系统中植物、动物和微生物的生长、繁殖和生存等,甚至可能会影响到远离污染源的生态系统。生态风险评估方法因此被用来预测土壤污染物引起的生态效应,并定量评估风险产生的大小及其概率。与污染土壤的健康风险评估一样,生态风险评估在我国也处于刚刚兴起的阶段。本文介绍了欧美等发达国家当前使用的一些评估方法,评述了其研究进展,并提出了存在的问题和未来的发展趋势,旨在推动我国污染土壤的生态风险评估研究,以及基于风险评估的土壤环境质量指导值与标准的建立。

关键词 土壤污染;生态风险;土壤环境质量标准;生态毒理

中图分类号 X825

文献标识码 A

生态风险评估(Ecological Risk Assessment, ERA)是评价人类活动对生态系统中生物可能构成的危害效应^[1]。生态风险评估可以确定风险源与生态效应之间的关系,判断有毒有害物质对生态系统产生显著危害的概率,为环境管理和决策提供依据。广义上,风险源包括一切由人类活动引起的,可能对生物个体、种群、群落甚至生态系统产生危害效应的化学、物理和生物学的因素。但目前大部分的生态风险评估研究多集中在化学污染物方面^[2]。从 20 世纪 80 年代开始,美国、荷兰、英国和欧洲委员会等一些国家和组织均已在生态风险评估的理论和方法上取得了一系列的研究成果,并制定了相关的导则和技术文件,用于环境管理和决策支持^[1, 3~7]。

根据 Doran 和 Parkin^[8]对土壤质量的定义“在特定的生态系统和土地利用方式下,维持土壤基本功能的能力和保持土壤生物的繁殖、环境质量和促进动植物以及人类健康的能力”。因此,维持土壤生态系统及其正常功能是保护土壤质量和维持农业可持续发展的一个重要方面^[9]。然而,土壤中有毒化学

物质的积累不仅会使土壤的生物量减少,而且还会引起生物种群的结构、功能甚至遗传多样性发生改变,从而可能会导致土壤生态系统的退化^[10, 11]。我国土壤污染态势日益严峻,由化学物质污染而引起的土壤退化问题在一些城市化快速发展的地区尤为突出,对我国的粮食安全和生态环境健康面临严峻挑战^[12]。开展污染土壤的生态风险评估研究并建立基于生态风险的土壤环境质量指导值,可以为防止土壤质量的退化提供基准和预警;同时结合污染土壤的健康风险评估和环境风险评估,可为我国制定与土壤环境相关的政策和法规提供基础,直接服务于污染土壤的修复与管理^[13, 14]。近年来,已有一些学者介绍了国外生态风险评估的研究成果和方法体系^[2, 15, 16],但针对土壤污染的生态风险评估方法的介绍及其研究进展的评述却未见报道。因此,本文针对土壤污染问题,探讨生态风险评估的方法,总结研究中存在一些问题,并展望其发展趋势。这对于推动我国污染土壤生态风险评估及其相关工作无疑具有指导意义。

* 国家重点基础研究发展规划项目(2002CB410810/09)、国家杰出青年科学基金项目(40125005)、国家自然科学基金重点项目(40432005)和中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX3-SW-429)资助

† 通讯作者, E-mail: ymluo@issas.ac.cn

作者简介:章海波(1977~),浙江临安人,博士研究生,主要从事区域土壤环境质量及其风险评估研究

收稿日期:2006-07-18;收到修改稿日期:2006-11-30

1 污染土壤生态风险评估的一般方法

污染土壤生态风险评估是陆地生态风险评估的一个重要组成部分。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^[14]。同时,它又结合生态系统的一些自身特色:首先,生态风险评估不仅可以针对单一生物个体,也可以针对种群、群落和特定的生态系统;其次,需要保护的生态价值并不统一,应该结合当地的科学和政策综合考量^[17]。生态风险评估的核心内容包括三部分:问题表述、风险分析和风险表征,其中风险分析又包括暴露表征和生态效应表征(图 1)。

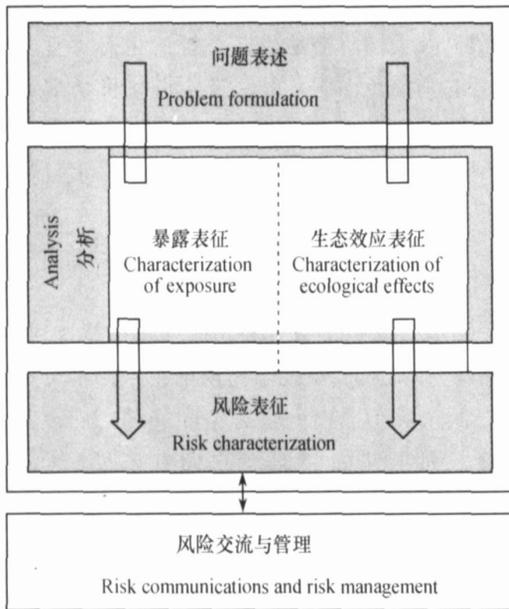


图 1 生态风险评估的框架(参考文献[1])

Fig. 1 The framework of Ecological risk assessment

1.1 问题表述

问题表述阶段是对污染物进入土壤之所以会导致生态效应的一个初步假设,并对这种假设进行评估的过程,是整个生态风险评估的基础。它首先需要确定研究区范围并收集和分析所有相关的信息,在此基础上形成:(1)反映特定生态系统和管理目标的评估终点和测定终点;(2)场地概念模型;(3)风险分析计划。

1.1.1 研究区界定和信息收集 根据污染源和污染物传输途径等信息准确界定评估区的范围,然后进行实地考察,收集相关信息,主要包括:(1)土壤

污染物的信息,包括污染物种类、来源、环境行为等;(2)可能存在暴露风险的受体(土壤动物、植物、微生物等);(3)场地信息。

1.1.2 选择评估终点和测定终点 评估终点是“可以明确表达被保护的环境价值,在实际运用中通常指生态实体(例如,某一敏感种群)及其属性^[4]。但是,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个体和生态属性进行研究,所以,选择合适的评估终点是生态风险评估中非常关键的一步,因为它直接关系到评估结果对环境管理和决策是否有效^[18]。适宜的生态评估终点有三个选择标准:(1)生态相关性;(2)受暴露和敏感性;(3)服务于特定的管理目标。美国环境保护署(USEPA)设定了四个水平的通用评估终点:(1)生物体水平,其属性包括:致死、总量异常、存活力、繁殖力和生长力;(2)种群水平,其属性包括:灭绝、丰度和生产量;(3)群落和生态系统水平,其属性包括:种类的多样性、丰度、生产量、群落面积、功能和物理结构;(4)法定的评估终点(包括濒危品种和特别保护区),其属性包括面积和质量。测定终点是指与所选择的评估终点相关联的可以测定的生态特征,属于生物效应的定量化^[19]。当评估终点可以直接测定时,评估终点就是测定终点,否则,就需要选择与评估终点相关联的测定终点。

1.1.3 建立场地概念模型 生态风险评估的场地概念模型与人体健康风险评估的场地概念模型在污染源、污染物在环境介质中的迁移和传输途径方面都是相同的,因此在考虑场地风险评估时可以整合在一起分析,两者的主要区别在于受体及其污染物到受体之间的暴露途径方面的差异^[20]。生态风险评估场地概念模型的核心部分是预测污染物、暴露和评估终点三者之间关系的一系列风险假设,这些风险假设既可以基于污染物特性提出,也可以基于观测到的生态效应提出,还可以基于需要保护的生态价值提出^[4]。

1.1.4 制定风险分析计划 这是问题表述的最后一个阶段,主要包括四个部分的内容:(1)评估设计的描绘;(2)确定所有需要的数据;(3)确定要测定的项目,包括效应测定、生态系统和受体特征测定和暴露测定;(4)确定下一步风险分析的方法。

1.2 风险分析

风险分析是研究暴露和效应以及它们与生态系

统特性关系的过程。它为确定污染物暴露条件下的生态效应提供必要的信息,主要包括两个部分:暴露表征和生态效应表征(图1)。

1.2.1 暴露表征 污染土壤的生态风险评估的暴露表征,主要研究以下几个方面:(1)分析污染物来源和污染物清单,确定优先评估的污染物。(2)确定污染物到受体的暴露途径,不同的土壤生物体,其暴露途径可能会有一定的差别^[20]。譬如,土壤微生物主要存在于土壤孔隙水中,因此污染物主要通过孔隙水暴露;而土壤无脊椎动物除直接的表皮接触外,还有大量的吞食暴露;植物则主要通过根系吸收的途径。(3)了解污染物的半衰期(DT_{50}),以及在土壤中的代谢过程及其产物。(4)污染物的暴露剂量(PEC_{soil})计算。在污染土壤的生态风险评估中,暴露剂量的计算最简单和直接的方法是直接测定生物受体体内的受关注污染物的含量^[21]。但是,当生物测试不可行时(譬如,采样时间与生物生长期不一致等),也可以用土壤中测定的污染物含量来估算它们在生物体内的含量。目前,这些估算模型有吸收因子模型(经验回归)、机理过程模型和逸度模型等,其中以相对简单的吸收因子模型运用最为广泛^[22-25]。吸收因子模型的通用表述为 $C_b = K \times C_s$,其中 C_b 为污染物在生物体中的浓度、 C_s 为土壤中污染物的化学提取浓度、 K 为生物吸收因子。 K 既可以通过查阅文献得到,也可以通过生物浓缩因子(BCF)和定量结构-活性模型(QSAR)估算^[25]。

1.2.2 生态效应表征 生态效应表征是评估生态受体随着不同程度风险源的变化情况,分为生物个体、种群以及群落和生态系统三个评估水平^[4]。土壤污染物的生态效应评估目前主要指污染物对生物个体的生态毒理学评估和生物群体的功能评估^[26]。生态毒理学评估最直接和有效的方法就是对生物个体进行生态毒性效应测试并建立剂量-效应关系。自1984年国际经济合作和发展组织(OECD)制定第一个基于土壤蚯蚓(*E. fetida*和*E. andrei*)急性致毒效应的测试方法以来,OECD和国际标准化组织(ISO)已经出版了20多种生态毒性效应测试的标准化方法(表1)^[27]。这些测试方法包括了土壤生态系统中三个营养级的生物体:分别是代表初级生产者、消费者和分解者的植物、土壤无脊椎动物和微生物。由于化学物质的毒性很大程度上是

受其结构的影响,因此,当大量的毒性效应试验受到人力、物力的限制而不可行时,可以运用化学物质的QSAR模型来预测它们在土壤中的毒性参数。但是,模型方法只能运用于初步的生态风险评估中,并且这些模型本身也需基于大量的毒性试验数据构建^[26]。

通过实验室的生态毒理学和生物学测试,可以获得试验生物个体对化学物质的半数致死(效应)浓度($L(E)C_{50}$)、无效应浓度(NOEC)和最大可接受的毒性浓度(MATC),通过这些值来进一步计算该化学物质在土壤生态系统的可预测无效应浓度($PNEC_{soil}$),低于 $PNEC_{soil}$ 值表示不会发生不可接受的生态效应。 $PNEC_{soil}$ 值可以根据风险评估人员掌握的信息量的多少,分以下三种情况获取:

(1)由于目前陆地生态系统的生态毒理学的的数据还相对缺乏,因此在无法获得评价场地土壤的生物毒性数据情况下,可以采用水生态系统中的 $PNEC_{water}$ 值,并结合平衡分配理论(EPT)来计算。

$$PNEC_{soil} = \frac{K_{soil-water}}{RHO_{soil}} \times PNEC_{water} \times 1000$$

其中, $PNEC_{soil}$ 是指土壤中的预测无作用浓度,单位为 $mg\ kg^{-1}$; $K_{soil-water}$ 指化学物质的土壤-水分配系数,无量纲; RHO_{soil} 指土壤的容重,单位为 $kg\ m^{-3}$; $PNEC_{water}$ 为水体生物的预测无效浓度,单位为 $mg\ L^{-1}$;1000为单位转化系数。对于强脂溶性($\log K_{ow} > 5$)的化合物,为避免低估其潜在的不可接受的生态效应,欧洲委员会还建议将上式计算结果的1/10作为最终的 $PNEC_{soil}$ 值^[28]。由于这个方法是将水生态系统中的毒性效应数据直接运用到陆地生态系统,会产生很大的误差。因此,只能作为一个最低级的初步筛查方法。

(2)已知土壤生物毒性效应数据,但针对的生物种类和营养级单一,且数据量较少时,可以采用 $L(E)C_{50}$ 或NOEC除以评估因子(AF)的方法来获得 $PNEC_{soil}$ 值,从而确保不会发生不可接受的生态效应。评估因子根据不同的毒性效应数据的提供情况具有很大的差别,具体可以参见表2。评估因子法并不是完全基于生态毒理学的研究结果,而是基于预防的原则并结合数学的方法。对于陆地生态系统的AF值也是完全从水生生态系统中借用过来的。

表 1 污染土壤的生态毒理学和生物学测试标准化方法概览

Table 1 Review of standard ecotoxicological and biological test methods for the assessment of contaminated soil

编号 No.	时间 Published year	方法简述 Description of the test methods
微生物测试 Test with microbes		
OECD 216	2000	污染物对土壤微生物氮转化能力的影响
OECD 217	2000	污染物对土壤微生物碳转化能力的影响
ISO 14238	1997	污染物对土壤氮矿化的潜在影响
ISO 14240	1997	土壤污染对微生物生物量的影响
ISO 15685	2004	土壤污染对硝化微生物的抑制效应
ISO 16072	2002	土壤污染对微生物代谢的影响
ISO 17155	2002	运用土壤呼吸曲线法确定微生物群落的丰度和活性,适用于确定土壤污染物的潜在生态毒性
ISO 23753	2005	污染物对非淹水土壤中脱氢酶活性的影响
植物测试 Test with plants		
OECD 208	2003	化学物质对土壤中高等植物出苗率和苗生长情况的影响
OECD 227	2003	化学物质的沉降过程对土壤植物叶片和地上部分生长状况的影响
ISO 11269-1	1993	除挥发性物质以外的所有可能进入到土壤中的物质对植物根系生长情况的影响
ISO 11269-2	2005	土壤中化学物质对多种植物的出苗率和早期生长的潜在毒性效应
ISO 17126	2005	污染土壤对莴苣(<i>Lactuca sativa</i> L.) 的出苗率影响
ISO 22030	2005	化学物质对陆地植物油菜(<i>Brassica rapa</i> CrGC syn. Rbr) 和燕麦(<i>Avena sativa</i>) 的繁殖力的影响
无脊椎动物测试(1)急性致死效应 Test with invertebrates, lethal toxicity tests		
OECD 207	1984	污染物对蚯蚓(<i>E. fetida</i> 和 <i>E. andrei</i>) 的急性致毒效应
ISO 11268-1	1993	污染物对蚯蚓(<i>E. fetida</i>) 的急性致毒效应测试
OECD 213	1998	污染物通过口腔对蜜蜂(<i>Apis mellifera</i> L.) 的急性致毒效应
OECD 214	1998	污染物通过接触对蜜蜂(<i>Apis mellifera</i> L.) 的急性致毒效应
ISO 20963	2005	污染物对幼虫(<i>Oxythyrea funesta</i>) 的急性致毒效应
无脊椎动物测试(2)亚致死效应 Test with invertebrates, sublethal toxicity tests		
OECD 220	2004	化学物质对线蚓(<i>Enchytraeus albidus</i>) 的繁殖力影响
OECD 222	2004	化学物质对蚯蚓(<i>E. fetida</i> 和 <i>E. Andrei</i>) 的繁殖力影响
ISO 11268-2	1998	污染物对蚯蚓(<i>E. fetida</i>) 的繁殖力影响
ISO 16387	2004	污染物对线蚓(<i>Enchytraeus</i> sp.) 的繁殖和存活影响
ISO 11267	1999	土壤污染对跳虫(<i>Folsomia candida</i>) 的繁殖力影响
ISO 15952	2006	污染物对陆地幼蛇(<i>Helicidae</i>) 生长的影响

(3) 如果有足够的毒性效应数据(通常指有 10 ~ 15 个以上,包含至少 8 个不同生物种类的 NOEC 值),可以使用基于数据分布的方法来确定 $PNEC_{soil}$ 值,包括排序分布法和物种敏感性分布法(SSD)。排序分布法是运用在污染土壤上观测到的土壤微生物、无脊椎动物和植物的最低效应浓度(LOECs)从小到大排序,然后以人为确定的百分位(如 10%)所在的浓度作为 $PNEC_{soil}$ 。SSD 方法则是将满足一定概率分布(如对

数正态分布或 log-logistic 分布)的毒性效应数据(如, $L(E)C_{50}$ 和 NOEC)作累积概率分布曲线(CDF),并选择 p 百分位对应的效应浓度(HC_p)作为 $PNEC_{soil}$,但 p 值的选择是由当地生态环境管理政策决定的,而非科学的要求。例如,荷兰和欧洲委员会都选择 HC_5 为生态安全的临界值^[28, 29]。SSD 法由于采用了统计方法,因此不仅不需要采用最保守估计和人为设定安全因子的方法,而且可以对所估计的生态风

表 2 计算 $PNEC_{soil}$ 时评估因子的取值依据Table 2 Assessment factor for derivation of $PNEC_{soil}$

欧洲委员会 European Commission		美国环境保护署 USEPA	
有效信息	评估因子	有效信息	评估因子
Available information	Assessment factor (AF)	Available information	Assessment factor (AF)
至少有一个营养级生物 (如植物、蚯蚓或微生物) 的 $L(E)C_{50}$ 值	1 000	$L(E)C_{50}$ 值 或 QSAR 估计值	1 000
只有一个营养级生物 (如, 植物) 的 NOEC 值	100	至少有三种分别可以代表三个营养级生物的 $L(E)C_{50}$ 值 或 QSAR 估计值	100
有两个营养级生物的 NOEC 值	50		100 或 1 000
有三个营养级三种生物的 NOEC 值	10	NOEC 值或 QSAR 估计值 ¹⁾	(基于 $L(E)C_{50}$) *
已知物种敏感性分布曲线 (SSDs 方法)	5 ~ 1 (根据现场情况确定)		10(基于 NOEC)
现场数据或模拟生态系统下得到的数据	(根据现场情况确定)	至少有三种分别可以代表三个营养级生物的 NOEC 值或 QSAR 估计值	10

1) QSAR 估计值同基于 $L(E)C_{50}$ 的外推效应值进行比较,如果是基于 3 个 $L(E)C_{50}$ 的比较结果,则评估因子得分为 100,如果基于小于 3 个 $L(E)C_{50}$ 的比较结果,则评估因子得分为 1 000 The value based on QSARs is compared to the extrapolated value based on acute 3 $L(E)C_{50}$ toxicity values. The assessment factor for $L(E)C_{50}$ is 100 for 3 $L(E)C_{50}$, or 1 000 for < 3 $L(E)C_{50}$

险进行不确定性分析,并给出一个不可接受生态效应发生的概率范围。

1.3 风险表征

风险表征是指综合各种暴露信息和生态效应信息来估计潜在风险的性质、程度和影响范围^[4]。其表达方式大致可以分为定性和定量两种,前者回答有无不可接受的风险及其性质,而后者在此基础上还需要回答风险的大小程度和可能的影响范围。同时,风险评估过程中从问题表达到效应表征,每一步都存在不确定性因素的影响,可能导致风险评估结果产生很大的偏差,因此对不确定性的量化分析也是量化风险表征的要求之一。对于由化学物质污染引起的土壤生态风险评估的定量表征方法,目前运用较多的有商值法(或比率法)、联合暴露-效应曲线法和过程模型法等^[1]。商值法是将单一的效应浓度与环境暴露浓度比较 ($PEC_{soil}/PENC_{soil}$),比值大于 1,则说明可能会发生不可接受的生态风险,需要进一步收集数据确证或采取防范措施^[28]。联合暴露-效应分布曲线法是指在同一个坐标系中画出暴露分布曲线和效应分布曲线,以两个曲线的重叠面积大小来确定不可接受生态风险的程度,该方法可以结合不确定性分析进行概率风险评估的表征^[30]。过程模型法可以对不同暴露场景下的生态风险进行预测,并能够预测联合效应和次生效应,同时也可以结合不确定分析。譬如,在美国路易斯安

纳州湿地生态系统中运用的 FORFLO 模型和美国 Argonne 国家实验室下属的环境科学部(EVS)开发的 RESRAD 模型都属于过程模型^[4, 31]。

问题表述、风险分析和风险表征是生态风险评估通用和核心的三个步骤,而在进行特定场地的土壤生态风险评估时,通常会采用层次评估法(Tier Approach)^[5],而上述三个步骤又在每一层次中得到体现。

2 污染土壤生态风险评估研究进展

污染土壤的生态风险评估稍晚于水环境的生态风险评估。美国环境保护署(USEPA)已经出版了《制定生态学土壤筛选值导则》,即 Eco-SSL^[32];美国橡树岭国家实验室(U. S. ORNL)制定了一系列的污染场地生态风险评估的导则、暴露模型和筛选的基准等^[20, 25, 33];欧洲委员会(EC)制定了《风险评估的技术导则文档》(TGD),其中 TGD Part 和 TGD Part 分别是针对生态风险评估和 QSAR 的技术导则^[6, 28];荷兰公共健康与环境研究所(RIVM)建立了一系列的生态毒理学评价方法和模型以及基于生态毒理学评价的有害风险浓度(SRC_{eco} 或 $ECOTOX-SCC$)^[3, 7, 29];经济合作与发展组织(OECD)和国际标准化组织(ISO)在污染土壤生态毒理学测试方法的标准化方面开展了许多研究,已经出版了 20 多种的

标准化方法(表 1);其他一些发达国家的环保机构,如英国环境署(EA)、加拿大环境部(CCME)和澳大利亚国家环保委员会(NEPC)等都对污染土壤的生态风险评估制定了一系列技术和方法的规范^[21, 34, 35]。总体来说,经过近十多年的研究和运用,污染土壤生态风险评估的一些基本技术导则和方法体系在部分发达国家已经初步建立。但是,同健康风险评估一样,生态风险评估已受到世界性的关注,相关的研究在不断地深入和拓展,主要体现下述三个方面。

2.1 污染土壤的生态毒理研究

生态毒理学测试是污染土壤生态效应评估的重要组成部分。20 世纪 90 年代,美国将它纳入超级基金计划进行了系统的研究;1998 年 10 月在西班牙召开的“危害鉴定系统与陆生环境分类标准”国际会议上,与会者对陆生环境,尤其是土壤生态系统毒理研究的要求达成一致共识,使该研究成为生态环境领域新的国际研究热点^[26]。土壤生态毒理研究的测试目标可以是高等植物、微生物、陆生无脊椎动物和生物标记物(Biomarkers)。对于高等植物,目前已经建立的方法有根抑制伸长试验、种子萌芽试验和植物早期生长试验,这些方法都已成为 OECD 和 ISO 的标准化方法(表 1);土壤污染可能会对植物的叶绿素含量产生影响,因此,便携式叶绿素荧光仪的开发对于快速监测并绘制出污染土壤中的植物生态毒理效应分布状况具有很好的应用前景^[36]。对于土壤微生物,标准化方法中主要有测定土壤呼吸强度、土壤氮转化和硝化作用强度以及土壤脱氢酶活性;除此之外,发光菌试验、Biolog 法、磷酸脂胺酸测定(PLFA)、丛枝菌根试验(AMF)和污染诱导群落耐受性(PICT)试验也都有广泛的应用^[37]。陆生无脊椎动物是土壤生态系统的重要组成部分,它们通常个体小,与土壤颗粒和孔隙水直接接触,将它们暴露在污染土壤中产生的毒害效应要比其他动物更容易被观测到,因此,通常作为土壤生态毒理测试的首选目标生物。目前研究的陆生无脊椎动物主要包括蚯蚓(其中以 *E. fetida* 研究最多)、跳虫(*F. candida*)、幼蛇(*Helicidae*)、线虫(*Caenorhabditis elegans*)和蜜蜂(*Apis mellifera* L.)等。但在实际的风险评估中还需要根据评估终点来选择敏感性物种。Crommentuijn 等^[38]通过对多种节肢动物的比较研究发现,甲螨(*Platynothrus peltifer*)对镉的亚致死效应最为敏感,而以存活率作为评估终点时,跳虫(*Orchesella cincta*)表现最为敏感。目前,在对无脊椎动物的亚致死效

应试验中,蚯蚓(*E. fetida*)和跳虫(*F. candida*)的繁殖试验研究最多并被广泛应用,因而积累了大量的毒性效应的基础数据^[26]。

分子生物学的研究和发展使毒理学研究进入了分子毒理学和遗传毒理学研究的阶段,为污染土壤的生态毒理研究提供了全新的思路和技术手段。生物标记物是指与环境污染暴露相关的,可以测试的生物生理、生化、组织或分子以及代谢物水平的变化,并用于指示污染物暴露和效应的生物信号^[39],可以作为环境污染早期诊断和评估的重要手段。目前研究的土壤污染典型生物标记物包括细胞抗氧化酶、细胞色素 P450 酶系(CYP)和 DNA 损伤生物标记物^[16]。尤其值得关注的是 DNA 损伤生物标记物。它是近几年来随着分子生物学理论和检测手段的发展而建立起来的一种快速、灵敏、准确的分子标记技术^[40, 41]。典型的 DNA 损伤的生物标记有加合标记、链断裂标记和序列改变标记等。目前,对 DNA 损伤检测的技术方法已趋成熟,包括荧光原位杂交技术、DNA 指纹技术和单细胞凝胶电泳技术(彗星试验)等^[41]。

2.2 生态效应预测与风险表征的模型研究

当今,在进行环境介质中的化学物质生态风险评估时,直接在生态环境中进行胁迫-毒性效应试验还不太可能,因此绝大多数的评估结果都是基于实验室中有限物种的生态毒理学试验得到的^[42]。但是,在利用生态风险评估的结果来制定相关的环境标准和环境保护政策时,必需要考虑整个生态系统的效应,并非仅仅针对个别物种的毒理学效应^[17]。因此,许多研究者采用了数学模拟的方法将实验室的毒理学试验结果外推到现实生态系统中^[7, 31, 42]。总体上,可将当前的模型归纳为三大类:统计学模型、机理模型和专家模型。

2.2.1 统计学模型 统计学模型可以大致分为统计学效应外推模型和 QSAR 模型。前者主要利用了 SSD 曲线来推算 p %物种受毒害影响的危害浓度(HC_p)和可能受影响的物种分数(PAF)^[43]。这些模型有 ETX-2.0、OMEGA123 和 IQ-TOX 等;而后者主要是通过已知的大量化合物毒性数据库来推算化合物性质与毒性的关系,并根据这些关系来推算缺乏毒性数据化合物的毒性效应^[6]。

2.2.2 机理模型 机理模型大多是基于生态系统食物链或食物网关系,来揭示物质的迁移和它们在预先定义好物种与生态功能关系的生态系统内的

效应。但是,机理模型通常需要大量的参数,并且这些参数并不容易得到;同时模型的验证也要比统计学模型困难。因为通过模型预测到的结果是来自污染物的毒理学效应,而实际的生态系统往往是一个综合的生态效应^[31]。目前应用在土壤污染生态风险评估机理模型主要有 PODYRAS 和 RESRAD,前者侧重在生态效应预测,而后的核心是生态暴露模型和表征模型,表 3 中的其他几个机理模型侧重在水生态系统中的运用,但未来的开发方向会拓展到陆地生态系统中^[7]。

2.2.3 专家模型 该模型主要是基于专家系统(或称专家数据库),即过去积累的丰富的预测经验,通常运用在决策支持中。在生态风险评估中运用较为广泛的一个专家模型是 PERPEST,它主要运用在杀虫剂对水生态系统的生态风险诊断,但该模型的扩展性较好,可以比较方便地拓展应用于对其他化学物质和生态系统的评估^[22]。

2.3 概率风险评估在生态风险评估中的研究与运用

概率风险评估在环境领域的研究和运用开始于 20 世纪 90 年代初,到 1997 年美国环境保护署(EPA)出版了《蒙特卡罗分析导则》^[44],美国超级基金计划在 2001 出版了详细的概率风险评估方法^[45]。欧洲在近年来也非常重视概率风险评估的运用,欧盟组织了一个针对环境中杀虫剂的概率生态风险评估(EUFRAM 项目)^[46]。风险评估中往往会有许多变异和不确定性的因素,这在传统的运用确定性风险商来预测污染物风险的方法中是无法定量表征的,而概率风险评估方法则可以运用统计学方法,一方面表征风险评估变量的自然变异规律,另一方面又可以对不确定性进行定量分析,为环境管理决策提供支持^[30]。目前概率方法在生态风险评估中主要有蒙特卡罗分析(MCA)和联合概率曲线法(JPC)。

2.3.1 MCA 法 这是将生态评估模型中的一些变异和不确定性的参数用它们的概率密度函数(PDF)替代,然后从概率密度函数出发进行随机抽样,将这些抽样结果代入模型中得到模拟结果,最后对模拟结果的概率分布进行统计分析的一种方法^[44]。但由于参数的变异和不确定都是用 PDF 来描述,因此在风险评估时就不能很好地将它们进行区分。近年来,2 维蒙特卡罗模拟(2-D MCA)的运用解决了参数变异性和不确定性难以区分的问题,并在生态风险评估中广泛运用^[47, 48]。

2.3.2 JPC 法 它是以暴露浓度超过相应效应

的概率作为纵轴,以毒性效应的累积概率作为横轴作图得到的(图 2),该曲线可以描述超过产生特定危害效应的浓度概率^[49]。曲线下部的面积代表了化学物质潜在的生态风险的大小,曲线越靠近左下角,表明风险越小。联合概率曲线法在化学物质引起的生态风险评估中应用相当广泛^[30, 49-51]。

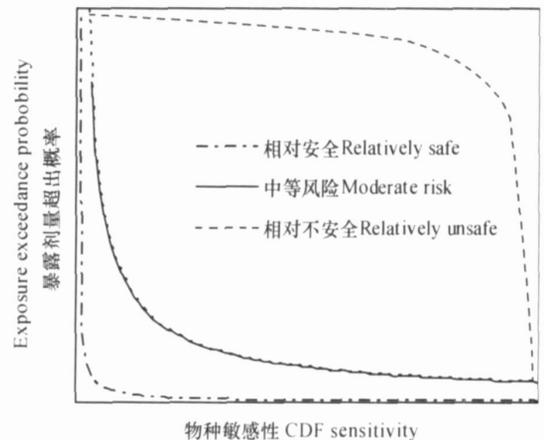


图 2 联合概率曲线示意图

Fig. 2 The joint probability curves (IPC)

2.4 国内的污染土壤生态风险评估研究概况

国内的生态风险评估起步较晚,目前还没有国家权威机构颁布的诸如生态风险评估技术导则这样的技术性文件,系统的土壤污染生态风险评估案例也未见报道。在生态风险评估方法的运用上,国内主要有运用概率风险评估法对天津污灌区土壤中的多环芳烃(PAHs)如萘和苯并[a]芘等进行的生态风险评估^[50, 52],以及对长江三角洲某污染区开展的重金属复合污染的生态风险评估^[53];运用 Harkanson 生态风险指数法分别对长春市和沈阳丁香地区土壤重金属污染的潜在生态风险进行的评估^[54, 55];还有对生态风险分析方法在农田土壤肥力评价方面的应用所作的探讨^[56]。除此之外,国内更多的研究体现在污染土壤的生态毒理方面,不仅探讨了单一污染物对土壤生物的生态毒理效应^[57, 58],而且实验研究了重金属-有机污染物复合污染土壤的生态毒理效应^[11, 59]。

总体上,我国的土壤污染生态风险评估研究正在兴起。虽然目前还是以引进国外的研究方法和体系为主,但是已有一些研究结合我国土壤污染的实际进行了毒理学诊断方法的探讨,积累了一些基础数据,为我国土壤生态风险评估系统理论的提出及其方法体系和规范的建立奠定了一些基础。

3 存在问题

3.1 生态风险受体研究的层次、条件与预测性问题

当前的生态风险受体研究主要集中在生物个体和种群水平,对较高层次如群落和生态系统水平的研究较少。即使对于生物个体和种群水平而言,生物种类也相对单一,如土壤无脊椎动物主要是蚯蚓和跳虫。大多数的研究结果是基于模拟的污染土壤,在实验室条件下得到的生物体暴露剂量和毒性效应的数据。因此,运用这些数据往往不能很好地预测实际污染场地的生态风险,低估或过高估计风险的情况时常发生^[26]。

3.2 基于生物有效性的生态风险评估问题

进入到土壤中的污染物质有一部分被土壤组分牢固地吸附或进入土壤微孔隙而使其不能被生物体利用;即使进入生物体的污染物质,如果不能到达作用位点,也不能产生毒性效应^[60]。但是,许多研究通常是直接将利用强提取剂提取的污染物的含量(即所谓的总量)作为计算暴露剂量的基础数据^[25],而不考虑土壤的性质及其生物可利用性,在计算风险商的时候往往出现风险高估的情况。因此,如何正确地评估污染物的生物有效性以及将它们运用在特定场地的生态风险评估中也是值得探讨的一个现实问题。

3.3 基于土壤生物毒性试验的生态毒理数据库建立问题

生态毒理数据是污染土壤生态风险评估的基础,尤其在概率风险评估中需要大量的毒理学数据^[30]。目前,国际上比较著名的生态毒理学数据库有美国环境保护署的 ECOTOX、荷兰的 e-toxBase、Elsevier 公司的 ECOTOX-CD 等。尽管上述三个数据库都包括水生生物、陆地动物和植物的毒性数据,但大部分的数据来自水生生态系统的研究结果,而像 ECOTOX 中的陆地生态系统部分,主要是来自对野生动植物的毒性研究结果。因此需要加强对土壤微生物和无脊椎动物毒性试验数据的集成、管理和共享,为土壤生态风险评估提供数据平台。

3.4 效应外推模型的确切性问题

由于大多数生态毒理学的试验是在单一化学物质污染的假设前提下完成的,因此根据这些毒理学数据建立的效应外推模型大多数是评估单一化学物质的污染风险的,而实际场地往往是一些复合污染的情况^[11],因此,通常难以满足评估要求。此外,就

当前运用的这些模型本身来看,大多数机理模型相对复杂、参数过多,难以为评估人员掌握;许多机理模型还只是针对特定生态系统和污染区域,可移植、推广应用性较差^[42]。

3.5 污染土壤生态风险评估的意识问题

污染土壤的健康风险较易赢得人们的认同,但由于人类活动而导致的自然生态系统的变化相对缓慢和持久,不易引起人们的警惕。因此,生态风险也往往未能受到足够的重视。事实上,土壤生态功能与土壤质量密切相关,还关系到农业的可持续发展以及土壤生物资源的保护和可持续利用。进一步加强生态风险意识,有利于相关工作的顺利开展。

4 研究展望

4.1 国际动态

4.1.1 土壤生态风险评估成为环境土壤学的重要研究内容 环境土壤学是环境问题出现以后在土壤学和环境科学中发展起来的,研究自然因素和人为条件下土壤环境质量变化、影响及其调控的一门学科^[61]。随着各国对环境和农业可持续发展问题的日益重视,环境土壤学在近几年快速发展。而这种发展趋势必将从以下两个方面来推动土壤生态风险评估的发展。首先,环境土壤学内在的发展需求使土壤生态风险评估得到发展。因为环境土壤学研究的一个重要内容是土壤环境质量,这其中包括对土壤环境质量的评价和预测,而污染土壤的生态风险评估属于其中的一个重要部分。另一方面,环境土壤学的发展可以更加深入地了解土壤环境中典型污染物的生态过程,这其中包括污染物在土壤环境系统中的迁移、转化、毒性、归宿及其影响因素,以及不同土壤类型对污染物环境行为和毒性作用过程的影响。这些研究都将为区域乃至更大尺度上进行土壤生态风险的准确评估和预测提供必要的支持。

4.1.2 分子生态学为土壤生态风险评估提供微观研究方法和科学依据 分子生态学是应用分子生物学的原理和方法来研究生命系统与环境系统相互作用的生态机理及其分子机制的科学,是生态学与分子生物学相互渗透而形成的一门新兴交叉学科。它可以通过检测生物自然种群 DNA 序列多态性,鉴定个体的基因型,在基因水平评价种群遗传分化,并在分子水平上阐述分子适应机制等生态学问题,更好地揭示生物与环境之间的生态学意义,为污染环境的生态风险评估提供理论依据。例如,利用 rRNA

基因序列的高度保守性和多样性,可以根据其序列的相似程度反映出它们的系统发育关系,其中 16S rDNA 序列分析已经成为细菌种属鉴定和分类的标准方法^[62]。这在污染条件下从分子水平预测土壤中的微生物多样性变化提供了技术支持。

4.1.3 信息技术的创新拓展土壤生态风险评估的时空性 信息技术是近年来发展最为迅猛的高新技术之一。在此所指的信息技术包括“3S”技术,即遥感技术(RS)、地理信息系统(GIS)和全球定位技术(GPS),专家系统,软件开发技术和 Web 技术等。土壤生态风险评估要在时间和空间尺度上拓展,就需要建立区域尺度的动态监测网络。这就需要利用“3S”技术的动态监测、空间定位以及海量数据的存储能力。运用 GIS 可以进行风险源的鉴别和生态风险的空间表征。利用专家系统可以进行自动的风险识别和风险评估,可以作为一种初步风险评估的应用技术。软件开发和 Web 技术的发展可以为生态风险评估模型、土壤生态毒理学数据库的开发和共享提供技术平台。

4.1.4 环境管理的需求促进土壤生态风险评估的研究与发展 土壤生态风险评估和其他风险评估一样,其目的都是要服务于环境管理和决策。因此,如何在环境管理中满足土壤生态风险评估的科学要求,使其为制定出更完善的管理策略提供科学依据将是风险评估研究的一个重点方向^[17]。除此之外,在环境管理方面,还需要进一步研究如何利用风险评估的结果来指导污染场地/土壤的修复和风险削减。

4.2 国内展望

根据国际相关研究现状与发展趋势,联系当前我国的土壤污染态势以及污染土壤生态风险评估的研究基础,现阶段国内的相关研究应该包括:

4.2.1 建立适合国情的污染土壤生态风险评估方法和体系 同健康风险评估一样,在引进国外成熟的方法体系的同时,根据我国的现实国情对它们进行本土化改进。例如,结合典型土地利用方式(农业、居住、商/工业用地),对污染土壤进行风险评估的模型生态物种组合,构建基于用地方式的土壤生态毒理测试内容和评估方法,并在此基础上编制我国的污染土壤生态风险技术评估导则。

4.2.2 建立基于生态风险评估的土壤环境质量指导值 结合目前国家正在开展的一些土壤环境质量方面的研究项目,在一些重点污染区域,针对需要优先控制的污染物质进行土壤生态风险评估方法的

探索和基础数据的积累。譬如,部分地区土壤中已经监测出二噁英类物质,并且具有一定的生物蓄积性^[63],因此可以开展进一步的生态风险评估研究,建立基于风险评估的区域或场地土壤环境质量指导值。从全国范围来看,可以结合目前正在开展的全国土壤污染调查项目,通过污染土壤的健康风险评估和生态风险评估,逐步建立国家范围内的土壤环境质量指导值,为我国的土壤污染防治法立法提供基础。

4.2.3 建立污染物的行为和生态毒理数据库

我国已经开展了两次土壤普查,以土壤污染为主的研究工作也已开展了近 30 年,积累了丰富的土壤背景信息和污染物的环境行为、过程研究数据^[64]。因此,可以对这些数据进行系统整理,开发成 Web 共享的数据库,为风险评估提供必要的参数。同时,通过进一步积累污染土壤生态毒理研究数据资料,加强有针对性的和急需的污染生态毒理学研究(如二噁英类物质,重金属 Cd 等污染物在陆地农业生态系统中的毒理学研究),为建立我国陆地生态系统毒理数据库奠定基础。

4.2.4 建立特定污染场地/土壤的生态风险评估与管理信息系统 在积累研究数据和建立理论模型的基础上,可着手研发适合我国的污染土壤生态风险评估系统,实现风险交流和风险管理,推动生态风险评估在特定污染场地/土壤上的应用,指导特定污染场地/土壤修复决策支持系统的建立,服务于基于生态风险评估的土壤环境质量基准预测和标准制定。

5 结 语

污染土壤的生态风险是一个易被人们忽视的研究课题。事实上,它关系到农业、生态和环境的可持续发展。随着人们对土壤环境质量问题认识的深化,开展污染场地土壤生态风险评估的需求日趋迫切。环境土壤学、分子生物学和信息学等相关学科的发展,带动着污染土壤的生态风险评估的研究和发展。生态风险评估联合健康风险评估既可以实现污染土壤的风险管理,又可以指导污染土壤的修复技术的筛选和决策,还可以为国家 and 地区土壤环境质量标准制定和土壤污染防治法的立法提供理论和方法学的支持。

参 考 文 献

[1] U. S. EPA. Framework for Ecological Risk Assessment. U. S. Envi-

- ronmental Protection Agency. EPA/630/R-92/001. Washington, DC. 1992
- [2] 毛小苓,倪晋仁.生态风险评估研究述评.北京大学学报(自然科学版),2005,41(4):646~654. Mao X L, Ni J R. Recent progress of ecological risk assessment (In Chinese). Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 2005, 41(4): 646~654
- [3] Verbruggen E M J, Posthumus R, van Wezel A P. Ecotoxicological Serious Risk Concentrations for Soil, Sediment and (Ground) Water: Updated Proposals for First Series of Compounds. National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). RIVM Report 711701 020. BA Bilthoven. 2001
- [4] U. S. EPA. Guidelines for Ecological Risk Assessment. U. S. Environmental Protection Agency. EPA/630/R-95/002F. Washington, DC. 1998
- [5] Byrns G, Crane M. Assessment Risks to Ecosystems from Land Contamination. Environmental Agency. R&D Technical Report P299. Bristol, UK. 2002
- [6] EC. Technical Guidance Document on Risk Assessment Part III. European Commission. EUR 20418 EN/32003
- [7] Posthuma L, Klok C, Vijver M G, *et al.* Ecotoxicological Models for Dutch Environmental Policy. National Institute for Public Health and Environment (RIVM). RIVM Report 860706001/2005. BA Bilthoven. 2005
- [8] Doran J W, Parkin T B. Defining and assessing soil quality. In: Doran J W, *et al.* eds. Defining Soil Quality for a Sustainable Environment, Soil Science Society of America Special Publication. Madison, Wisconsin: Soil Science Society of America, 1994. 3~21
- [9] Karlen D L, Mausbach M J, Doran J W, *et al.* Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation (guest editorial). Soil Science Society of America Journal, 1997, 61: 4~10
- [10] Gans J, Wolinsky M, Dunbar J. Computational improvements reveal great bacterial diversity and high metal toxicity in soil. Science, 2005, 309: 1387~1390
- [11] 赵祥伟, 骆永明, 滕应, 等. 重金属复合污染农田土壤微生物群落分子遗传多样性研究. 环境科学学报, 2005, 25(2): 186~191. Zhao X W, Luo Y M, Teng Y, *et al.* Genetic diversity of microbial communities in farmland soils contaminated with mixed heavy metals (In Chinese). Acta Scientiae Circumstantiae, 2005, 25(2): 186~191
- [12] 陈杰, 陈晶中, 檀满枝. 城市化对周边土壤资源与环境的影响. 中国人口、资源与环境, 2002, 12(2): 70~74. Chen J, Chen J Z, Tan M Z. Impact of urbanization on soil resources and environment of surround area (In Chinese). China Population, Resources and Environment, 2002, 12(2): 70~74
- [13] 王国庆, 骆永明, 宋静, 等. 土壤环境质量指导值与标准研究. 国际动态及中国的修订考虑. 土壤学报, 2005, 42(4): 666~673. Wang G Q, Luo Y M, Song J, *et al.* Study on soil environmental quality guidelines and standard. International trend and suggestions for amendment in China (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2005, 42(4): 666~673
- [14] 李志博, 骆永明, 宋静, 等. 土壤环境质量指导值与标准研究. 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 environmental quality guidelines and standard. Health risk assessment of polluted soils (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2006, 43(1): 142~151
- [15] 程燕, 周军英, 单正军, 等. 国内外农药生态风险评估研究综述. 农村生态环境, 2005, 21(3): 62~66. Cheng Y, Zhou J Y, Shan Z J, *et al.* A review on ecological risk assessment of pesticides at home and abroad (In Chinese). Rural Eco-Environment, 2005, 21(3): 62~66
- [16] 刘宛, 李培军, 周启星, 等. 污染土壤的生物标记物研究进展. 生态学杂志, 2004, 23(5): 150~155. Liu W, Li P J, Zhou Q X, *et al.* Advance in the research of biomarks of contaminated soils (In Chinese). Chinese Journal of Ecology, 2004, 23(5): 150~155
- [17] Bradbury S P, Feijtel T C J, Nleeuwen C J V. Meeting the scientific needs of ecological risk assessment in a regulatory context. Environ. Sci. & Technol., 2004: 463A~470A
- [18] U. S. EPA. Generic Ecological Assessment Endpoints (GAEs) for Ecological Risk Assessment. U. S. Environmental Protection Agency. EPA/630/P-02/004F. Washington, DC. 2003
- [19] U. S. EPA. Considerations for Developing Problem Formulations for Ecological Risk Assessments Conducted at Contaminated Sites under CERCLA. U. S. Environmental Protection Agency. Report nr. Edison, New Jersey. 2004
- [20] Suter G W. Guide for Developing Conceptual Models for Ecological Risk Assessments. Laboratory, O. R. N., Editor. Oak Ridge, TN. 1996
- [21] Weeks J M, Sorokin N, Johnson I J, *et al.* Biological Test Methods for Assessing Contaminated Land: Stage 2-A Demonstration of the Use of a Framework for the Ecological Risk Assessment of Land Contamination. Environment Agency. R&D Report P5-069/TR1. Bristol, UK. 2004
- [22] van den Brink P J, Brown C D, Dubus I G. Using the expert model PERPEST to translate measured and predicted pesticide exposure data into ecological risks. Ecological Modelling, 2006, 191(1): 106~117
- [23] MacLeod M, McKone T E, Foster K L, *et al.* Applications of contaminant fate and bioaccumulation models in assessing ecological risks of chemicals: A case study for gasoline hydrocarbons. Environ. Sci. & Technol., 2004, 38: 6225~6233
- [24] Cao H Y, Tao S, Xu F L, *et al.* Multimedia fate model for hexachlorocyclohexane in Tianjin, China. Environ. Sci. Technol., 2004, 38: 126~132
- [25] Sample B E, Aplin M S, Froyson R A, *et al.* Methods and Tools for Estimation of the Exposure of Terrestrial Wildlife to Contaminations. Oak Ridge National Laboratory. ORNL/TM-13391. Oak Ridge, TN. 1997
- [26] Crane M, Byrns G. Review of Ecotoxicological and Biological Test Methods for the Assessment of Contaminated Land. Environment Agency. R&D Technical Report P300. Bristol, UK. 2002
- [27] Römbke J, Knacker T. Standardisation of terrestrial ecotoxicological effect methods: An example of successful international co-operation. J. Soils & Sediments, 2003, 3(4): 237~238

- [28] EC. Technical Guidance Document on Risk Assessment Part . European Commission. EUR 20418 EN/ 22003
- [29] van Beelen P, Verbruggen E M J, Peijnenburg W J G M. The Evaluation of the Equilibrium Partitioning Method Using Sensitivity Distribution of Species in Water and Soil or Sediment. National Institute for Public Health and Environment (RIVM). RIVM Report 607220005. MA, Bilthoven. 2001
- [30] Öberg T, Bergbäck B. A review of probabilistic risk assessment of contaminated land. *J. Soils & Sediments*, 2005, 5(4): 213 ~ 224
- [31] Lu H Y, Axe L, Tyson T A. Development and application of computer simulation tools for ecological risk assessment. *Environ. Model. & Assess.*, 2003, 8(4): 311 ~ 322
- [32] U.S. EPA. Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels. U.S. Environmental Protection Agency. OSWER Directive 9285.7-55. Washington, DC. 2003
- [33] Hroymsen R A, Will M E, Suter G W. Toxicological Benchmarks for Contaminants of Potential Concern for Effects on Soil and Litter Invertebrates and Heterotrophic Processes: 1997 Revision. Oak Ridge National Laboratory. ES/ ER/ TM/126/ R2. Oak Ridge TN. 1997
- [34] CCME. A Framework for Ecological Risk Assessment: General Guidance. CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). Manitoba, Canada. 1996
- [35] NEPC. Shedule B(5): Guidline on Ecological Risk Assessment. National Environmental Protection Council. 1999
- [36] Richter P I, Barocsi A, Csintalan Z, *et al.* Monitoring soil phytoremediation by a portable chlorophyll fluorometer. *Field Anal. Chem. Technol.*, 1998, 2: 241 ~ 249
- [37] Chapman S J, Campbell C D, Edwards A C, *et al.* Assessment of the potential of new biotechnology environmental monitoring techniques. In: Report SR(99)10F to Scottish and Northern Ireland Forum for Environmental Research. Stirling, Scotland, 2000
- [38] Crommentuijn T, Doodeman C J A M, van Der Pijl J J C, *et al.* Sublethal sensitivity index as an ecotoxicity parameter measuring energy allocation under toxicant stress: Application to cadmium in soil arthropods. *Ecotoxicol. Environ. Safe.*, 1995, 31: 192 ~ 200
- [39] Forbes V E, Palmqvist A, Bach L. The use and misuse of biomarkers in ecotoxicology. *Environ. Toxicol. Chem.*, 2006, 25(1): 272 ~ 280
- [40] Citterio S, Aina R, Labra M, *et al.* Soil genotoxicity assessment: A new strategy based on biomolecular tools and plan bioindicators. *Environ. Sci. Technol.*, 2002, 36: 2 748 ~ 2 753
- [41] Bagley M J, Anderson S L, May B. Choice of methodology for assessing genetic impacts of environmental stressors: Polymorphism and reproducibility of RAPD and AFLP fingerprints. *Ecotoxicology*, 2001, 10(4): 239 ~ 244
- [42] van der Hoeven N. Current issues in statistics and models for ecotoxicological risk assessment. *Acta Biotheoretica*, 2004, 52: 201 ~ 217
- [43] Posthuma L, Traas T P, Suter G W. Species sensitivity distributions in ecotoxicology. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, 2002
- [44] U.S. EPA. Guiding Principles for Monte Carlo Analysis. US Environmental Protection Agency. EPA/ 630/ R-97/ 001. Washington, DC. 1997
- [45] U.S. EPA. Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume - Part A, Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment. U.S. Environmental Protection Agency. EPA/ 540/ R-02/ 002. Washington, DC. 2001
- [46] Jager T, Vermeire T G, Rikken M G J, *et al.* Opportunities for a probabilistic risk assessment of chemical in the European Union. *Chemosphere*, 2001, 43: 257 ~ 264
- [47] Wu F C, Tsang Y P. Second-order Monte Carlo uncertainty/ variability analysis using correlated model parameters: Application to salmonid embryo survival risk assessment. *Ecol. Model.*, 2004, 177: 393 ~ 414
- [48] Morschandreas D J, Karuchit S. Scenario-model-parameter: A new method of cumulative risk uncertainty analysis. *Environ. Int.*, 2002, 28: 247 ~ 261
- [49] Solomon K, Gesy J, Jones P. Probabilistic risk assessment of agrochemicals in the environment. *Crop Prot.*, 2000, 19: 649 ~ 655
- [50] 杨宇, 石璇, 徐福留, 等. 天津地区土壤中萘的生态风险分析. *环境科学*, 2004, 25(2): 115 ~ 118. Yang Y, Shi X, Xu F L, *et al.* Risk analysis of naphthalene pollution in soils of Tianjin (In Chinese). *Environmental Science*, 2004, 25(2): 115 ~ 118
- [51] Zolezzi M, Cattaneo C, Tarazona J V. Probabilistic ecological risk assessment of 1,2,4-trichlorobenzene at a former industrial contaminated site. *Environ. Sci. Technol.*, 2005, 39: 2 920 ~ 2 926
- [52] Wang X L, Tao S, Dawson R W, *et al.* Characterizing and comparing risks of polycyclic aromatic hydrocarbons in a Tianjin wastewater irrigated area. *Environ. Res.*, 2002, 90: 201 ~ 206
- [53] 李志博, 骆永明, 宋静, 等. 土壤重金属污染的生态风险评估分析: 个案研究. *土壤*, 2006, 38(5): 565 ~ 570. Li Z B, Luo Y M, Song J, *et al.* Ecological risk assessment of heavy metal polluted soil: a case study. *Soil*, 2006, 38(5): 565 ~ 570
- [54] 郭平, 谢忠雷, 李军, 等. 长春市土壤重金属污染特征及其潜在生态风险评价. *地理科学*, 2005, 25(1): 108 ~ 112. Guo P, Xie Z L, Li J, *et al.* Specificity of heavy metal pollution and the ecological hazard in urban soils of Changchun City (In Chinese). *Scientia Geography Sinica*, 2005, 25(1): 108 ~ 112
- [55] 方晓明, 刘哲哲, 刘中志, 等. 沈阳市丁香地区土壤重金属污染及生态风险评价. *环境保护科学*, 2005, 31: 45 ~ 47. Fang X M, Liu X X, Liu Z Z, *et al.* Evaluation on potential ecological risk of heavy metal pollution in soil of Dingxiang district (In Chinese). *The Science of Environmental Protection*, 2005, 31: 45 ~ 47
- [56] 李维德, 李自珍, 石洪华. 生态风险分析在农田肥力评价中的应用. *西北植物学报*, 2004, 24(3): 546 ~ 550. Li W D, Li Z Z, Shi H H. Application of ecological risk analysis on soil fertility evaluation in farmlands (In Chinese). *Acta Bot. Boreal. -Occident. Sin.*, 2004, 24(3): 546 ~ 550
- [57] Song J, Zhao F J, Luo Y M, *et al.* Copper uptake by *Esholtzia splendens* and *Silene vulgaris* and assessment of copper phytoavailability in contaminated soils. *Environ. Pollut.*, 2004, 128: 307 ~ 315
- [58] 卜元卿, 骆永明, 滕应, 等. 铜暴露下赤子爱胜蚓(*Eisenia foetida*)活体基因的损伤研究. *生态毒理学报*, 2006, 1(3): 228 ~ 235. Bu Y Q, Luo Y M, Teng Y, *et al.* Detection of DNA Damage in Earthworm(*Eisenia foetida*) in Vivo Exposure to Copper Ion. *Asian*

- Journal of Ecotoxicology, 2006, 1(3):228~235
- [59] 申荣艳, 骆永明, 孙玉焕, 等. 长江三角洲地区城市污泥的综合生物毒性研究. 生态与农村环境学报, 2006, 22(2):54~58, 70. Shen R Y, Luo Y M, Sun Y H, *et al.* Synthetic biological toxicity of municipal sludges from the Yangtze River Delta region. Rural Eco-Environment, 2006, 22(2):54~58, 70
- [60] Alexander M. Aging, bioavailability, and overestimation of risk from environmental pollutants. Environ. Sci. Technol., 2000, 34(20):4 259~4 265
- [61] 陈怀满主编. 环境土壤学. 北京:科学出版社, 2005. 39. Chen H M. ed. Environmental Soil Science (In Chinese). Beijing: Science Press, 2005. 39
- [62] Head I M, Saunders J R, Pickup R W. Microbial evolution, diversity and ecology: A decade of ribosomal RNA analysis of uncultivated microorganisms. Microbiol. Ecol., 1998, 35(1):1~21
- [63] 骆永明, 滕应, 李清波, 等. 长三角典型区农田土壤中多氯代二苯并二𫫇英/呋喃(PCDD/Fs)组成和污染的初步研究. 土壤学报, 2005, 42(4):570~576. Luo Y M, Teng Y, Li Q B, *et al.* Soil environmental quality and remediation in Yangtze River Delta Region I. Composition and pollution of polychlorinated dibenzop-dioxins and dibenzofurans (PCDD/Fs) in a typical farmland (In Chinese). Acta Pedologica Sinica, 2005, 42(4):570~576
- [64] Chen H M, Zhou D M, Luo Y M, *et al.* The progresses and problems of soil environment protection in China. In: Luo Y M, *et al.* ed. Proceedings of Soil Remediation: The 2nd International Conference on Soil Pollution and Remediation. Nanjing, China, 2004

STUDY ON SOIL ENVIRONMENTAL QUALITY GUIDELINES AND STANDARDS · ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT OF POLLUTED SOILS

Zhang Haibo^{1,3} Luo Yongming^{1,3†} Li Zhibo¹ Wang Guoqing^{1,2} Song Jing¹ Teng Ying¹ Xia Jiaqi² Zhao Qiguo^{1,3}

(1 Soil and Environmental Bioremediation Research Center, State Key Laboratory of Soil and Sustainable Agriculture, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

(2 Nanjing Institute of Environmental Science, State Environmental Protection Agency, Nanjing 210042, China)

(3 Graduate School of the Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, China)

Abstract Rapid urbanization and industrialization often and increasingly cause soil contamination. Accumulation of toxic chemicals in soil may affect growth, reproduction and survival of plants, animals and micro-organisms in the terrestrial ecosystems, and may even threaten ecosystems quite a distance away from the source of pollution. Therefore, ecological risk assessment (ERA) is used to predict ecological domino effects triggered by contamination of the soils, and quantitatively measure magnitude and probability of risks. This article gives a brief introduction of ERA methodology developed in America and Europe, and reviews, current advances, existing problems and future trends in ERA research and development, hoping that through this effort development in ERA of polluted soils and establishment of risk-based Soil Environmental Quality Guidelines in China would be promoted.

Key words Soil contamination; Ecological risks; Soil environmental quality standards; Ecotoxicology