

黄圣彪, 王子健, 乔敏. 2007. 区域环境风险评价及其关键科学问题[J]. 环境科学学报, 27(5): 705 - 713
Huang S B, Wang Z J, Qiao M. 2007. Ecological risk assessment (ERA) at the regional scale [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 27(5): 705 - 713

区域环境风险评价及其关键科学问题

黄圣彪, 王子健*, 乔敏

中国科学院生态环境研究中心环境水质学国家重点实验室, 北京 100085

收稿日期: 2006-08-31 录用日期: 2007-04-05

摘要: 随着环境中能够检出的有毒污染物种类不断增多, 基于制定环境标准来控制有毒污染物的传统方法正在受到挑战, 而环境风险评价研究已成为当前环境领域研究的热点。加强风险评价方法研究, 认识区域具有潜在风险的有毒污染物环境暴露与环境效应的关系, 探讨风险评价中的关键科学问题, 为风险管理提供科学依据已显得尤为紧迫。综述和讨论了环境风险评价技术的发展历史和区域生态风险评价存在的科学问题, 并对深入开展区域环境风险评价研究提出了建议。

关键词: 生态风险评价; 有毒污染物; 风险管理

文章编号: 0253-2468(2007)05-0705-09

中图分类号: X820.4

文献标识码: A

Ecological risk assessment (ERA) at the regional scale

HUANG Shengbiao, WANG Zijian*, QIAO Min

State Key Laboratory of Aquatic Chemistry, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085

Received 31 August 2006; accepted 5 April 2007

Abstract: China urgently needs to develop methodologies for environmental risk assessment (ERA) and to identify risk stressors and their environmental exposure and adverse effects on a regional scale. Key issues in scientific research must be discussed to provide a scientific basis for risk management. The development of ERA and various scientific problems are reviewed and discussed, and suggestions for further research work, especially on problems in regional risk assessment, are proposed.

Keywords: environmental risk assessment; toxic substances; risk management

1 引言(Introduction)

工业化所导致的人工合成有机物的种类和数量与日俱增, 其中相当一部分对全球生态环境和人体健康构成潜在的威胁。由于不同污染物及其代谢物的毒性毒理效应存在差别和复合污染现象, 目前普遍采用的数值标准已经越来越不适应环境管理的需要。加之许多环境污染物在生物体内存在长期积累现象, 或其有害效应需要很长时间才能显示出来, 而一旦显示, 其破坏作用很难通过修复或其它干预来校正。因此, 需要发展能够预测环境污染潜在生态和健康影响的方法体系, 其中的主流方向是环境风险评价。

风险是指遭受损失、损伤、毁坏的可能性, 或者指产生有害结果的内在概率规律。对有害因子的影响发生的机率进行评价的过程称为风险评价。一般而言, 风险评价包括 2 个层面, 第一是技术层面, 即科学导向性风险分析, 主要对环境问题进行认定与估计, 包括危害证实、效应评价、暴露评价和风险表征 4 个元素, 是制定管理决策进行环境风险管理的基础; 第二是社会层面, 即决策导向性风险管理, 对风险进行认知与接受, 针对风险问题制定相应的管理决策。依据评价受体不同, 环境风险评价被划分为健康风险评价和生态风险评价, 其中前者所针对评价受体为人, 评价对象为化学胁迫因子; 后者所针对评价受体是生态系统、生态系统组分或生物栖

基金项目: 国家高技术研究发展计划(No. 2002AA601011-03-02); 国家自然科学基金资助项目(No. 20507019)

Supported by the High-Technology Research and Development Program of China (No. 2002AA601011-03-02) and the National Natural Science Foundation of China (No. 20507019)

作者简介: 黄圣彪(1974—), 男, 副研究员, E-mail: huangshb@rcees.ac.cn; * 通讯作者(责任作者), E-mail: wangzj@rcees.ac.cn

Biography: HUANG Shengbiao(1974—), male, associate researcher, E-mail: huangshb@rcees.ac.cn; * Corresponding author, E-mail: wangzj@rcees.ac.cn

息地,评价的对象可以是化学、物理胁迫因子,也可以是生物胁迫因子。生态风险评价以生态系统或其中某组分作为评价受体,关注整个生态系统结构和功能,将对环境问题及其可能导致的环境效应的认知过程与制定针对性的环境管理目标形成一个整体统筹考虑。目前,生态风险评价的主要研究工作集中在科学技术层面,即依据污染物环境过程及毒性效应之间的研究结果,认定、估计与评价风险。

2 风险评价发展历史 (Development of risk assessment)

风险管理的概念是在 20 世纪 80 年代出现的,在此之前,各工业化国家的环境管理政策目标是力图完全消除所有的环境危害,或将危害降到当时技术手段所能达到的最低水平。随着对环境内在规律认识的不断提高,以及在治理环境污染过程中所付出的巨大成本,这种“零风险”的环境管理模式逐渐暴露出其弱点。风险管理观念开始权衡风险级别与减少风险的成本,着重解决风险级别与一般社会所能接受的风险之间的关系,环境风险评价已逐渐成为工业发达国家制定环境管理决策的主要科学依据。在短短 20 多年中,环境风险评价技术大体上经历了 3 个时期。

2.1 传统风险评价技术发展时期

传统意义上的风险评价技术发展一般被分成 3 个阶段 (Bodor *et al.*, 2003; U S EPA, 1991; 曾光明等, 1997)。20 世纪 70~80 年代初,风险评价处于萌芽阶段,这一阶段风险评价内涵不甚明确,仅仅采取了毒性鉴定的方法。20 世纪 80 年代中期,是风险评价体系建立的技术准备阶段,标志是美国科学院提出的风险评价“四步法”,即危害鉴别、剂量-效应关系评价、暴露评价和风险表征,并对各部分都作了明确的定义,风险评价的基本框架已经形成 (U S NAS, 1983)。20 世纪 80 年代末期,美国环保局 (U. S. EPA) 制定和颁布了有关风险评价的一系列技术性文件、准则和指南,例如,1986 年发布了致癌风险评价、致畸风险评价、暴露评价、超级基金场地危害评价和风险评价等指南 (U S EPA, 1983; 1996; 1998),标志着风险评价的科学体系基本形成,并处于不断发展和完善的过程。

2.2 蓄积风险评价技术 (Cumulative risk analysis) 发展时期

严格的讲,传统风险评价方法属于污染物安全性评价,主要为污染物控制和管理提供决策依据。

近十年来,随着人们从反思中积极探索人类社会与自然之间和谐的关系,人们对资源、环境、灾害的认识深度、广度和研究的方式与重点都发生了重大变化,对环境问题的关注已从单一污染物的研究转向复合污染的形成机理与防治研究,从点源污染控制转向区域环境控制与治理。如何开展多种胁迫因子同时存在条件下,区域环境的风险评价已成为当前风险评价技术研究热点。2003 年, U S EPA 成立专门研究小组,组织专家建立复合污染(蓄积)风险评价框架 (U S EPA, 2002; Andersen, 2003)。

2.3 健康风险评价与生态风险评价的整合时期

随着环境中检出化合物数量的不断增多,风险评价对多种胁迫因子的效应关注程度不断增加。2004 年,几个国际组织(例如 OECD) 强烈要求将风险评价过程统一(或整合)起来,以便能够减少风险评价过程中测试动物的数量,并节省时间和花费 (Commission of the European Communities, 2003a; Suter II *et al.*, 2005)。例如在人体健康风险评价中,靶组织放射性测试和毒性作用方式是致癌物质导则和健康风险评价的基础,毒性动力学模拟能够提供靶位暴露剂量,从而由体外测试推导到体内测试,由高剂量作用推导到低剂量作用,以及在生物种间的推导。通过毒性动力学模拟能够将这些概念扩展到不同环境介质中,并且将依据效应浓度的暴露表征与依据靶位浓度的暴露表征联系起来,从而为开展生态风险评价提供基础信息。这不仅是健康风险评价和生态风险评价共同的发展目标,同时也是提倡整合健康风险评价与生态风险评价的基本切入点。但是,要想将 2 种风险评价技术更好的整合,必须收集更多的数据,包括污染物排放信息、在环境介质和食物链中的浓度。此外,还需要根据污染物迁移和归宿模拟研究开发评估内/外暴露的定量方法和模型。虽然将健康风险评价和生态风险评价完全整合到一起还有很多的工作要完成,但是,它代表风险评价的一个发展方向。

3 开展环境风险评价研究的意义 (Significance of research on risk assessment)

目前,环境管理的技术支持体系主要有环境评价和环境风险评价。其中,环境评价一般分为环境质量评价和环境影响评价。环境质量评价是按照一定的评价标准和运用一定的评价方法对某一区域的环境质量进行评价和预测,主要是为环境规划和环境综合整治服务;环境影响评价是依据现有标准

和有关文件,评价某项开发建设活动可能对环境带来的影响,为环境保护部门的环境管理提供决策依据。而环境风险评价是对人类活动所导致健康和生态系统可能带来的损失进行识别、度量和管理的过程,主要特点体现在综合考虑了受体、暴露和效应3个要素,明确了评价结果存在不确定性。

开展风险评价的意义主要体现在2个方面:一方面,现阶段复杂的环境问题迫切需要一种科学方法来比较环境污染对人类健康和生态系统的危害程度,提出环境管理的优先序;另一方面,多学科交叉能够在环境风险评价过程中得到充分的体现,并因此加强了环境管理的科学性。从传统的环境标准管理体系向风险管理过渡,标志着环境保护的一次重要战略转折,环境管理的目的性更加明确,由先污染后的治理转变为污染前的预测和实行有效管理,也标志着环境管理者从“救火”向“预防”角色的转换。

目前,影响风险评价的4个因素分别是:(1)缺乏信息,由于缺乏基础数据或基础数据不充分影响了决策的准确性;(2)测定的不确定性,由于测定的困难、观察的不充分、测定方法的不合理、或者人为的错误导致统计结果的可疑;(3)观察条件限制,例如气象、土壤类型、灵敏性、生态系统结构方面空间与时间上的变化导致风险评价中测试和观察生物种的差异;(4)模型的不充分性,例如由于对机理缺乏足够的理解,现有预测模型普遍存在不能同时考虑多个胁迫因子、所有生物种的响应、超过观察范围的外推,以及参数的不稳定性等问题。所有的这些因素导致风险评价是一个不断的反复,当条件改变或者有新的信息时,风险评价的设计都要重新考虑。

4 区域生态风险评价过程中的关键科学问题 (Important issues for regional risk assessment)

近十年来,在许多国际组织的共同努力下,生态风险评价的方法学取得了较大发展,已经成为欧盟、美国、加拿大和日本等国家制定和修改环境管理制度的重要参考依据。虽然环境管理者和科技工作者对环境风险评价的重要性已达成共识,但在科学问题和在管理对策方面仍存在诸多争论,如风险因子的确认,风险评价过程中应开展哪些工作,如何对风险水平在空间尺度上定量,如何利用现有风险评价结果和取得的环境数据制定环境决策等。

4.1 风险污染物筛选及优先排序

(1)危害认定。风险评价过程包括多个阶段,每一个阶段均需要大量的环境与污染物的信息,其中污染物毒性信息是进行危害认定和风险水平判别的主要依据,但目前生产和使用的绝大多数污染物及其代谢物缺乏风险评价所需的基础信息和毒性数据。为弥补污染物基础数据缺乏问题,世界各国及国际组织开展了大量的工作,例如U.S.EPA制定的《U.S. HPV计划》和《清洁剂风险评价》,欧共体制定的《欧共体现存污染物规定》和《OECD现存污染物计划》(U.S.EPA; HERA Project; Commission of the European Communities, 1993; OECD, 2001)。

(2)污染物毒性信息由针对多个评价终点的毒性测试数据组成。风险评价所依据的污染物毒性数据主要是活体毒性测试结果。首先,现有化学监测手段很难将进入环境中所有的有害污染物检测出来,并对其危害性进行排序。进入环境的污染物及其代谢物的生物有效性和暴露途径各异,存在低剂量、慢性暴露的特点,对种群有害效应需要较长时间才能显示出来,使对进入环境后的污染物的危害认定变得相当复杂。环境中许多有毒污染物的浓度水平远低于实验室活体实验中设计的剂量水平,需要通过外推的方法预测环境暴露水平下的效应阈值,因此,存在很大的不确定性;而直接用土著生物进行现场实验又很难观察到评价终点的显著性改变。由此可见,急性毒性测试方法在风险评价中的应用正在受到挑战。

(3)风险评价要求的多种化合物毒性测试方法正在不断发展。例如,利用毒理学浓度阈值法(Thresholds of Toxicological Concentration, TTCs)得到合理的外推结果,利用QSARs方法预测污染物的潜在毒性效应,将化学分析和体外毒性测试结合应用等筛选方法(Auer, 2004; U.S.EPA, 2004)。随着生物技术的广泛应用,针对细胞和生物化学等评价终点的测试技术得到较大发展,从而提高了环境毒理效应的早期诊断水平。此外,污染物与靶生物分子结合后,在亚细胞或细胞水平上的响应也可以作为未来体内毒性测试的评价终点。计算化学,分子、细胞和生物化学毒理学、模拟模型等方面的发展及这些学科的交叉与结合,将促进生态风险评价的科学性和实用性。

(4)区域环境风险污染物筛选及因果关系分析。随着经济和城市化进程的加快,我国环境面临

复合污染问题。在区域环境风险评价过程中,如何甄别环境中需要重点管理的风险污染物及其优先序是了解区域环境整体风险概念的基础。当前相当多的研究工作是以已知具有毒性的污染物浓度为切入点,通过简单的相关分析将观察毒效应归咎于这些污染物,但是这并不能提供因果关系的直接证据。在因果关系分析过程中经常采用的方法主要包括 TIEs 方法、化学分析和生物毒性测试相结合方法、生物效应标记分类方法等(Pedersen 2003; De Wolf *et al.*, 2005)。TIEs 方法主要针对排水毒性,在区域环境质量研究中尚没有成功应用的案例。化学分析和生物毒性测试相结合方法主要受限于化学分析,所能够获得的信息比较有限。例如,采用化学分析和生物毒性测试相结合方法进行毒性测试因果关系解析时,经常在现场调查中发现在区域尺度上依据化学分析结果与同步进行的毒性测试所观察到的生物效应分布并不完全吻合,污染物浓度较高区域并不一定是高生态风险区。其主要原因在于:①并没有筛选出导致效应的主要风险污染物;②暴露评价中忽略了环境介质对污染物生物有效性的影响。利用生物标记物方法可以筛选出毒性效应类型(如遗传毒性),但是还需要分析导致这类效应的污染物种类。

区域风险研究中的另一个问题是混合毒性(Mixture Toxicity),如具有结构类似性的多氯代联苯类污染物的同系物(多氯联苯,二噁英和呋喃),多环芳烃类和有机磷类污染物。随着生态毒理学研究的不断深入,对于具有相同毒性作用模式的不同化合物可以应用相应的毒性当量因子(TEF)的方法进行总暴露量估算。1998 年 U S EPA 和 DOI 成立了一个工作组开展毒性等当量(TEQ)方法应用规范的制定工作,引导专家进行二噁英及其类似物质生态风险评价(Van der, 2003)。2002 年 U S EPA 发布了有相同毒性效应的杀虫剂蓄积健康风险评价导则(U S EPA, 2001)。但利用 TEF 计算 TEQ 与所选择的作用位点和方式有关,如苯并(a)芘既是芳烃受体激动剂,亦是遗传毒性物质,对应 2 个不同的 TEFs。

然而,由于环境中存在的大量污染物还没有 TEF 值,并且不同污染物导致最终毒性的作用位点和方式也并不是非常明确,致使等毒性当量方法在风险评价中难以得到广泛应用。例如在类二噁英物质的生态风险评价中,基于 2,3,7,8-TCDD 的毒性

当量计算方法应用十分普遍,可是该方法仅仅被看作是开展二噁英类物质生态风险评价的一种过渡方法,并不能准确回答二噁英污染的生态风险。无论如何,毒性当量方法是基于剂量加和作用原理,只会高估实际环境污染的生态影响,符合环境管理中提倡的“预防原则”。

由于在高等级水平生态系统产生的效应总是要经历生物过程的早期变化,生态系统早期效应预警信号——生物标记物可以灵敏的指示毒性物质已进入生物体、在组织之间分配及关键靶位引起的毒性效应,并预先指示随后可能发生的效应。基于这种认识,开展了许多早期预警信号或生物标记物的研究,用于环境中由于人类活动产生的毒性物质导致有害生物效应的筛选,对于区域生态风险评价具有十分重要的意义。

4.2 暴露分析

在生态风险评价过程中,暴露分析主要目的是评估人群或环境生物暴露于污染物的剂量或浓度,目前研究的关注重点在于以下 3 点。

(1) 评价终点的选择。评价终点的选择对于风险评价结果的应用性和风险管理目标是否代表了生态系统的特征至关重要。一般来说评价终点的选择应该体现 3 个原则(U S EPA, 2003):①评价终点应该反映生态系统的特征,体现生态关联性;②评价终点对已知或潜在胁迫因子应具有易感性;③评价终点的选择在符合科学要求的同时,应满足公共管理的需要。但是由于生态系统组成千差万别,很难搞清楚生态系统中各种组分哪一个是对生态系统功能最重要的,因此,导致评价终点的选择带有很大的偶然性,从而导致风险评价结果不确定性增加。

(2) 暴露评价。目前污染物环境暴露评价模型有多种,例如 EUSES、E-FAST 和 GREAT-ER 等(U S EPA, 1998; Commission of the European Communities, 1996; European Chemicals Bureau, 1999)。然而,即使再有效的模型都存在不同程度的缺陷,仅仅是用数学方式模拟化合物的环境归宿,由于区域环境在时间和空间上的非均一性影响了其模拟效果。欧盟依据 GIS 建立的暴露模型 GREAT-ER 可以预测化合物浓度在单元结构中的分布,包括时间尺度和季节尺度,提高了风险评价早期阶段暴露评价的有效性和真实性(Eecker, 2004)。在使用这些模型进行暴露评价过程中,需要了解化合物使用、释放、排放数

据信息以及生物样品中关于该污染物的监测信息,为模型提供参数,减少暴露模型的不确定性.

目前使用的暴露模型并没有考虑污染物的生物有效性变化,亦忽略了污染物通过食物链的生物放大作用.例如,水环境食物链最高级捕食者体内蓄积污染物的90%~99%来自于低营养级动物蓄积(Feijtel *et al.*, 1997; Hartl 2002; Widenfalk 2002).为此,基于污染物在环境多介质体系中的分配过程及其生物有效性关系来评价污染物对动物的暴露水平,已经成为环境风险评价过程的重要工作之一,需要发展包含了非生境、生境和食物链过程在内的多介质归趋模型.

对暴露水平进行评估,最初使用较多的是平衡分配系数(K_p),通常是通过污染物加标土壤和沉积物实验或用QSAR方法得到,忽略了生物有效性和老化现象(Maeder *et al.*, 2004).利用有机碳(K_{oc})或生物体脂肪(BCF)归一化的方法可以降低平衡分配系数的不确定性,但是很难体现环境介质的空间非均质特点.目前,常用外暴露浓度(External Concentrations)、生物体内暴露浓度(Internal Effect Concentration)与其它一些阈值(例如临界内暴露浓度-Critical Internal Concentrations)进行对比,提出有效评价参数(Schwarzenbach *et al.*, 2003).其中,内暴露剂量排除了环境因素对生物吸收过程的影响,将实验室毒性测试结果(以内剂量表述)与现场研究真正的连接了起来.在近来的研究中,Traas等应用内暴露效应浓度计算得到了水和底栖生物的质量基准(Kraaij *et al.*, 2003; Mayer *et al.*, 2003).

(3)监测.评估暴露评价模型预测结果的准确性,需要按照预定的时间和空间尺度反复地观察评价模型所设定的生物或化学现象.通常利用5种环境监测方法,分别是:①化学监测,即在无生物的环境介质中测定已知污染物进行暴露评价;②生物蓄积监测,即测定生物体中污染物水平或者关键位置的关键剂量进行暴露评价;③生物效应监测,即通过测定部分或者全部可逆早期效应进行暴露和效应评价;④健康监测,即通过检测生物体内组织损伤或者不可逆疾病的发生进行效应评价;⑤生态系统监测,即通过建立目录,例如生物种组成,密度和多样性等,进行生态系统完整性评价.根据以上监测方法,Van Gastel等构建了“逐步综合风险评价方法(stepwise integrated ERA of chemicals)”(Bradbury *et al.*, 2004),该法由生物标记物、生物测试、生物

指示物和生态指示物4种生物监测水平构成,用综合评估模型评估结果的准确性.其中,亚生物水平(Biomarkers)为使用生物化学技术测定产生的生物危害;生物水平(Bioassays),即传统实验室毒性测试评价终点通常选择个体存活率、生长和繁殖率;种群水平(Bioindicators)为通过种群遗传结构、年龄结构或丰度评价效应;生态系统水平(Ecological indicators)为测定污染物对群落产生的影响,通常采用生物种组分、丰度和多样性等参数.

4.3 效应分析

在生态风险评价过程中,效应评价的主要目的就是建立胁迫因子与生物效应或生态效应之间的剂量-效应关系,确定胁迫因子的危害及临界效应浓度(即基准).尽管暴露评估中已经采用了与过程相关的模型(Process-based model),在效应评估中则主要依靠定性模型(Descriptive model).

最初仅使用持久性、生物蓄积和毒性等内在特性评价污染物的危害(Persistence, Bioaccumulation and Toxicity, PBT)(Van Gestel *et al.*, 1996).其中,急性毒性(例如 LC_{50} 和 EC_x)是最常使用的评价终点.急性毒性综合反应了污染物生物蓄积和本身的毒性(Intrinsic Toxicity)信息,而用内暴露急性毒性剂量(Internal Lethal Concentration-ILC₅₀)表示作用于靶位的效应浓度,不仅能够说明毒性动力学的差别,而且与生物蓄积过程无关.由于不具有特定作用的基线毒物(Nonspecific Acting Baseline Toxicants),对所有生物都具有相同的作用靶位,当化合物效应浓度用生物脂肪量校正后,生物种类和化合物类型的差异对内暴露剂量的影响就被最小化,能够降低毒性数据的不确定性.而对于具有特定作用的污染物(Specific-acting Chemicals),毒性作用方式、作用靶位数量以及新陈代谢的能力都将影响其生物毒性效应,应用靶位浓度(Target-site concentration)代替生物体内暴露剂量来表示效应浓度,数据的不确定性也会减少,此时,由于排除了生物吸收、分配和生物转移等影响因素,靶位浓度能够很好的反映生物的敏感性(Commission of the European Communities, 2003b; Gobas *et al.*, 2001).

此外,毒性比方法(Toxic Ratio, TR)也是一种有效的毒性作用指示因子.例如,对某化合物由QSARs方法预测其基线毒性(Baseline Toxicity) LC_{50} ,并计算与实验测定 LC_{50} 之间的比值.当 $TR > 10$ 时,能够区分特定作用毒性与基线毒性(Connell

et al., 1999). 如果不考虑生物体内的转化作用,由 LC₅₀得到的 TR 和 ILC₅₀得到的 TR 在概念上是等同的;如果 TR 阈值保持不变,ILC 阈值必须降低,这也是 TR 方法的另一个优点。但是要在慢性毒性中使用 TR 方法,不仅要考虑生物有效性,还必须考虑生物积累和转化作用。如某个污染物的体内代谢产物可能是一种毒性更强的污染物。

在效应评估中,毒性测试技术与生态效应评价的发展过程密切相关。通过早期阶段毒性测试,可以解析毒性作用和高等级生物组织效应之间的关系,从而推断高等级生物组织的效应,使评价结果更好的为管理服务。例如,风险评价可以回答当预测的环境浓度超过由急性毒性测试或 QASR 方法获得的 LC₅₀后,对于鱼群将会产生什么后果?在既定暴露水平下,如果 X% 的鱼出现 y 水平的繁殖失败,对于整个鱼群会产生什么样的后果?整个鱼群将被影响多长的时间?受到影响后鱼群会在什么地方出现?其它地方会不会发生类似现象?

此外,在评价种群效应时,还需要充分了解胁迫因子暴露的空间和时间分布及其与种群分布的关系。因此,需要发展通过个体水平定量化合物暴露-效应关系和栖息地-效应关系的空间尺度种群评估技术。目前常用空间分析方法,例如 GIS 效应分析方法,将包括特殊物种毒性、统计学结果、生命史及对栖息地质量的数据库与能够依据现有预测缺省数据的模型相连接,判断特定地区特定物种的种群效应。依据 GIS 方法进行风险评价的过程共分为 4 步(*Traas et al.*, 2004):首先,了解化合物浓度和栖息地质量的时间和空间分布;第二步,建立化合物剂量效应关系和栖息地质量与效应关系,此时反映的是个体效应的变化;第三步,依据种群模型,评价种群增长速率、种群灭绝速率或其它种群水平终点的效应;第四步,利用所得到的种群变化评价特定地区生态风险,这是一种蓄积分析,可以评价由于化合物暴露、栖息地改变和其它胁迫因子对水生生物和野生动物的风险。

依据建立的生态指示因子(主要指生物、化学和物理特征)和暴露指示因子(主要提供陆地使用和胁迫因子的信息),建立环境质量演变趋势与最有可能导致环境质量演变胁迫因子之间的联系,帮助风险管理者判断管理决策是否能够满足实际需要。其中,发展建立环境基准和评估环境质量演变趋势的方法是开展风险评价的基础,重要性甚至超

过对生态系统类型、胁迫因子类型和管理计划的评价。

5 欧盟与美国的风险评价过程与工具 (Applications and tools of risk assessment in the United States and the European Union)

5.1 欧盟的风险评价

欧盟关于风险评价的定义是指一个化学污染物对人群和生态系统产生潜在危害认定、表征和定量的过程,风险本身是指有害效应在特定人群和特定环境发生的可能性。按照欧盟要求,对于所有新出现的化合物都要开展风险评价。为此,欧盟发展了 2 套化合物风险评价指南,分别是新通报化合物风险评价指南 93/67/EEC 和现存化合物风险评价指南 No. 1488/94。风险评价包括下面的 3 个过程:首先进行数据评价,即基于所有数据的危害证实,建立剂量效应关系;其次化合物的分级和标识,按照 67/548 指南中的标准,对化合物进行分级和确定标签;最后获取 PNEC(安全值),基于现有数据,每一个环境室中的 PNEC 都应被提供。

2003 年 10 月,欧盟颁布了新的化学品政策的执行法律建议,被称为 REACH。按照 REACH,化合物应该被分类和标记,并且证实环境中化合物的浓度肯定会低于安全值(PNEC)。环境风险评价应该考虑在水体、陆地系统和大气中的潜在效应,包括通过食物链发生的效应。此外,对于污水处理厂微生物活性的影响也应该被考虑。主要包括 4 方面的要求:(1)化学品登记,当在欧盟生产或销售的化学品每年超过 1t,都必须进行登记;(2)对登记信息进行评价,对于每年进口或生产超过 100t 的化学品管理部门对登记的主要信息进行评价,对于其它的化合物将视情况而定;(3)高度关心物质的授权,对于致癌、致突变化合物、有生殖毒性的化合物、或者具有持久性、生物累积特性的化合物,当企业使用之前必须得到批准;(3)当化合物的风险被发现没有充分评估时,在 EU 范围内应加强化合物的管理。

为配合 REACH 政策的实施,欧盟推荐了 EUSES 与 ECETOC 2 种模型。其中,EUSES 是一个基于计算机操作的风险评价模型,现在被发展用于化学品风险评价,该模型能够依据有限的数据执行,必须输入信息主要包括化合物在 EU 生产的吨数、化合物的分子量、挥发压、辛醇水分配系数的对数值、溶解度、对水生生物的毒性、生物降解性。EUESE 模型包括了 3 方面的功能,首先是暴露评

价,可预测不同环境室中的暴露浓度,在排放模块中基于化合物已知特性可从数据库中选择不同生命阶段默认排放因子;在分配模块中,评估化合物在不同环境室中的分配过程与归宿;在暴露模块中,基于评价的环境浓度计算化合物对掠夺鸟类、哺乳动物和人类的暴露水平。其次在效应评价中,主要根据暴露水平与安全阈值,预测化合物可能导致的危害。最后,根据污染物在食物链中的传递效率,预测化合物可能对生物种群产生的影响。

ECETOC 也称为风险因子筛选模型,是基于 EUSES 原则起草的软件,需要简单的数据则可以用于需要关注化合物的筛选,但很难进行无机和表面活性剂物质的筛选,在评价过程中需要 6 个变量。(1)排放情况:模型中提供不同的排放情况供选择,面源排放,100% 释放;点源排放,0.1% 释放,接下来是 1% 和 10% 排放,默认每年 365 天都有释放。(2)登记吨位:这是在欧盟生产和进口化合物的数量,以每年的吨数计算,但是这种数据一般很难得到。(3)挥发性:挥发压被表示为小于和大于 1 Pa。(4)亲水性:亲水性显示的是亲水或亲脂性,提供 2 个选择,即 $\log K_{ow}$ 小于或大于 5。(5)生物降解性:认为有生物降解性和无生物降解性。(6)生态毒理:目标是判断生物受到影响,有 3 个选择定义化合物的生态毒性(R_{50} ,对水生生物非常毒($LC_{50} < 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$); R_{51} ,对水生生物有毒($LC_{50} = 1 \sim 10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$); R_{52} ,对水生生物有害($LC_{50} = 10 \sim 100 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$))。同时,模型也给了一个选择的机会“现有信息没有分类”。

5.2 美国的风险评价

按照美国环保局定义,风险评价是指当暴露于一种或多种胁迫因子时,有害生态效应发生的可能性,主要基于效应表征和暴露表征 2 个因素开展工作。主要包括 3 个阶段:首先是问题提出,得到评价终点和概念模型;其次是分析,评价受体是怎样暴露于胁迫因子,其可能导致的生态效应;最后是风险表征,将暴露特征和得到的剂量效应关系进行整合,得到风险发生概率。

在对复杂生态系统生态风险预测的过程中,由于数据和实验等方面的限制数学模型始终扮演着重要的作用。美国生态风险评价的工具非常多,这里仅仅介绍常见的 EcoFate 模型和 EMSOFT 模型。其中,EcoFate 模型是集化合物环境归宿、食物链类生物累积、生态毒理危害以及人类健康风险评价模型的集合体,进行点源或面源排放化合物的环境风

险评价。通过对水、沉积物、生物体内浓度的预测,评价化合物输入后的累积效应,再根据环境基准、标准和对生物的潜在毒性效应来判断这些浓度数据是否会对生态系统和人类产生危害,该模型可以进行时间序列评价,也可进行稳定态评价。该模型中的每个模块都是根据当时最合理的化学分配机理、毒性和风险知识得到的,主要目的就是评价化合物的排放是否能对生态系统和人类产生危害,是否满足现有标准和基准的要求,在生态系统中的容量是否符合最大日承载能力。

EMSOFT 模型是一种评估污染物在土壤中归宿和迁移的模型。通过在不同的模型界面输入可供选择的计算方法、化学数据、土壤特性和层次特性,可用于评估一段时间后污染物在土壤中的残留浓度;定量污染物从土壤进入大气的质量通量(转移速率);当输入进入大气的质量通量后,连续计算大气中污染物的浓度;计算一定时间后土壤某剖面中的含量。

6 区域环境风险评价中需要开展的研究工作 (More work needed on regional risk assessment)

针对以上研究现状及存在问题,未来区域生态风险评价应重点开展以下研究。

6.1 区域环境风险污染物筛选研究

针对区域环境危害因子的筛选,现有有关区域污染物基础信息严重不足,在大部分区域环境研究中只报道很少几种已知具有毒性的污染物,如重金属、有机氯农药和多环芳烃;甚至简单地将生态效应归咎于少数环境浓度水平较高的污染物。因此,区域环境研究中需要建立包含已知排放量大面广、同时具有潜在毒害作用的污染物在内的清单,试图建立环境污染与所观察到的生物效应之间的联系(因果关系解析)。

利用生物测试或生物标记物方法,可以一定程度地简化化学分析的复杂性。例如,利用急性毒性测试(如发光菌)可以快速筛选基线毒性物质;利用生物标记物方法可以快速筛选特定作用位点的污染物,如乙酰胆碱酯酶抑制剂(有机磷农药)、芳烃受体激动剂(类二噁英物质)、内分泌干扰物和遗传毒性物质等。快速筛选过程为进一步化学分析提供线索,有利于发现主要风险因子和风险类型。

6.2 暴露评估研究

围绕污染物环境行为及暴露评估,未来应开展的主要工作应包括:借助空间格局分析方法研究有毒有害污染物环境过程的区域特征,重点了解不同

景观单元中污染物多介质分配过程、生物有效性和生物积累作用;开发因地制宜的多介质模型和生态毒理模型,尤其是涉及生物蓄积、食物链放大和毒性效应相关的暴露评价模型;建立污染物环境浓度与生物体内暴露量之间的关系和暴露与效应之间的关系;通过改进模拟实验方法,提高实验室测试结果与现场测试结果之间的可比性;发展成组暴露标记方法(如卵黄蛋白原快速检测技术),增强反映真实环境暴露评估的能力,提高对特定污染物暴露预测的准确性。

6.3 个体效应与群落效应关系的表征

围绕个体效应与群落效应关系的表征,需重点开展的工作主要有:选择具有代表性的评价终点,真实反映区域环境质量的优劣;了解污染物浓度和栖息地质量时间和空间分布关系,建立生物个体水平污染物剂量-效应关系和栖息地质量-效应关系;发展由个体水平定量评估的种群污染物暴露-效应关系和栖息地-效应关系的技术,了解污染物暴露的空间和时间分布与种群分布的关系;建立生态效应评价基准,为进行污染物风险分级提供依据;对于已发生的效应,诊断起因及各种起因的交互作用;发展多层次环境监测方法,包括化学监测、生物蓄积监测、生物效应监测及生态系统监测等,发展能够反映时间和空间尺度变化规律的生态风险评价模型,降低评价结果的不确定性。



责任作者简介:王子健(1953—),男,博士,研究员。研究方向为水生态毒理学,主要研究天然水体和水处理过程中的污染物形态转化及相关毒性、毒理变化,和水体污染物生态风险。研究内容包括发展新的环境监测技术、生物毒性测试方法。

References:

- Andersen M E. 2003. Toxicokinetic modeling and its applications in chemical risk assessment [J]. *Toxicology Letter*, 138: 9—27
- Auer C. 2004. Conference proceedings of the US/EU chemicals conference[C]. Charlottesville, VA
- Bodar C W M, Berthault F, de Bruijn J H M, et al. 2003. Evaluation of EU risk assessments existing chemicals (EC Regulation 973/93) [J]. *Chemosphere*, 53: 1039—1047
- Bradbury S P, Feijtel T C, Vanleeuwen C J. 2004. Meeting the scientific needs of ecological risk assessment in a regulatory context [J]. *Environmental Science and Technology*, 38 (23): 463A—470A
- Commission of the European Communities. 1993. Council regulation (EEC) 793/93 of 23 March 1993 on the evaluation and control of the risks of existing substances[R]. L84, Brussels: Commission of the European Communities
- Commission of the European Communities. 1996. The European Union system for the evaluation of substances (EUSES)[R]. Brussels: Commission of the European Communities
- Commission of the European Communities. 2003a. Consultation document concerning the registration, evaluation, authorisation, and restriction of chemicals (REACH)[R]. Brussels: Commission of the European Communities
- Commission of the European Communities. 2003b. Technical Guidance Document in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances[R]. EUR 20418, Brussels: Commission of the European Communities
- Connell D W, Chaisuksant Y, Yu J. 1999. Importance of internal biotic concentrations in risk evaluations with aquatic systems[J]. *Marine Pollution Bulletin*, 39: 54—61
- De Wolf W, Siebel-Sauer A, Lecloux A, et al. 2005. Mode of action and aquatic exposure thresholds of no concern[J]. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24: 479—485
- Eecker B I, Hermens J L. 2004. Internal exposure: linking bioavailability to effects[J]. *Environmental Science and Technology*, 38(23): 455A—462A
- European Chemicals Bureau (EC/DGXI). 1999. Exposure and fate assessment screening tool (E-FAST) beta version documentation manual[R]. Brussels: European Chemicals Bureau (EC/DGXI)
- Feijtel T, Boeije G, Matthies M, et al. 1997. Development of a geography-referenced regional exposure assessment tool for European rivers -great-er contribution to great-er#1[J]. *Chemosphere*, 34: 2351—2373
- Gobas F A P C, Purdy R, Granville G, et al. 2001. A proposal for hazard identification of organic chemicals based on inherent toxicity [J]. *SETAC Globe*, 2(4): 33—34
- Hartl M G J. 2002. Benthic fish as sentinel organisms of estuarine sediment toxicity[R]. In *The Vienna School of Marine Biology: A Tribute to J rg Ott*, 89—100
- HERA Project. 1999. Human and ecological risk assessment (HERA): A voluntary industry program to carry out human and environmental risk assessments on ingredients of household cleaning projects[OL]. <http://www.heraproject.com/>
- Kraaij R, Mayer P, Busser F J M, et al. 2003. Measured pore-water concentrations make equilibrium partitioning work - a data analysis [J]. *Environmental Science and Technology*, 37(2): 268—274
- Maeder V, Escher B I, Scheringer M, et al. 2004. Toxic ratio as an indicator of the intrinsic toxicity in the assessment of persistent, bioaccumulative, and toxic chemicals[J]. *Environmental Science and Technology*, 38(13): 3659—3666
- Mayer P, Tolls J, Hermens J L M, et al. 2003. Equilibrium sampling devices[J]. *Environmental Science and Technology*, 37(9):

184A—191A

- OECD. 2001. Organisation for economic co-operation and development existing chemicals program [OL]. <http://www.oecd.org/>
- Pedersen F. 2003. Assessment of additional testing needs under REACH. Effects of QSARs, risk based testing and voluntary industry initiatives [R]. Report EUR 20863. Institute for Health and Consumer Protection
- Schwarzenbach R P, Gschwend P M, Imboden D M. 2003. Environmental Organic Chemistry (2nd ed) [M]. New York: Wiley
- Suter II G W, Vermier T, Munns Jr W R, Sekizawa J, et al. 2005. An integrated framework for health and ecological risk assessment [J]. Toxicology and Applied Pharmacology, 207: S611—S616
- Traas T P, van Wezel A P, Hermens J L M, et al. 2004. Environmental quality criteria, effect concentrations and a food web model [J]. Environmental Toxicology Chemistry, 23: 2518—2527
- U S EPA. 1983. Superfund public health evaluation manual [R]. EPA/540/186060
- U S EPA. 1991. Ecological assessment of superfund sites: an overview [R]. Publication 9345.0—051
- U S EPA. 1996. Proposed guidelines for carcinogen risk assessment [J]. Federal Register, 61(79):17960—18011
- U S EPA. 1998a. Guidelines for neurotoxicity risk assessment [J]. Federal Register, 63(93):26926—26954
- U S EPA. 1998b. Guidelines for ecological risk assessment [J]. Federal Register, 63(93):26846—26924
- U S EPA. 2001. Workshop report on the application of 2,3,7,8-TCDD toxicity equivalence factors to fish and wildlife [R]. EPA/630/R-01/002, Risk Assessment Forum, Washington, DC
- U S EPA. 2002. Guidance on cumulative risk assessment of pesticide

chemicals that have a common mechanism of toxicity [OL]. http://www.epa.gov/pesticides/trac/science/cumulative_guidance.pdf

- U S EPA. 2005. High production volume chemicals challenge program [OL]. <http://www.epa.gov/chemrtk/>

- U S EPA. 2003. Framework for application of the toxicity equivalence methodology for polychlorinated dioxins, furans and biphenyls in ecological risk assessment [R]. EPA/630/P-03/002A (External Review Draft)

- U S EPA. 2004. A framework for a computational toxicology research program in ORD [R]. Report No. EPA/600/R 03/065

- U S NAS. 1983. Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process [R]. Washington D C: National Academy Press

- Van der Oost R, Beyer J, Vermeulen N P E. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review [J]. Environmental Toxicology and Pharmacology, 13: 57—149

- Van Gestel C A M, Van Brummelen T C. 1996. Incorporation of the biomarker concept in ecotoxicology calls for a redefinition of terms [J]. Ecotoxicology, 5: 217—225

- Widenfalk A. 2002. Pesticide bioavailability in aquatic sediments: a literature review [R]. Uppsala: Department of Environmental Assessment Swedish University of Agricultural Science

- Zeng G M, Zhuo L, Zhong Z L, et al. 1997. Assessment models for water environmental health risk analysis [J]. International Journal Hydroelectric Energy, 15(4):28—33 (in Chinese)

中文参考文献:

- 曾光明,卓利,钟政林,等. 1997. 水环境健康风险评价模型及其应用[J]. 水电能源科学, 15(4): 28—33