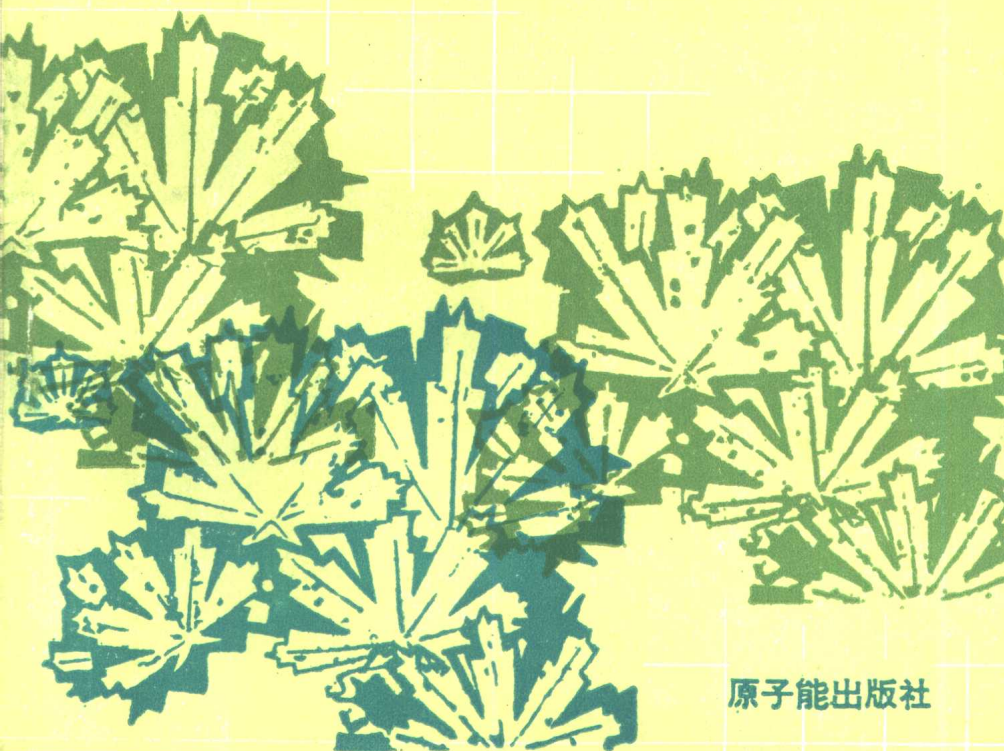


环境危害评价

——公众健康危害评价方法及其应用

潘自强 主编



原子能出版社

环境危害评价

——公众健康危害评价 方法及其应用

潘自强 主编

原子能出版社

1991·北京

内 容 简 介

环境中各种污染物的公众健康危害评价是80年代兴起的一种环境影响评价方法。它可以将环境中的各种污染物对人的健康危害进行定量的综合评价,是当今环境评价方法学的重要发展。

本书从健康危害管理的角度详细介绍了环境中放射性污染物、化学致癌物和非致癌污染物的健康评价原理和模式,并着重介绍了气、液态流出物的健康危害评价的初步应用实例。

本书重点突出,内容新颖。希望本书的出版有助于作者与同行学者一起对这一新的环境评价方法展开深入研究与探讨。

本书可供从事能源研究和环境保护工作的广大科技人员和管理人员参考,它对直接从事环境影响评价工作的科技人员有重要的参考价值。

环境危害评价

——公众健康危害评价方法及其应用

潘自强 主编

责任编辑 韩国光

原子能出版社出版

(北京2108信箱)

北京昌平兴华印刷厂印刷

新华书店总店科技发行所发行·新华书店经售

☆

开本787×1092 1/32 ·印张4 ·字数 87千字

1991年11月北京第一版·1991年11月北京第一次印刷

印数1—2700

ISBN 7-5022-0509-8

X·15 定价3.50元

《环境危害评价》

编辑委员会

主 编 潘自强

常务编委 王志波 郭裕中 董灵英

范 宇 王志明 陈竹舟

张永兴

编 委 潘自强 陈竹舟 胡希先

王志波 李召华 郭裕中

王志明 刘克强 范 宇

盛 青 董灵英 张永兴

谢建伦 曹希寿 栾 弘

孙维勤

前 言

人类在自然环境中繁衍生息，环境状况直接关系到人群的健康和安全。如何评价环境质量的优劣，一直受到环境学界的关注。随着环境科学的发展，环境评价方法学的研究也得到较快进展。目前在环境评价中最受瞩目的方法之一就是公众健康危害评价法。美国从80年代中期开始，以危险为指标开展了综合性评价环境危害的研究。在环境质量评价方面，我国已完成了核工业30年辐射环境质量的评价工作。目前在中国核工业总公司安防环保卫生局组织领导下，正着手进行中国核工业非放射性环境质量的评价研究。在这项工作中我们试图选用一种既能定量描述非放射性化学污染物对环境的单一影响，又能定量描述非放射性化学污染物和放射性污染物同时作用于环境的综合危害的统一方法，来认识和判断环境现状、预测环境质量的变化趋势，以及估计实际存在的和可能发生的危害。经过论证，初步认为，采用危害指标有可能对环境多种危害效应进行总的、综合性的比较。

用危险作为指标综合评价环境危害，是一种新的方法，美国虽已进行研究并开始使用，但至今尚未全面应用。英国、德国等国家虽已有涉足于该领域的课题，但应用情况尚未见报道。我们于1989年11月开始，在核工业系统立题进行研究，现已完成了文献调研和评价试点工作，并写出了约50万字的调研报告和实验报告。其内容涉及危险评价理论、评价方法和试评价经验等。为了使更多读者及从事环境评价工作

的科技人员对公众健康危害评价方法有所了解，更多的同行能对我们开始起步的研究工作给予指导，特将部分资料编辑出版。

此项工作是由中国核工业总公司安防环保卫生局、苏州医学院、中国辐射防护研究院、中国原子能科学研究院、北京化工冶金研究院、核工业理化工程研究院、中国核动力研究设计院和核工业第四研究设计院等单位共同承担的。参加此项工作的主要人员有潘自强、王志波、李召华、童建、宋妙发、李清碧、郭裕中、孙维勤、刘克强、王志明、陈竹舟、田钢、邹长贵、**杜大海**、张少东、叶民、谢建伦、张永兴、曹希寿、董灵英、范宇、盛青、罗成福、高应为、栾弘等。

编 者

1991年7月

目 录

前言

环境危害评价与管理概论.....	(1)
化学致癌物的健康危害评价方法.....	(18)
非致癌污染物的健康危害评价方法.....	(32)
辐射环境的健康危害评价方法.....	(47)
气载流出物的健康危害评价.....	(65)
液态流出物的健康危害评价.....	(100)
ABSTRACT	(118)
CONTENTS	(119)

环境危害评价与管理概论

——兼论公众健康危害评价方法在 环境质量评价中的意义

1. 引 言

人类的活动中同时伴随着效益与危害。国民经济的发展也必然同时带来某些危害。任何决策实际上是平衡效益与危害，即使得到的效益尽可能大而把产生的危害减低到最小。为了使社会得到平衡的最佳发展，在发展经济的同时，必须十分注意加强危害管理的研究。

危害是指对人和环境产生的有害效应。在这里，我们仅限于讨论对人体健康的有害效应。危害管理是研究如何使危害降低到可合理达到的尽可能低的水平的科学。危害管理包括危害分析、危害评价、危害预防和危害防护等。

为了平衡效益与危害，需要有综合的、定量的衡量指标。对于效益已有明确的衡量指标，但对危害的定量描述则有相当的困难。随着科学技术的发展，危害指标的研究工作已取得了较大的进展。危害指标的发展大体可分下述几个阶段：(1)根据对个人的可以察觉到的损伤制定的指标；(2)对于致癌物，根据癌症发生的危险制定的指标；(3)能综合表征基因毒物质和躯体毒物质产生的危害以及现存危害和可能危害的指标。在本书中，我们在概括地讨论环境危害评价和管理

的同时，将侧重讨论综合危害指标的问题。

2. 危害分析

本书中危害仅限于指在人暴露于某一物质时对人产生的有害效应。危害分析是指暴露量与危害关系的研究，即通常所说的剂量效应响应函数。对人有害的物质可分为两类：基因毒物质和躯体毒物质。前者包含放射性污染物和化学致癌物，而后者则指非致癌污染物。

基因毒物质引起的危害表现为癌症与遗传性疾病，这种情况常常是从伤害遗传物质DNA开始的，故亦称为遗传毒性物质。电离辐射就是遗传毒性的。现已证明几十种化学物质能诱发人类癌症，几百种物质能在动物中诱发癌症，上千种物质能伤害细胞的DNA。在这些物质中研究得最透彻的是电离辐射，其诱发癌症的危险的不确定度低于其他有害物质^[1]。但即使对电离辐射，危险评价的不确定度仍然是较大的，许多问题仍有待进一步深入研究。1977年国际放射防护委员会第26号出版物推荐的辐射所致的癌症死亡的危险度为 $1.25 \times 10^{-2} \text{Sv}^{-1}$ ，在最初两代后裔中出现遗传效应的平均危险度约为 $4 \times 10^{-3} \text{Sv}^{-1}$ ^[2]。最近，国际放射防护委员会根据近10年的研究成果推荐辐射所致的癌症死亡的危险度对全体居民为 $5 \times 10^{-2} \text{Sv}^{-1}$ ，即为其第26号出版物推荐的数值的4倍。

躯体毒物质指能引起除癌症和基因突变以外的效应的物质，其毒性终点表现为各器官系统的效应。有些有害物质既可引起癌症和基因突变，又可产生其他有害效应。如天然铀和天然钍等就属于这一类物质。躯体毒物质的效应是有阈的，

即暴露量低于某一数值，不产生可察觉到的副效应。而基因毒物质的效应则通常认为是无阈的。

3. 危害评价指标

为了对危害进行评价，需要有能够定量描述危害的指标。危害指标应能统一衡量各种不同性质的危害，但要实现这一点是相当困难的。危害指标是在危害分析的基础上求得的。近年来，危害分析的研究工作已取得了较大进展，因此统一危害指标的研究也有了新的进展。有些国家在其城市综合环境管理计划中已采用了统一危害指标来评价各种不同性质的危害^[3]。美国能源部国防废物补救行动优先性研究系统已采用了可以相互比较的危害指标。

3.1 基因毒物质（致癌物）

几十年来，人类对电离辐射进行了大量研究，根据流行病学调查和动物实验的结果，提出了辐射所致癌症死亡的危险度和遗传效应的危险度。近20年来，许多研究结果说明，许多化学物质也能产生类似的效应。表1列出了辐射和化学物质引起的有害效应的类型。从表1可见，对遗传效应的研究已经能得出明确结果的还很少。因此，在当前基因毒物质也可简称致癌物。

致癌物危险分析的研究是十分困难的。这是因为：(1)致癌危险无论从绝对值或相对值都是很小的，流行病学调查的群体必须很大；(2)在环境中常常是有各种有害物质同时存在，如烟草烟气中已鉴别出的化学物质就超过1千种；一个工业城市空气中存在的化学物质显然就更多了。但即使对于发

表1 辐射和化学物质引起的有害效应类型

有害效应类型	辐射引起的	已知能引起这种效应的化学物质
癌症 (人体)	是	几十种
癌症 (动物实验)	是	几百种
DNA损伤	是	几千种
遗传效应	是(根据动物实验资料)	可能有几种
胎儿损伤		几十种
使人和动植物急性死亡	是	几乎所有的

达国家, 空气中有害污染物的分析也仅仅有10多种^[4]。因此, 从纯科学的观点看, 还不可能提出一个统一的危害指标, 即使对研究得最深和最多的电离辐射效应也是这样。在低剂量范围内, 癌症的发生率随着累积剂量的增加而增大, 但这种关系并不是线性的^[2]。从危害管理的角度看, 则必须假设这种关系是线性无阈的^[5]。这就是说, 对于危害管理来说, 不能纯粹从自然科学的研究结果来确定危害指标, 还应同时考虑其他因素。

在1987年WHO, IAEA, UNEP和UNIDO联合组织的讨论会中, 对剂量效应响应函数的研究现状及其在危害管理中应用的可能性进行了专门的讨论。其结论是: “所有定量的剂量响应函数在低剂量水平均包含有相当大的不确定度。然而, 如果能够适当地描述这种不确定度, 定量的剂量响应函数对用于指导计划和政策的健康危害评价是可以应用的。”^[1]除电离辐射外, 研究得较多的致癌物质是苯并芘等。对苯溶性有机化合物, 其浓度为 $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ 时, 年肺癌发生率为 1.1×10^{-4} , 标准偏差为 3.8×10^{-5} ^[1]。对于镉, 在空气浓度为 $1\mu\text{g}/\text{m}^3$ 的情况下暴露终生, 其危险为 1.8×10^{-3} ^[6]。

通过上述的讨论可以看出, 根据现有的危害资料分析, 从危害管理的观点出发, 有可能采用统一的危害指标来表征各种污染物所致的危害。这就是公众健康危害评价方法的基础。在此方法中, 我们统一用危险来表征环境污染物所致的健康危害。如化学致癌物所致癌症的危险, 可由下式估算出:

$$R_{ij} = 1.0 - \exp(-D_{ij}q_{ij})$$

式中各量的意义及估算细节, 请参阅文献[1]。

3.2 躯体毒物质 (非致癌污染物)

评价躯体毒物质的传统概念是: 可接受的日暴露剂量和安全因子。采用传统概念进行危害评价存在下述问题: 从科学上看, 可接受的日暴露量意味着忽略了剂量效应响应曲线的形状; 随着科学知识的增加, 已知存在毒性先兆效应, 由此产生了有关选择相应副效应问题。从管理上看, 可接受的日暴露剂量和安全因子均与绝对安全的概念联系在一起。为了解决这些问题, 美国国家环保局提出了参考剂量 (*RfD*) 和不确定性因子 (*UF*) 概念。*RfD*由下式确定:

$$RfD = NOAEL / (UF \times MF)$$

式中, *NOAEL*表示无可观察到副效应水平; *UF*表示不确定性因子; *MF*表示修正因子。

参考剂量是用来衡量可能效应的一个参考点。通常, 低于参考剂量的剂量可能不产生有害健康的效应, 随着超过参考剂量的频率和幅度的增加, 在人群中发生有害效应的概率也随之增加, 这就为我们提供了一种在作出某些合理假定的基础上进行线性外推的依据。当然, 这并不是说, 低于参考剂量的剂量都是可以接受的 (或没有危害的), 高于参考剂

量的所有剂量都是不可接受的（或是有危害的）。

通常认为躯体毒物质是有阈的。无可观察到副效应水平本身就含有阈值的概念。但无可观察到有害效应水平本身又是所研究群体大小的函数，即群体较小时可能没有发现的低剂量效应，在所观察的群体大时则可能发现。这就是说，阈值实际上是不确定的。表征非致癌污染物的危害，从管理目的出发，可假设与参考剂量水平相应的健康危害的危险为 10^{-6} [9]。

非致癌污染物所致健康危害的危险，可根据参考剂量由下式估算出，即

$$R_{ij} = \frac{D_{ij}}{Rf D_{ij}} \times 10^{-6}$$

此式中各量的意义及估算细节，请参阅文献[8]。

3.3 不同污染物所致健康危害的可加性

不同有害物质之间可能存在协同和拮抗作用。不同躯体毒物质的毒性终点有可能不同。因此，不同有毒物质之间的相互作用是极为复杂的，在目前的认识水平上，还难以定量描述。然而，从危害管理角度出发，根据目前的认识水平作一些或许偏安全的假定可能是必要的。当环境有多种有毒物质共同作用于人体时，我们假定这时人体健康危害的总危险等于各单个污染物所诱发危险的总和，即各有毒物质的危险是等权的且可算术相加的，而不考虑其毒性终点和不同有毒物质的协同作用和拮抗作用。

在这两个合理假设的基础上，各类污染物所致健康危害的危险便有可加性了。而这一点正是我们在环境质量评价中引入公众健康危害评价法的目的。

4. 危害管理的目标

为了对危害进行有效的管理,首先需要明确管理的目标。危害水平可分为最大可接受水平和可忽略水平,两者之间存在一个间隔。图1表示各种危害水平的关系。最大可接受水平是不可接受危害的下限。可忽略水平是指这样的危害水平,为了进一步减小其直接危害,则由此引起的间接危害可能更大,即控制危害的次级效应可能超过所减小危害的利益。危害管理的目标是:防止出现超过最大可接受的危害,把危害降低到可合理达到的尽可能低的水平。

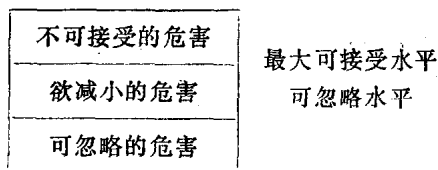


图1 各种危害水平的关系

4.1 对个人的危害

安全和危险都是相对的,世界上不存在绝对的安全。所以为了确定最大可接受和可忽略的危害水平,首先需要了解对人的常见的危害水平。表2列出了常见的危害水平。由表中可见,常见的危害水平的年危险约在 10^{-3} 到 10^{-6} 范围内。表3列出了食入食品和饮水的危害水平。由表中可见,食入食品和饮水的危害水平的年危险约在 10^{-5} 到 10^{-9} 范围内。最大可接受危害水平不应高于常见的危害水平,可忽略危害水平则应远小于常见危害水平。

表2 常见的危害水平^[10]

实 践	年危险 (平均值)	不确定度, %
汽车事故 (总的)	2.4×10^{-4}	10
汽车事故 (对行人)	4.2×10^{-5}	10
家庭事故	1.1×10^{-4}	5
触电	5.3×10^{-6}	5
空气污染 (美国东部)	2×10^{-4}	2000
所有癌症	2.8×10^{-3}	10
吸烟 (每天一包)	3.6×10^{-3}	300
饮酒 (轻度)	2×10^{-5}	1000
航空职员	5×10^{-5}	50
登山	6×10^{-4}	50

表3 食入食品和饮水的危害水平^[11]

实 践	年 危 险	不确定度, %
花生酱 (每天4勺)	8×10^{-6}	300
啤酒 (340.19g/d)	2×10^{-5}	
紫苏 (1g (叶)/d)	1×10^{-5}	
烤牛排 (0.45kg/周)	1×10^{-6}	
芥菜 (5g/d)	7×10^{-6}	
饮水 (氯仿在EPA限值内)	6×10^{-7}	1000
饮水 (三氯乙烯在EPA限值内)	2×10^{-9}	1000

表4列出了一些机构和作者推荐的最大可接受水平 (年危险) 和可忽略水平 (年危险)。最大可接受水平约在每年 $10^{-5} \sim 10^{-6}$ 范围内, 可忽略水平约在每年 $10^{-7} \sim 10^{-8}$ 范围内。提出最大可接受水平和可忽略水平的依据是: 与常见危害水平比较, 与最低死亡率比较, 或从附加的平均寿命的缩短来

表4 一些机构和作者推荐的最大可接受水平和可忽略水平

单位或作者	最大可接受水平	可忽略水平	备注
瑞典环境保护局 ^[12]	1×10^{-6}		化学污染物
荷兰建设和环境部 ^[13]	1×10^{-6}	1×10^{-8}	化学污染物
英国皇家协会 ^[12]	1×10^{-6}	1×10^{-7}	
IAEA ^[14]		5×10^{-7}	辐射
ICRP	5×10^{-5}		辐射
Miljøstyrelsen(丹麦) ^[12]	1×10^{-6}		化学污染物
Gunnar Bengtsson ^[12]	1×10^{-6}	1×10^{-8}	
Travis等(美国) ^[12]	1×10^{-6}		

表5 几种致癌物的年限值和相应的危险

致癌物	年限值	致癌强度系数 (mg/m^3) ⁻¹ ·a ⁻¹	年危险
电离辐射	50mSv	$1.25 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$	6.25×10^{-4}
丙烯腈	$4.5 \text{ mg}/\text{m}^3$	0.32	14.26×10^{-4}
石棉	1根(纤维)/ cm^3	(6.25~15.75) $\times 10^{-4}$ 根(纤维)/ $\text{cm}^3 \cdot \text{a}$ 几何平均值 10×10^{-4} 根(纤维)/ $\text{cm}^3 \cdot \text{a}$	(6.25~15.75) $\times$ 10^{-4}
苯	$16 \text{ mg}/\text{m}^3$	(0.015~2.16) $\times 10^{-4}/(\mu\text{g} \cdot \text{a})$ 几何平均值 $1.7 \times$ 10^{-3}	(0.17~24.3) $\times$ 10^{-4}
氯乙烯	$2.25 \text{ mg}/\text{m}^3$	(0.034~0.43) $\times$ 10^{-4} 几何平均值 $1.2 \times$ 10^{-3}	(0.08~0.96) $\times$ 10^{-4}

推算^[11]。有的作者认为,现在推荐的可忽略危害水平每年 10^{-8} ,实际上是不现实的,采用每年 10^{-6} 较为合适。应该

指出的是：上面谈到的最大可接受水平等都是对公众而言的。对职业性暴露，则可高一些。通常认为取 $10^{-4}/a$ 是合适的。通常卫生标准和安全标准等应相应于职业性最大可接受水平，其危害水平应大体处于同一数量级。文献[15]报道了对电离辐射、丙烯腈、石棉、苯和氯乙烯危险的研究结果。表5列出了这些结果，表中年限值是按法国的标准。考虑到估算本身的不确定度较大，可以认为与这些年限值相应的危险大体处于同一数量级。

4.2 对群体的危害

IAEA推荐的可豁免的实践，除个人剂量豁免值外，还规定了集体剂量不应超过 $1\text{人} \cdot \text{Sv}$ [14]。可豁免的实践大体上相应于可忽略危害水平。在这里，可忽略群体危害没有考虑与群体大小的关系。有人认为可忽略的终生危害水平与群体所包含人数的平方根成反比。美国国家环保局推荐对小的群体终生危害为 $10^{-5} \sim 10^{-4}$ ，对大的群体为 $10^{-7} \sim 10^{-6}$ [12]。

法国炼油厂发生的灾难性事故的可接受上限为每年 10^{-4} 。英国健康和安全部门规定，飞机坠毁和泰晤士河洪水泛滥等的几率应小于 $1 \times 10^{-3}/a$ ，最好小于 $2 \times 10^{-4}/a$ 。对于不可控制的释放大量放射性物质到环境中的核事故， $1 \times 10^{-4}/a$ 的概率是可以接受的，但应继续努力进一步降低其危害 [12]。