

南 京 大 学

环境科学情报资料

1

南京大学环境科学研究所

1979

南京图书馆

目 录

问题讨论

环境科学研究中的几个问题.....	黄瑞农 (1)
-------------------	---------

述

生态毒理学的目的、任务和展望.....	丁树荣 (6)
---------------------	---------

水生生物毒性研究和安全浓度评定.....	金洪钧 (16)
----------------------	----------

钒的丰度及其主要地球化学特征.....	刘英俊 (31)
---------------------	----------

阳极溶出伏安法研究水环境中的金属状态.....	张祖训 (42)
-------------------------	----------

水溶液中钒的状态.....	沈斐凤 (54)
---------------	----------

低氧化态钒分析的近况.....	周以泉 (61)
-----------------	----------

海洋环境中烃的来源、分布及降解.....	杨士英 (76)
----------------------	----------

有源消声器.....	孙广荣 (90)
------------	----------

文

水环境中痕量金属的来源与分布 S.L.Mallians 等.....	许鸥泳译 (96)
------------------------------------	-----------

钒的测定 (综评) G.Svehla 等.....	潘兆荣译 (128)
---------------------------	------------

凯斯頓烟卤烟流的利达研究 W.B.Johnson 等.....	潘云仙、蒋维楫译 (155)
---------------------------------	----------------

知识介绍

污染调查与气象条件的关系.....	气象系湍流组 (172)
-------------------	--------------

汞的微生物转化及有关问题.....	马文漪 (180)
-------------------	-----------

环境科学研究中的几个基本问题

黄 瑞 农

环境科学是以“人类与环境”这一特殊矛盾为研究对象，研究人类社会、经济活动对环境系统所产生的影响，研究这种被影响了的环境系统如何反过来影响人类的生产、生活和生存。不论是人类影响环境，或者是环境影响人类，都是要通过环境系统中的物质，能量的交换和转化来进行的。如果认识了环境系统中物质、能量的交换和转化的特点，从而也就能够掌握人类与环境之间相互联系，彼此制约的客观规律。

由于人类社会、经济活动，如大工业、大农业、大城市的发展，使人为的污染物质进入环境系统，从而产生了一系列的环境污染问题。因此，环境科学的基本任务就在于解决以环境污染为中心的各种环境问题。例如：合理利用和保护自然资源，分析和评价环境质量，综合防治环境污染，保护和改善人类环境以及保障和提高人类健康水平的问题等等。

为了完成基本任务，必须研究污染物质在环境系统中的运动规律，了解环境系统中污染物质在一定的空间和时间条件下的来源、成分、性质、赋存状态和转化机制，研究其对环境质量的影响和作用，以及对人类和生物的危害程度等等。

随着我国社会主义建设的发展，在加速实现四个现代化的进程中，积极地贯彻“预防为主”的方针，从战略上来防治环境污染的问题，已经提到重要的日程上来了。我们认为在开展环境科学研究中，应先研究以下几个基本问题。

（一） 环境背景值的研究

要判断环境中是否存在污染，并估计污染的程度，必须掌握环境背景值（或本底值）。进行改善和保护环境工程时，需要知道环境污染过程和现状的规律，也必须知道环境背景值。

通常所谓的环境背景值，就是自然环境组成要素的化学元素（或同位素）的原始平均含量，即自然本底值，它是在历史自然过程中形成的。在不同的区域环境中，物质、能量交换和转化的规律各不相同，于是形成不同的自然本底值，在生物有机体与环境之间形成复杂的生态系统，并表现了一定的生态平衡关系。

随着人类对自然资源大规模的开发利用，许多人为因素进入自然环境，产生了一系列的作用和影响。一些污染物质在环境中的分散，富集或缺失，改变了环境“自然本底值”，造成了人体和生物体的某些有害物质的比例失调或相互颞颥，从而不断地干扰、破坏着生态平衡关系，又不断地建立新的生态平衡关系。

研究环境背景值，就是研究不同区域环境中化学元素（或化合物）的运动规律，探索化

学元素（或化合物）在空间、时间上的含量范围、分布特点和赋存状态。在了解环境背景值的基础上，通过对比调查，找出背景值异常的原因和污染过程的来龙去脉，查明自然资源破坏，环境质量恶化，环境病发生、分布的特点，研究了环境背景值的对比关系，可以找出协调生态平衡的条件，从平衡到不平衡的转化机制，据以研究达到新的平衡的途径和措施。对于我们将实现四个现代化的国家来说，应该对全国各地区，目前至少是重点地区的环境污染情况，做到有案可查。同水文、气象机构一样，通过大量的水文站网、气象台站所观测记录的资料，建立长期的国家科学档案，作为有关科学技术研究的依据。我国的环保科研机构，也应该对全国环境背景值累积系统的和大量的资料，建立国家环境档案，这是非常必要的基础性的科研工作。

环境背景值的含义，目前还缺乏统一的认识。概括起来大致有两种看法：一种是绝对的概念，姑称之为“绝对背景值”，即通常所谓的“自然本底值”，是指未受人类影响和未受人工污染的自然环境组成要素（大气、岩石、水体、生物体、人体）的化学元素（或化合物）的原始平均含量。看来，这种环境要追溯到没有人类活动之前。除地壳深厚及太空远处以外，这样的未受人类影响的环境，在世界上是很少存在的。研究这种自然环境，除从理论上探索外，也很少现实意义；另一种是相对概念，姑称之为“相对背景值”，是指受人类活动影响较小，在某些人工污染将要产生之前，在某一特定的时间、条件、地点下的自然环境组成要素的化学元素（或化合物）的初始平均含量，包括人工合成新化合物的最低含量。这种环境背景值是比较容易确定，也是有较大现实意义的。

我们所讨论的环境背景值，是属于相对背景值的范畴。对噪声、辐射性质、热污染等环境背景值的问题，不在这里讨论。

由于我国幅员辽阔，资源丰富，区域分异明显，自然环境复杂，在开展环境背景值工作中，应考虑以下几点：

1. 环境背景值的选点采样原则

环境背景值调查的选点采样，应根据不同目的而有所不同。

（1）以建立基本科学资料为目的的调查研究：在选点采样时，应特别考虑其全面性和系统性，以及典型性和代表性。应根据自然地带中各自然环境组成要素的地带性，地区性特点，进行全面的、系统的选点采样。

以土壤背景值的研究为例，在选点、采样和测定时宜考虑以下几点：

①土壤样品的选择 进行全国性的土壤背景值调查，可按我国土壤分类系统中的主要土类选点，以代表各自然地带和地区的典型土壤的形成特点和基本属性，为农业现代化中土壤的农、林、牧业综合利用，土壤污染防治及土壤环境保护提供基本数据。

②成土母岩的选择 土壤中微量元素含量与母岩有密切关系，在同一土类中还应对不同母岩上发育的土壤分别采样。

③土壤污染的调查 利用查访结合的方法，了解土壤污染的历史和现状，尽量在远离污染源或无污染的地方选点采样。

④土壤测定的项目和方法的统一 土壤背景值的测定项目宜以生命元素及地壳元素中的有害物质为主。对全国主要土类的背景值，应采取统一的检测方法，以便进行对比研究和全面、系统地积累全国的科学档案资料。

（2）以解决特定任务为目的的调查研究：如对大型工业、矿山基地，大型农业基地或大

规模地改造自然工程进行环境背景值调查研究时,应根据特定任务所规定的要求,进行选点、采样。例如:

①同为钢铁基地,如攀钢以钒、钛、钴、镍的污染为主,包钢则以氟的污染为主;同为氟污染,在包钢以大气污染为主,而在连云港的锦屏磷矿则以水污染为主。

②三峡水利枢纽建成后,水库库面“热水”排放,库内水温降低,会破坏水环境的生态平衡。在进行环境背景值调查时,则应在建库前后,依不同季节时间,按照水库的垂直分布和水平分布进行观测。

③在农业现代化基地中,对于施用化肥、农药及污水灌田过程中土壤环境污染的防治,如化肥及其微生物的环境污染、农药残毒污染及污水灌田前后对农田生态系的影响等,都需要进行背景值的调查研究。

④南水北调工程建成前后,需要研究沿岸的农业土壤是否会出现次生盐渍化?血吸虫是否随之迁移?因此,应研究环境中土壤的盐分背景值和水盐运动的变化规律;血吸虫的生活习性及其与生态环境的关系等环境背景的问题。

2. 环境背景值异常的分析

过去,我们调查环境背景值,多以地球化学中的“克拉克值”进行对比,同一化学元素的含量超过此标准值,常常作出系受人工污染的结论,事实上并不尽然。还应该作具体分析而后才能判定。例如:

(1) 根据我们在江苏的初步工作情况;

江苏沿海底质中,砷的含量达7.92—11.41毫克/公斤,汞的含量达0.003—0.025毫克/公斤。而在各该地区入海河流中的砷、汞值都很低。经过分析判断,说明这是由于物质的迁移和重新分配以及由于海潮顶托,流速减低,河流带来的污染物质累积沉积所致,而非人工污染。

苏南地区发育于各种残积、坡积物上的土壤中,汞的含量较苏北为高。砷、铬的平均含量,以石灰岩上发育的石灰性土壤最高,砂岩上发育的黄棕壤次之,花岗岩上发育的黄棕壤最低。其含量变化与成土母岩的背景值呈正相关,并不是人工的污染。

(2) 从海洋底质中微量元素的分布(如下表)来看,沿海底质中微量元素的含量,由于海洋环境中物理化学条件的不同,在大西洋和太平洋的沿海底质中的分布,就表现了明显的地区差异,其数值相差达2—4倍之多。因此,在研究环境背景值时,应考虑区域环境特点来加以具体分析,才能作出符合客观实际的判断。

海洋底质的微量元素的分布(ppm)

微量元素	沿海底质	大西洋深海底质	太平洋深海底质
Cr	100	80	77
V	130	140	130
Cu	48	115	570
Pb	20	52	162
Ni	55	79	293
Co	13	39	116
Mn	850	3982	12500

摘自——服部明彦编《海洋生化学》. P.176.1973。

(二) 环境容纳量和环境净化力的研究

环境中存在的污染物质的含量，浓度要达到一定的数值时，才对人类或生物产生不利的影响；在某一数值以下时，是可以容许的。不同的环境，这个数值不同，这就涉及环境容纳量（或承受量、负荷量）的问题。

环境容纳量是指整个环境或环境组成要素对污染物质的承受量或负荷量。环境中存在的污染物质低于这个数值，人类和生物能耐受适应，不致发生病害。污染物质高于这个数值，人类和生物就不能适应，即将发生病害。因此，研究环境容纳量，首先必须研究污染物质在环境中的迁移转化和归宿的规律，反过来也才能够为确定环境容纳量提供理论依据。研究环境容纳量，可以为环境质量的分析、评价，环境区划、环境规划提供资料；为国家制定环境标准及“三废”排放标准，以及环境保护的政策、法令等提供科学依据，不论在理论上或实践上都是极为重要的。

自然环境对污染物质究竟有多大的容纳量？不能笼统来提，应该具体分析研究各种不同的自然环境组成要素对各种不同的污染物质各有多大的容纳量？通过食物链的作用，对人体健康又有多大的影响和危害？因此，它是一个错综复杂的问题：既要研究污染物质的现存状况，又要研究它的运动转化规律；既要考虑它空间分布上的特点，又要研究它随时间推移上的特征，以及产生质和量上变化的转化机制。

我国是一个季风气候区，四季分明，夏季高温多雨，冬季寒冷干燥。自东向西，由南向北，生物、气候条件有很大的不同，水热状况有明显的差异。雨量从东南向西北减少，热量分布由南向北降低。物质运动随着生物作用、水热状况等物理、化学、生物学过程的不同，而表现出明显的地带性、区域性特点。湿热地区生物、化学作用强，污染物质的分解、分散作用较强，环境容纳量较大；干燥寒冷地区的物理机械风化作用强，生物、化学的分解、降解作用较弱，污染物质的富集作用强，尤其是易溶性盐类的积累作用较强，环境容纳量较小。所以，同一污染物质，在同一地区又因不同的季节变化而有不同的数值。因此，就要研究时间、地点、条件与环境容纳量的关系。

环境容纳量的大小与环境自净力的强弱有密切的关系。对不利条件下的环境容纳量的研究更有意义。

环境的自净过程就是污染物质在自然环境要素作用下，在物理、化学、生物学的运动形态下的消减过程。污染物质进入大气或水域，可被气流或水流的湍流的扩散、稀释；污染物质在土壤中可被微生物分解、降解、转化。这些作用过程是很复杂的。例如，同一数量的污染物质在黄河与长江的危害可能不同。长江流量大，扩散、稀释能力强、含沙量小、淤积少，污染物质的富集能力较小；黄河则反之。在同一河流的上、中、下游，各个河段的自净能力也不相同。上游河床比降大，湍流强度大，污染物质易于扩散、稀释，不易沉积于河床上。而下游比降小，湍流强度小，不易扩散、稀释，而易于随着泥沙淤积而沉积下来。我们必须研究和掌握环境本身的自净规律，并合理利用这种规律。

当然，环境自净力有一定的限度，但完全依赖采取工程措施，也有经济上，技术上的困难。只有在充分利用环境自净能力的基础上，辅以工程措施，加大环境净化作用，将是经济合理的。例如，湖北省鸭儿湖在治理工程措施上之所以取得显著成效，正是由于充分发挥了

环境自净与人工措施相结合的作用。

(三) 环境标准的研究

研究环境标准的主要目的是为了保护环境 and 保障人体健康。什么样的环境质量是对人体有害或无害？环境中污染物质的含量水平控制在什么范围就能保证环境不受污染或无须防治？这些都与环境标准有关。

环境标准或区域环境质量标准，是针对环境污染或社会公害而制定的，它是环境中“三废”物质的排放标准，对人体或生物体的安全浓度或毒物最高容许浓度，是制定国家环境保护政策和法令的主要依据，也是国家的科学档案基本资料。具有很大的理论意义和实践意义。

国外在制订环境标准方面，做了很多工作。以水质标准为例，世界卫生组织、联合国粮农组织的及美、苏、西欧、日本等国家，大多按生活用水和生产用水分别制订了饮用水标准、工业“废水”排放标准，农业灌溉用水标准、农药残留量标准、水产用水标准、岸边海水标准、辐射标准及底质标准等。

为了制订及改进这些标准，这些国家对其基础理论工作十分重视。例如美国（1977—1981年）环境科学规划在保证完成的五大项目中，就有环境规范的科学基础、环境控制标准的技术基础两大项。与此相适应地订了许多研究课题，并且归结到将生态学作为理论基础，系统地研究环境中的污染物对生物、生态学的影响和作用，并作为制订标准的依据。而且认为，环境标准的制订是使污染物质尽量减少到对生态系的任何明显的影响。

我国近年来也制订了一些环境标准，总结了一定的经验教训和积累了相当的科学资料。但是，由于我国的环境科学尚属新创阶段，不少是参照国外的标准。如前所述，环境科学的基本特点是综合性、区域性强。国外的环境标准不尽适合我国的情况。加上我们目前的测试手段较差、水平较低，在精度上也难以达到要求。

其次，我国目前所制订的一些环境标准，大多考虑的是急性中毒方面的标准，而对长期暴露条件下的低浓度、小剂量的有害物质的慢性中毒指标，人工合成化合物的协同作用等致毒机理，以及有毒物质持续作用的时间问题时，尚未进行系统的、全面的研究。

此外，在环境科学的基础理论研究方面，我们还有不少空白点，在制订环境标准的工作中，存在较大差距，应该迎头赶上。

总之，为了切实反映我国资源丰富，环境系统复杂多样的特点，迫切需要加强环境科学基础理论，基本问题和新技术的研究。为促进我国环境科学的发展，为适应加速实现四个现代化的要求作出贡献。

1978, 10.

生态毒理学的目的、任务和展望

丁 树 荣

生态毒理学 (Ecotoxicology) 既是环境科学的一个组成部分, 又是毒理学的一个新分支, 是七十年代新发展起来的一个分支学科。这一学科概念最初由法国 Truhaut 于 1969 年 6 月在一次国际会议上提出。科学联合会国际理事会 (ICSU) 的环境问题科学委员会 (SCOPE) 成立后, 由 Truhaut 组织和主持了一个生态毒理学研究组。以后几度在国际学术会议上讨论了该学科的定义。1974 年 5 月在加拿大魁北克举行了北大西洋公约科学委员会生态毒理学学术会议, 着重讨论重金属和有机卤素化合物的效应。1975 年 9 月建立了国际生态毒理学和环境安全协会 (ISEES), 成为国际环境安全学会的一部分, 并将出版专门的学术刊物——《生态毒理学和环境安全》。环境科学是综合性的边缘学科, 其分支很多, 生态毒理学这一新分支的出现引起了国际学术界广泛的注意。现根据近年来国外有关资料, 对此新学科作一概略的介绍。

生态毒理学的概念和目的

按照 1977 年 Truhaut^[1] 所下的定义, “生态毒理学是毒理学的一个分支, 它研究化学产品(天然物质或合成的污染物)及物理力对于在一个一体化的环境中组成生态系统的活机体群体(动物包括人、植物和微生物)的有毒效应”。生态毒理学与传统的毒理学之间的界限在于生态毒理学强调研究污染物对与其环境平衡的, 组成生态系统的活机体的群体的影响, 而传统的毒理学着重研究有毒物质对于个别机体的影响。毒理学是一个古老的学科, 多年来通过大量的对单一物种特别是人类的观察和实验, 早已积累了对生命机能及其相互关系的大量知识。现在, 随着环境问题的出现, 毒理学家必须扩大和转移其注意力于生态系统的其他部分的机能研究, 确定在群落、种群、个体、器官和细胞水平上的易受污染影响的脆弱之点, 并且由此协助生态学家解释所碰到的问题。生物圈作为一个整体, 在一种巨大的规模上表现各个生物种类的所有特性和机能, 生态学家要评价包括动物和植物不同种群的大小和相互作用。仅仅用传统的毒理学方法来评价污染的生态影响是不够的, 还必须了解生态系统的机能, 但是, 即使把生态系统作为中心问题来处理, 个体、种群水平的研究也还是必要的。生态学家传统上是与未受污染的生态系统打交道, 而毒理学家则习惯于研究少数种类, 包括人、实验动物和家畜, 生态毒理学的课题对生态学家和毒理学家提供了一个新的焦点, 生态学与毒理学相结合才能弄清污染物的有毒效应。很显然, 生态毒理学是生态学与毒理学相互渗透的边缘学科, 生态毒理学相对于人类毒理学而存在, 但相对于人类毒理学而言, 它的研究目前还比较薄弱。生态毒理学是环境科学领域中正在发展的生长点之一, 对于它的确切定义, 目前

还在讨论之中,但已逐渐趋向一致。例如加拿大 Butler^[2] 认为“生态毒理学是研究毒剂对生态系统影响的学科,它包括剂量及其有关效应的测定”。英国 Moriarty^[3] 同样认为“生态毒理学研究污染物对于生态系统的影响。”日本铃木继美^[4] 将生态毒理学定义为“研究化学物质对于在生态学方面看到的生物的影响的学科。”

生态毒理学的研究目的是提供定量知识,用来计算污染物从释放入环境到对接受体的剂量和效应,它牵涉到污染物在环境中的持久性,转化和迁移,在接受体中的代谢和剂量一效应关系,也包括应用这些概念来全面评价环境影响。生态毒理学研究的最终目的是建立起对抗环境污染物对生态系统的各种组成的有害效应的保护方法,为此,首先必须查明它的毒害。

生态毒理学研究的意义

一、仅仅从个体水平研究为传统的毒理学(其中发展的主流是人类毒理学)研究来认识污染物的毒害,还不足以达到全面的完整的认识,也就难以判明毒害的真正深度和广度。例如,尽管水体中某一污染物的浓度很低,不足以造成对生活在其中的水生生物的明显毒害,但经过食物链网的各级浓缩,生物体内含量可以逐渐扩大到成千上万倍,最后进入人体就可对人体造成危害。又如许多致癌剂都要先经过生物体的代谢转化才具有致癌活性。这都要从生态毒理学角度进行研究,才能查明。

二、环境保护的最终目的是保护人的健康。毒理学研究很自然地首先以发展人类毒理学为主流。但是,随着科学技术的进步与生产力的发展,以及生活水平和生活质量的提高,对“健康”一词的定义现在也有了变化。世界卫生组织(WHO)宪章对“健康”所下的定义是“一种完整的身体的,精神的和社会的幸福状态,而不仅是没有疾病和虚弱。”从这定义出发,就应该研究直接有害于其他生物从而间接地有害于人的健康的污染物的各种效应,这些都属生态毒理学范畴。例如:

1. 污染可减少人的食物来源,例如有毒工业废水杀死河、湖中大量鱼类,富营养化使水体缺氧,危害水生生物,氟烟或光化学烟雾使粮食和牲畜受害等。

2. 污染危害在农业上有益的生物例如蜜蜂、蚯蚓等,导致农作物减产。

3. 某些污染物或其转化产物可使食物链网中某些环节成为有毒的,影响食用价值。例如甲基汞污染鱼类,有机氯杀虫剂进入牛乳。

4. 病原细菌可以对抗菌素产生抗性。例如动物体内的细菌(肠杆菌科、假单胞菌等)因饲料添加剂而产生对抗菌素的抗性,这种抗性能通过质体转移而转移到人体中细菌上来,对人类健康是一种潜在的危险。甚至不一定要通过食物链,因为在自然条件下,细菌之间也可发生质体转移,这些动物的排泄物排放入环境就有潜在危险。

5. 污染可能减少纺织工业或森林木材及皮毛种类等原料资源,影响穿用,甚至因森林破坏而发生严重的气候变化和侵蚀。污染也可造成人工建筑物的侵蚀,影响居住。

6. 自然界的生物学平衡可能被扰乱,或影响有美学和文化价值的物种的存生,从而影响人的娱乐上的方便和使整个生活质量下降。例如 Rachel Carson 的著作《寂静的春天》中所谈到的农药对鸟类毒害问题。

7. 污染可使人所希望保持的生态系统得以连续存活下去的关键性物种减少甚至丧失,例

如分解者种类,特别是土壤动物群和调节土壤枯枝落叶分解和硝化作用的微生物群。

三、生态毒理学研究可为制订各种环境标准提供科学依据,例如渔业水质标准,污水灌溉标准,食品卫生标准等。

四、可以利用生态毒理学研究的数据控制污染危害。例如利用不同物种对同一污染物的敏感性不同,找寻对人低毒,无毒而对害虫高毒的杀虫剂;利用各种化学物质对生物毒性效应上的拮抗作用减轻污染的危害。

五、寻找污染对生物损害的早期指标,实现早期预报,以利于采取保护措施。

生态毒理学研究的主要内容

根据1977年 Truhaut^[1]的看法,生态毒理学研究包括三方面的内容:

一、污染物在物理环境中的释放、分布、行为及其与物理、化学环境的相互作用。

二、污染物进入生物学环境及其变化。

三、污染物在生态系统中各种水平上有毒效应的定性、定量研究。

以下分别举例说明。

一、污染物在物理环境中的释放、分布、行为及其与物理、化学环境的相互作用

主要是污染源问题,包括污染源种类、状态,影响分布的因素和发生的变化。现仅举出近年来国际上较为重视的几个事例,其余从略。

用氯气对自来水消毒可使水中有机微污染物氯化形成一些持久的有机氯物质,其中有的认为可以致癌。用臭氧处理水也可以形成,氮氧化物可通过“ $O_3 + NO \rightarrow NO_2 + O_2$ ”的反应放氧并减少在16~28公里高空的臭氧层,从而增加到达地面的短波辐射,增加皮肤癌的发病率。臭氧减少n%,则致癌活性增加2n%。 SO_2 与喷气式飞机所放出的 NO_2 都可以与上述NO同样的方式作用于臭氧。氟利昂(Freon, Cl_2CF_2)系列的致冷剂可达到同温层,受短波辐射分解放出Cl,通过“ $Cl + O_3 \rightarrow ClO + O_2$ ”的反应也减少臭氧层。

二、污染物进入生物学环境及其变化

1. 浓缩:研究生物链网的污染,特别是污染物在食物链网中的转移是很重要的课题。根据过滤的机理,鱼鳃和牡蛎的套膜可以机械地浓缩水中的污染微粒,现已发现沿澳大利亚和美国的某些受污染的海岸线的牡蛎,其套膜上皮癌的发病率高;加拿大的范库弗海湾和美国的加利福尼亚海湾的某些严重污染点上的鱼类的鳃癌频率高。给虹鳟塘中以受黄曲霉毒素污染的饵料,会广泛发生鱼的肝细胞癌。不同的器官、组织还可选择性积累,例如重金属在哺乳动物肾中或软体动物的肝胰腺中积累多,需要测定这些污染物质的临界浓度和生物学半衰期。

2. 代谢变化:污染物进入生物体内与酶系统接触,进行代谢,发生变化,可能有两种不同情况:

(1) 产生比原来分子毒性小一些的物质,即去毒作用,可能完全被生物降解掉。例如1978年 Pollero和 de Pollero^[5]证明土壤中的一种变形虫(*Acanthamoeba castellanii*)也能降解DDT。现代的趋势是要尽可能使用能被生物降解的物质,从生态毒理学的观点来说,这是一条正确的原则。

(2) 产生比原来分子更毒的化合物。例如;

①无机汞经微生物转化作用成为对高等哺乳动物具有神经毒性的甲基汞。

②在脱硝酸盐细菌作用下，从硝酸盐形成亚硝酸盐，它不仅比硝酸盐毒性大，而且可再与二级或三级胺类反应生成致癌的亚硝胺类。

③许多致癌剂和致突变剂必须先进行代谢变化才成为有致癌或致突变活性的。例如芳香胺的氨基经羟基化作用后，产生它的硫酸酯类，具有致癌活性。

④某些分子难于进行任何代谢变化，就积累在活机体中，增加毒性。例如一种除草剂和去叶剂 2,4,5-T (三氯 2,4,5 苯氧基乙酸) 生产过程中因管理不善而产生的杂质，例如多氯的对苯并二氧 8-羟基喹啉 (polychlorinated parabenzodioximes) 就是稳定，持久，易于生物积累的剧毒的致畸物质。

3. 与机体化学组成的反应 例如：

(1) 甲壳类能从海水中积累无机砷达到 20~30 毫克/公斤的浓度而不受毒害，很可能是砷与蛋白质相结合，否则这样高的浓度将是有害的。^[6]

(2) 许多致癌或致突变剂特别是属于烷化剂这一类的，其致癌活性是由于与核酸大分子上一定位置的分子起反应。

(3) 氧化乙烯可与无机氯化物反应生成有毒的氯醇，而无机氯化物在食物链网中实际上是到处存在的。

三、污染物在生态系统中各种水平上有毒效应的定性和定量研究

1. 毒性的各种形式

(1) 急性或亚急性毒性：在一次给予或很短期内连续给予足够大剂量的化学物质后立即产生的或在短期内产生的毒性。常用 LD₅₀, 96 小时 TL_m 值等表示。

(2) 由于小剂量重复吸收的比较长期的毒性：有时污染物的剂量小到不能引起急性毒性，但因反复吸收，毒性效应就在不知不觉之间加重，经过比较长的时期后表现出来。这有二种情况：

①剂量累积：例如重金属和芳族卤素化合物，原因有：物理的亲合力，例如在脂肪中的溶解度远远大于水，就易累积在体内脂肪中。还有化学亲合力，即可与一个特别的细胞成分结合。或者损害排泄器官以致难于从体内消除，例如重金属。

②累积的效应：有人以可致肝癌的偶氮染料甲基黄(对二甲酰基偶氮苯)饲养大鼠，每一个分别的剂量的效应积累，似乎是一种“绝对不可逆的效应”的加和。关于致癌剂有无剂量阈值问题现在还有争论，因为分子生物学的研究表明，与癌细胞增殖有关的核酸大分子的损伤是可以修复的。

小剂量长时间吸收所产生的作用与大剂量短时间吸收所产生的作用，有非常不同的症状。Schroeder^[7]称之为“隐秘的”毒性。问题在于长时间吸收的剂量达到多少才表现出症状来，必须研究出现这些指标的各个剂量与引起急性效应的剂量有什么不同。Suzuki和Miyama^[8]在饲料中拌不同剂量的甲基汞饲养小鼠时，观察到同一症状例如“尾的位置异常”在大剂量的 100 微克汞/克饲料组，脑中积累 45 微克汞/克脑，于第 16~17 天出现，而在较小剂量组(31.5 微克汞/克饲料)，脑中才积累 30 微克汞/克脑，到第 40 天出现症状。

(3) 由于吸收单一剂量的比较长期的效应

经过一定时间的潜伏期，污染物本身已从机体中消失以后，还可以对人或动物产生严重的效应。例如除草剂“百草枯”(Paraquat)当吸入一定剂量的当时，这种剂量仅使胃肠道有

轻度失调,但在几星期后,却可使肺上皮细胞中的成纤维细胞增殖,由于氧扩散的抑制而导致死亡。某些有机磷衍生物有迟发的神经毒效应,使中枢神经系统神经原轴突退化,发生脱髓鞘作用,导致麻痹。这些被称为“打了就跑”的毒物。急需研究它们的生化损伤机理。

(4) 致畸和致突变效应;污染物在子宫内造成对胚胎的毒性效应,产生畸形胚胎。某些具有遗传毒性的物质可产生突变。

(5) 其他:免疫抑制效应,行为效应,致敏效应等等。

2. 各种因素对于毒性或有害表现的影响

(1) 生物种类的影响

不同种的生物对于同一化学污染物有毒效应的感受性变化很大,因此,哺乳动物试验的结果外推到人就包含不肯定的因素,必须了解人与实验动物或其他生物的一致性和差异性。实验毒理学的研究结果还要结合流行病学的调查才能正确评价一个毒物。这方面事例很多。例如青霉素的毒性对豚鼠 LD₅₀ 为 6 毫克/公斤体重,而对小鼠却是 1800 毫克/公斤体重,大约少 300 倍。黄曲霉毒素对小鼠致肝癌不敏感,但 DDT 却很易使小鼠诱发肝癌。棕色鹈鹕 (*Pelecanus Occidentalis carolinensis*) 母鸟体中残留的 DDE 可使其所产卵壳变薄,导致种群下降或灭绝^[9], 这种鸟一次所孵卵数较少,因此卵的孵化成功率对其种群维持就非常关键。而 DDE 残留对灰色苍鹭 (*Ardea cinerea*) 虽也可致卵壳变薄,但它一次能下更多的卵,可以卵的数量来弥补孵化上的损失,所以对其种群几乎没有效应^[10]。

感受性的差别通常用代谢转化过程的差别来解释,但不一定都是如此。鸡对三原甲酚磷酸盐 (Triorthocresol phosphate) 敏感,易发生麻痹,但在大鼠中代谢这些化合物的过程与鸡类似,但大鼠却不易发生这种性质的麻痹,也就是对这些化合物不敏感。这方面的研究,特别其生化机理研究,在生态毒理学中占有重要的地位。

还可以利用这种选择性来指示污染物,作为生物监测手段。例如藻类和海星对铜很敏感,鲑鱼很易被黄曲霉毒素诱发肝癌。有的生物对某一类化学物质具有抗性,例如鹈鹕吃一种伞形科植物的果实,其中含有毒芹碱,却不受害,但人吃了吃过此种果实的鹈鹕的肉却会中毒。马拉硫磷比对硫磷对哺乳动物的毒性小 150 倍至 200 倍,但他们对大多数昆虫的毒性却相等,这是寻找高效、低毒、低残留的新农药的一个比较好的例子。温血动物对除虫菊酯实际上不敏感,是很有价值的农药。

生化机理研究清楚的不多。蜗牛的血色素是血兰蛋白,其辅基含铜,蜗牛对一氧化碳的毒性效应有抗性,是因为一氧化碳对铜色素的亲合力弱,而对含铁的血红蛋白类型的血色素亲和力强。

(2) 发育阶段的影响

① 胚胎对毒性效应的敏感性:在人类毒理学中已公认胎儿对毒物是特别敏感的。催眠药 Thalidomide 是一个惊人的例子。这种药在 1957 年正式出售使用以前也做过常规的毒理试验,当时认为它是所有安眠药中毒性最小的,但后来有一位孕妇在胚胎原基形成阶段(即怀孕后第 23 天至 40 天)吃了此药,生出畸胎。许多国家在那段时期也出现了类似事件。从此才规定对一个新药的毒理试验必须包括致畸效应试验在内。对胚胎的毒性还不限于致畸,怀孕的大鼠注射一次非常低剂量的 N—亚硝基—N—甲基尿素后,生出来的大鼠一直长到成熟才发生脑瘤。也就是,有些胚胎效应要隔一个非常长的时期才会表现出来。

② 幼年的敏感性:在人类毒理学中已确知婴儿和幼儿对许多毒物特别敏感,是因为代谢

上的不成熟性, 缺乏某些去毒酶类, 特别是在肝脏的微粒体中。此外, 也因中枢神经系统敏感性高, 某些血浆蛋白组分缺少。鱼苗、雏鸟等生物的早期阶段具有较高的敏感性, 这对于种群的繁殖与保持, 显然具有关键性, 因而有很大的生态毒理学意义, 需要特别注意, 加以特殊的检测。

(3) 污染物之间或各种因素之间相互作用的影响

人和生物在生物圈中都不是仅仅暴露于单一的污染物, 而是受到任意施加在一起的许多因素的共同影响。这些因素之间会发生拮抗作用, 例如有机硫衍生物与臭氧或氯蒸气对高等哺乳动物有拮抗作用。又如硒对汞的毒性有拮抗作用, 1978年 Chmeilnicka 和 Brzeznicka^[11] 发现硒能减少长期口服汞化合物后所造成的对大鼠肾中金属巯基组氨酸三甲基内盐 (metallothionein) 生物合成的刺激作用。具有协同作用的例子有: 同时暴露于二氧化硫或烟草的烟和石棉; 致癌的多环芳烃与正十二烷等溶剂; 实际生产中已利用胡椒基丁氧金属 (Piperonyl butoxide) 和除虫菊酯类的协同作用。有些物理因素如辐射能加强化学制剂的毒性, 最近发现噪声也能加强。在这方面, 研究酶的诱导作用和抑制作用具有很大价值。

3. 建立剂量—效应关系的重要性

早已建立了药理学和毒理在学中的剂量—效应关系的原则, 这一原则要求可能受到暴露活的机体所吸收的剂量必须这持小于毒性阈值的剂量。生态毒理学的研究必须不仅定性而且定量, 才有可能建立允许或耐受限值。人类毒理学在建立剂量—效应关系方面已很有成效, 相比之下, 生态毒理学迄今的研究大量的还是定性的。要有适当的采样和分析方法, 对暴露的剂量要有专一而正确的测定。

生态毒理学的研究方法

一、生态系统的复杂性要求研究方法的综合性

既然生态毒理学着重研究污染物对生态系统的影响, 就要考虑到生态系统的复杂性。污染物可以直接影响个别机体的机能, 也可以间接地改变其自然环境。一定量的污染物通过毒理学的测试虽然可以准确地作出报告, 假定能杀死20%的某种野生生物, 但这对种群数量有何效应? 最终影响群落的大小还要决定于许多因素, 包括其他种类的相互作用, 因此杀死20%可能最终导致的不是提高, 就是降低, 或者没有显著的效应^[12]。在此就明显地看到, 传统的毒理学研究虽然必要, 但却不够。在理论上, 生态系统的任何组成会影响其他任何部分, 在实际上, 一些表面上无关的事, 却能互相起着很重要的效应。例如, Ashton 发现, 在澳大利亚, 一种桉树 (*Eucalyptus regnans*) 树林之所以能持续存在, 依赖于自然火灾周期性地摧毁, 但火灾也暂时地摧毁了其他经常妨碍桉树出苗的树种^[13]。现代我们对于生态系统的机能以及污染的生物学效应的知识都知之甚少, 许多效应未被监测到。受到一种污染物影响的面积愈大, 重新集群 (Recolonisation) 所需要的时间也就愈长。对于一个群落的效应可能需要一个很长时期才表现出来。污染物可能改变群落的演替。基于以上这一切, Moriarty^[13] 建议, 要就相对简单的野外情况进行工作, 并在实验室内对一些有意义的方面加以模拟研究, 将实验室研究结果与野外研究的结果相比较, 相互结合, 相互启发和补充, 才能修改和发展观念, 取得生态毒理学研究的进展。

根据 Mittinen 等^[14] 的报告, 对一个污染物进行生态毒理学评价需要考虑以下六种因

素：制造和释放的数量，在环境中的持久性，在环境中的迁移，在接受体中的代谢，剂量—效应关系和总体影响上的评价。

二、一般研究程序

Butler^[2] 对于某些污染物的生态毒理学研究计划，提出了一个一般程序如下：

1. 识别污染源和接受体。
2. 对途径作粗略的定量研究。
3. (1) 建立一个环境迁移模式。
(2) 研究污染物在接受体中的代谢。
4. (1) 收集野外数据以证实迁移模式。
(2) 污染物毒理学的实验室研究。
5. (1) 测验迁移模式的健全性。
(2) 收集关于污染物对群体效应的流行病学资料。
6. (1) 根据更正确的数据修改原来拟定的模式。
(2) 作出危险性的估计。
7. 作出由于污染物释放所致对接受体的危险（以及群体剂量）的估计。

三、通过实验室模拟水生生态系统中污染效应的方法。

野外研究中通过监测水生生物区系可以证实一些污染的特殊效应，但难以确定是否所有的效应都是有害的。种的分散度和相对丰度的变化是逐步的，而且不易与自然群体的波动区别开来，因此有必要在实验室条件下研究污染物对食物链的效应，而不仅研究对个别物种的效应。英国艾伯定(Aberdeen)港市的海洋实验室自1964年以来就研究海洋食物链，他们的一些研究方法已被用来研究污染物对部分食物网的效应。Saward^[15]介绍了一个简化的浮游植物——樱蛤——鰈鱼三个营养级的食物链模拟系统。变态后不久的幼鰈 *Pleuronectes platessa* L.) 以一种双壳类软体动物樱蛤(*Tellina tenuis* Da Costa)的可以再生的水管为食，樱蛤又以浮游植物为饵料。分别研究了铜、汞、镉和铅等污染物在玻璃纤维槽生态系统中的物理和生物组成中的分布，其次，测定污染物对这三级的代谢效应。浓度为10微克/升的铜对食物链有不利的效应，减少了光合作用的初级生产，影响樱蛤和鱼的生长和状态，而这些铜浓度的水平仅比在克莱德(Clyde)的欧文湾(Irvine Bay)所测得的铜浓度高2~3倍。从欧文湾采集到的樱蛤体内铜的水平与模拟系统中在10微克铜/升下暴露100天后的樱蛤标本中的水平相类似。这种模拟方法的实验结果能与自然环境相联系，把概括的观察与监测计划的结果结合起来，能比短期研究提出更切合实际的安全浓度水平的评价。事实证明，此方法是可行的。

生态毒理学的展望

综上所述，生态毒理学研究所要涉及的生物种类极为繁多，面临的问题十分复杂，而现状却是仅仅研究过少数种类的生物，而且还大部分限于急性和亚急性毒性研究，低剂量，长期暴露的慢性研究进行得很少，实验室研究与野外工作相结合的研究还开始不久。要从事这一艰巨任务必须有各个学科之间的大协作，首先是生态学和毒理学各分支学科之间的协作，这种大协作还要求在世界范围规模上的协调。在这种协作中，分析科学工作者将起特别积极

的作用,因为污染物在环境中受到了极大的稀释,如果没有灵敏的、专一的分析方法,就不可能探测污染物的存在并确定暴露的剂量,也不可能研究污染物及其降解产物通过生态系统的转移,并研究生物学半衰期,排除速率等等,总的是不可能测定污染物在生物圈中的化学生物动力学(Chemobiokinetics)。

需要在世界范围内调查出一份能够进入环境的污染物的清单,包括生产规模、使用方法、在气、水、土、生物各部分的分布量。

对污染物的生物学效应特别是有毒效应的知识也要加以登记整理,建立国家的、国际的数据库,从而制订出生态毒理学的标准,提出允许限度,并且不断根据新获得的生物效应知识对标准加以修改补充,使之日趋完善。实在说,测定组成生态系统的动、植物、微生物中的临界浓度,要比以人为对象在取样上方便得多,局限性小得多,这是有利的一面。

要广泛深入开展生态毒理学研究,首先必须制订出适当的研究方法,既有常规的测试(急性、亚急性、慢性毒性试验),这要求做到规范化;也有深入的研究,以进行器官和系统的机能上的探索,或者生物化学机理的研究。这类研究需要运用解剖学、组织学、生理学、生物化学、免疫化学、分子生物学、遗传学等基础学科的方法,这一点与人类毒理学的情况相同。事实上,生态毒理学的研究在方法学上很多要借鉴于传统的毒理学。然而有别于传统的毒理学的是它还要了解所研究的生物对象的性质、生境、生活方式,所受各种环境因素的影响;十分重视各项参数的完整性,考虑一个特定的污染物对一个生态系统的特定的组成的效应,从整体上来考察对一个生态系统的可能后果。因此,必须制订预报模式,实验室研究必须补充以规模大得多的野外研究。至于化学分析所提供的环境监测数据应该以连续监测为基础。

由于污染物种类繁多,当决定了研究方法以后,就要按照轻重缓急,确定哪些污染物作为重点,优先研究它们的生物学效应。可以按照下列标准来选择重点:

- 一、污染物释放到环境中去的数量。
- 二、在环境中持续存在的程度,也就是稳定程度。
- 三、污染物或其降解、代谢产物在生态系统的组成中的积累能力,特别在食物链的环节中。
- 四、污染物的毒性潜力的性质和严重性。对致畸剂,致癌剂和致突变剂等要特别加以注意。
- 五、生物群落受到暴露的程度,特别是人类中的某些关键性人群,例如婴儿、幼儿及受职业性暴露的工人。

还要看到,生态毒理学虽然是一个新的分支学科,本身尚处在孕育发展之中,但也有其自己的分支。1972年Sargent^[16]将农业革命化后人间化了的生态系统称为人类生态系统,(Human Ecosystem),铃木继美^[4]定义人类生态毒理学(Human Ecotoxicology)是“从生态学的观点来研究人类毒理学”。人们职业、文化、生活方式上的差别的多样性与自然地理条件的多样性综合在一起,再加上多种化学污染物的相互作用,要阐明这种多样性及与毒理变化的关系并非易事。可举二例说明:1966年星野等^[17]调查发现,从外国归来的日本人的毛发中的汞浓度随回国后的经过时间而增加。铃木和大田^[28]报告,移居到南美去的日本人,其移居在巴西北部的人毛发中汞浓度与在日本居住的日本人有同样的水平,而移居在玻利维亚的日本人,毛发中汞浓度就低。推断这两件事都与食用含有甲基汞的鱼的数量多少有主要

关系。

总之, 由于环境中各种各样的污染物所造成的对人类健康直接的或间接的危害, 研究污染物对生态系统的效应问题已经提上日程, 毒理学家的注意力已经扩展到除人、实验动物和家畜以外的生物系列, 也从个别物种扩展到种群。在生态学与毒理学接合点上孕育出来的生态毒理学学科有着广阔的领域, 面临着复杂的任务, 同时也具有很大的发展前途, 它的发展有助于全面地、完整地在生态系统各种水平上阐明环境污染物的有毒效应, 从而制订出有关的标准、阈限, 提出环境保护措施。环境现代化是四个现代化的重要组成部分, 随着我国社会主义现代化建设的进展, 环境科学必将有一个巨大的发展, 在我国, 积极开展生态毒理学的研究, 已成为环境科学工作者的一个必要而迫切的任务。

参 考 文 献

- [1] Truhault, R., (1977) In: The Evaluation of Toxicological Data for the Protection of Public Health, Ed. W. J. Hunter and J. G. P. M. Smeets, Pergamon Press, pp. 231—234, 373—413.
- [2] Butler, G. C. (1977) In: The Evaluation of Toxicological Data for the Protection of Public Health, Ed. W. J. Hunter and J. G. P. M. Smeets, Pergamon Press, pp. 265—279.
- [3] Moriarty, F. (1977) In: The Evaluation of Toxicological Data for the Protection of Public Health, Ed. W. J. Hunter and J. G. P. M. Smeets, Pergamon Press, pp. 281—287.
- [4] 铃木继美, (1977) 人间生存と自然环境, 佐佐学, 内藤正明, 安野正之编, 东京大学出版社 pp. 331—341.
- [5] Pollero, P. and de pollero, S. C., (1978) Bull. Environ. Contamin. Toxicol., 19, 345—350.
- [6] Coulson, E. J., Remington, R. R. and Lynck, K. M. (1935) J. of Nutrition, 10, 255—270.
- [7] Schroeder, H. A. (1973) In: Essays in Toxicology, ed. W. J. Hayes, Jr., Academic Press, pp. 107—199.
- [8] Suzuki, T. and Miyama, T., (1971) Industr. Health, 9, 51—58.
- [9] Blus, L. J., Joenen, T., Belisle, A. A. and Prouty, R. M. (1975) Bull. Environ. Contam. Toxicol., 13, 646—655.
- [10] Milstein, P. Le S., Prestt, I. and Bell, A. A. (1970) Ardea, 58, 171—257.
- [11] Chmielnicka, J. and Brzeznicka, E. A. (1978), Bull. Environ. Contamin. Toxicol., 19, 183—190.
- [12] Dempster, J. P., (1975) In: Organochlorine insecticides: Persistent Organic Pollutants, ed. F. Moriarty, Academic Press, pp. 231—248.
- [13] Evans, G. C. (1976) J. Ecol., 64, 1—39.
- [14] Miettinen, J. K., Rahoja, T., Hattula, T., Rissanen, K. and Tillander, M. (1971) Ann. Clin. Res., 3: 116.

- [15] Saward, D. (1975) In: Ecological Toxicology Research, Effects of Heavy Metals and Organohalogen compounds, Ed. A. D. McIntyre and C. F. Mills, Plenum Press, pp. 86—90.
- [16] Sargent, H. F. (1972) Arch. Environ. Hlth., 25, 229—233.
- [17] 星野乙松, 丹沢珪子, 长谷川嘉成, 浮田忠之进, (1966) 卫生化学, 12, 90—91
- [18] 铃木继美, 大田庸起子 (1969), 日本公卫志, 16, 769—770.