

专论与综述

海水水质的“基准”和“标准”

李少犹 刘建明 周秋麟

(国家海洋局第三海洋研究所)

控制污染物向海洋排放是当前世界上防治海洋污染的主流方向,但这种控制能否严密而合理,首先取决于制定并颁布海水水质标准。目前由于人们对海洋环境科学知识的局限和各国社会及自然条件的不同,制定海水水质标准的原则、方法和依据并不一致,这就导致标准值也有差别。然而,海洋本身却是一个相互连通的整体,海洋污染往往具有区际、国际的特点,因而很有必要对有关的基本概念和立法程序进行探讨,以便为确立适合我国国情和国际合作需要的海洋环境标准体系提供基础。我们认为,比较科学而合理的程序应包括两个阶段:其一,在现有的实验研究和现场调查的科学资料基础上,先行评定海水水质基准(以下简称“基准”);其二,以“基准”为基础,结合考虑特定保护海域的区域性自然条件和社会经济问题,再行制定海水水质标准(以下简称“标准”)。

定义。一般说来,国外有关概念如果只有一种统称,其意指“污染物排放到指定水域的水污染容许的限度”。国内有人主张将“基准”广义地定义为:曝露于某一特定环境中的对象,受污染物干扰所引起的危害作用和(或)讨厌程度,即污染物和受害对象之间的量的关系;而将“标准”下定义为:由政府(管理部门)所制定的强制性的、硬性的规定,它是环境保护政策的决策结果,环境保护法的执行依据。并认为,一般标准的制定是从基准出发的,具有严格的科学性,但和基准不同,基准没有实现的时间和应用的空的具体规定,而标准则要规定在一定时间和一定地理区域内污染物不得超过的范围。总之,“基准”和“标准”是两个既相关而又一定不能混淆的概念。有了这样两种概念,就可以清楚地表达海洋环境保护中人类利益的自然和社会两种需要的差距和协调(图1),尽管世

一、“基准”与“标准”的异同及相关

(一) 概念

目前,世界各国有关的概念提法差异较大。苏联只提一种“最高容许浓度”;日本所谓的基准其实质是标准;欧洲经济共同体提出两种:指标值(Guideline)和命令值(Mandatory);美国国家级提出基准,州级以下颁布标准;联合国海洋污染科学问题联合专家组(GESAMP)对海水水质提出“基准”(Criteria)和“标准”(Standard)两种概念,并赋予严格

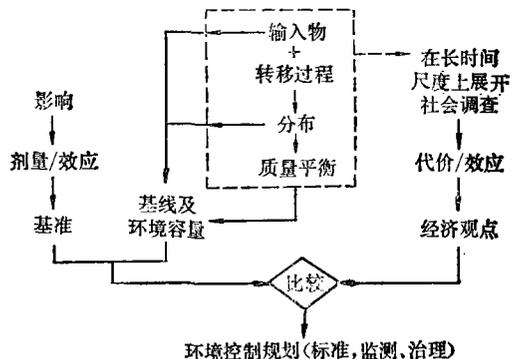


图1 “基准”与“标准”的关系

界各国有关概念的提法不一致,但均优先考虑保护人体健康和生物资源的安全,一般也优先制定并颁布沿岸水的水质标准。

## (二) 科学依据

“基准”是根据海水的用途来评定的。“基准”的科学依据属于自然科学范畴,其数据基础来自于海洋污染的实验研究和现场调查。核心的问题是各种水质要素(包括污染物)对于靶系统(人体、生态系及生物资源等)影响的剂量/效应定量因果关系。就保护人体健康的“基准”而言,它的数据基础大致包括四个方面:环境毒理学、临床实验诊断学、流行病学和美学。就保护生物资源的“基准”而言,它的数据基础主要包括污染物对各种水生生物及饵料生物的生活史各个阶段影响的剂量/效应资料。历史上许多这类“基准”普遍采用急性中毒(存活率和致死率)资料,近年来强调采用各种长期慢性影响资料,现在也正致力于研究致癌、致畸、致突变以及生理习性改变等问题。总而言之,“基准”的科学依据的数据基础,目前正向宏观的生态系统效应和微观的分子生物学效应两个方向扩展,但某些指标生物(如贻贝等)的有关数据仍应受到高度重视。

“标准”作为水法规的组成部分,一般是以“基准”为基础,经过一定的技术程序处理,并结合考虑被指定保护海域的区域性自然条件和社会经济代价/效益问题综合评定的。因此,它的科学依据包括了自然科学和社会科学两个范畴。就“基准”实施海域的区域性自然条件而言,其实质是确定该海域的“基线”(指现有污染水平)和区域性环境容量(指定时、空的纳污能力)。特别是未污染海域的基线,对于确定“标准”的起始点极有参考价值,而该海域的环境容量决定了“标准”立法过程中作出宽严估价的科学基础。目前,在一个指定的海域的环境容量计量问题尚未解决,代价/效益问题除了违章罚款外也未能搞出一套完整的经济理论和统计方法。尽管如

此,在未能定量估计这些因素之前,起码也应有定性的要求,并应该考虑以奖惩手段作为经济杠杆。

## (三) 评定方法

目前评定“基准”,主要还是依靠“紧要途径法”这一手段,确定剂量/效应的定量因果关系。但是,究竟选择哪一种解释方法却取决于被保护的用途和用途。例如,在解释与人体健康有关的“基准”时,可以根据某一种日常大量食用的鱼产品中污染物浓度进行解释,但也可以根据同一污染物在这种鱼类生活的水中(或其他有关介质中)的浓度进行解释,但是却要给出与这两者相关的必要数据。有关数据的处理,可以采用归纳法,亦可采用演绎法。实际上,考虑到各种污染物在海洋环境中是普遍存在的,它们对靶系统所产生的效应是协同、相乘、拮抗综合作用结果,而靶系统本身及产生的效应也具复杂多变的特点,特别是海洋生态系统更加如此。将来评定“基准”,如果要综合分析污染物对靶系统影响的剂量/效应定量因果关系,从理论上说将成为一个复杂的数学问题。应将前者作为输入变量,将后者作为输出变量,评定“基准”必须发展一套数学模式(一般应为多元分析非线性模式)来分析上述两组变量的相关。当前,“质量平衡法”的发展和完善,为建立这种模式提供了可能性。

“标准”的评定实质上是一个立法过程,它需要自然科学和社会科学家共同作出努力。目前,由于海洋环境科学的发展尚处于早期阶段,能够提供作为“基准”的科学依据仅具相对的科学性和合理性,特别是主要依据实验研究资料评定“基准”时(往往如此),自然科学家因为立法的科学依据不足而无法解释社会科学家的种种质询。同时,由于制定“标准”所需的代价/效益(危险)因果关系的经济理论和统计数据的缺乏,这也从根本上削弱了社会科学家的立场。因此,从“基准”出发经过考虑被保护海域的区域性自然

条件特点, 权衡过代价/效益(或代价/危险)问题后, 过渡成为“标准”立法, 两者差异往往很大. 所以说能够通过这一程序产生出来的“标准”立法, 必然是人类健康和福利中自然和社会因素平衡的结果, 其实质是人类社会需要与大自然法则的妥协.

**(四) 发布权限及“标准”的应用**

由于评定“基准”的核心问题是剂量/效应定量因果关系, 纯属自然科学范畴, 因此发布“基准”基本上是自然科学家的责任. 它有时可由某一权威科学机构或管理当局发布, 有时甚至可由某一科学团体或个人提出. 这样, “基准”的权威性就与发布者本身的权威性有关. 但它并没有法律上的约束力, 仅有在学术上作出判断的价值.

“标准”只能由国家的立法机关或法律赋予的具有颁布行政法规的主管部门来颁布. “标准”一经颁布就具有强制执行的法律约束力.

“基准”的审定应包括下列内容: 各个水质要素的一个主要基准或若干个基准的扼要说明、陈叙性介绍、原理阐述(主要说明其合理性, 论证基础是剂量/效应定量因果关系)和所引用的文献. 各个水质要素可以有一个以上的基准, 用以保证海水的用途或条件也在一种以上, 并可规定一个适当的安全系数, 用以保护不同季节或不同区系的生物种群. “标准”的审定除应包括相应的主要“基准”内容外, 还应着重说明修正基准的理由, 其中包括区域性的特殊要求、水质污染的基线描述、环境容量的评价以及代价/效益(危险)的社会经济统计资料等, 并列出来阐述上述理由所引用的参考文献. “标准”保护的海域水质往往具备多种用途, 这样该海域的“标准”基础必须是最重要用途的“基准”, 至于其他用途则应按对水质的要求逐级列入. “基准”和“标准”应用时, 其准确程度都必须与它们所应用的海域自然特征和空间范围联系起来. “标准”只能在特定海域的空间范围内具

有法律效力.

**二、“基准”过渡为“标准”的有关原则问题**

从海洋水质规划与管理来说, “基准”过渡为“标准”的立法过程, 实质上是从科学目标转变为行政目标, “标准”一旦为法律所确定即产生法律效力.

**(一) 时间因素的考虑**

从理论上说, 污染物对靶系统的毒性效应应看成是生物(或生物群体)效应、毒物的剂量和作用时间三个因素相互作用的结果(图 2). 表达这种相互作用的图形应该是三

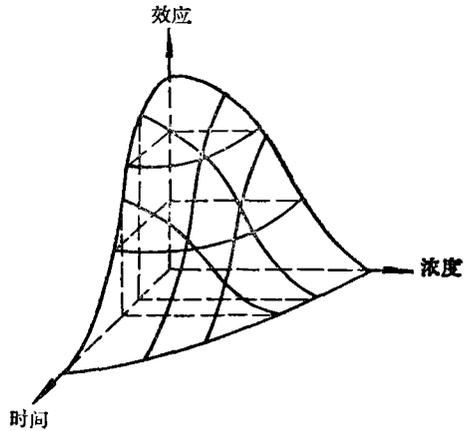


图 2 毒性效应和毒物浓度及作用时间的关系

维空间的曲面. 在生物学效应固定的情况下, 毒物剂量(表达为“基准”值)与作用时间的相关, 在此曲面上应形成一函数曲线. 曝污时间的长短和断续, 对于污染物的容许浓度有很大影响. 这在理论上说明, “基准”过渡为“标准”应该考虑作用时间. 实际上, 在一个具体海域中, 污染物的排放并非是持续不断和速率均匀的过程, 海域的用途也往往具有时间性(渔汛、养殖季节、海水浴期、旅游旺季等), 考虑到一般“基准”的评定均将作用时间作为一个持续因素处理, 这并不符合实际情况. 可是, 目前从“基准”过渡为“标准”时, 现有研究尚无法定量地反映时间因素.

作为一种间接的替代办法,在某些国家的“标准”中,规定了“标准”应用的季节、采取水样的时间、样品超标百分率等。

### (二) 空间范围的指定

由于自然和历史的原因,海洋特别是沿岸水域,海水利用和排污倾废纵横交错,各方面的不同要求和利害关系存在尖锐复杂的矛盾。这就要求在空间上按照功能分区的原则对海域进行合理的规划。即使单纯从控制排放角度出发,人类生活圈中产生的污染物进入海洋后也有一个稀释扩散过渡空间,为了把排放控制在使受纳水域的污染不超过危及某种用途的程度,也需要规定出保护范围的大小。因此,对某个具体的海域来说,必须按照它的主要功能(用途)选择相应的“基准”,在指定的空间范围内过渡为具有法律效力的“标准”,并设置相应的监测网点。这种指定权限本身也具法定性质,它属于环境保护主管部门的职权。至于空间范围指定的方式,世界各国并不相同,概括起来主要有两种类型:其一,由中央主管当局发布国家“标准”,而由地方主管当局根据国家“标准”的功能分区的原则划定海域范围,确定地区“标准”;其二,由中央主管部门发布国家“基准”,而由地方主管部门按功能分区的原则规划海域的范围,根据水质的主要用途,按国家“基准”确定地区“标准”。究竟采用哪种类型比较合适,应根据各国国情作出安排。

### (三) 宽严原则的掌握

对于一个业已划定空间范围的被保护海域来说,根据“基准”确定“标准”孰宽孰严,必须考虑海域的自然特征,其实质取决于该范围内海域的基线和环境容量。如果仅考虑自然净化能力,这里所谓的环境容量就是指当实施“标准”的某个海域的水质能够维持在“基准”水平时,该海域所能容许的最大污染物负荷量。它主要包括污染物向被保护海域外迁移和有机物矿化后为生物所利用两方面的能力。当然,这是一个与时间和空间都有

密切相关的水域自净作用问题。基线调查所获得的现有污染水平资料,就成为计量该海域环境容量的起点。在一个环境容量大的具体海域范围内,“基准”完全可以从严过渡为“标准”,这样不仅无须付出多大的社会经济代价,就可以获得高质量水质所带来的更大经济效益。至于在一些局部污染已很严重,环境容量很小甚或消失的封闭性、半封闭性海域,为了防止污染蔓延导致水质进一步恶化,也应制定水质控制规划(包括“标准”),但只能分阶段实现目标。在要求“基准”放宽过渡为“标准”时,该海域的基线和环境容量就成为作出估价的科学基础。应强调指出的是,这种放宽应以不直接危害人体健康为限度。由于海洋与大气不同,人类的生活圈相对于海洋来说还是一个比较独立的封闭体系,采取妥善的措施完全可以做到这一点。

### (四) 分类分级问题

因为“基准”是根据海水的用途来评定的,所以“基准”必须以分类的形式表达。目前,海洋水质的“基准”主要分为三大类别:卫生、水生生物保护及一般景观。但是,“标准”指定保护海域的水质往往具多种用途,不同用途对水质要求的高低不同,“标准”为了使该海域的多种用途都获得保护,必须要求以分级形式表达。因此,从“基准”过渡为“标准”就要求分类分级予以归纳表达。

### (五) 社会经济学观点

作为一个总的原则,从“基准”过渡为“标准”必须以最小的代价获得保护水质而产生最大效益。这样就要考虑与人类的健康和福利有关的各方面利益都要获得保护。因此必须仔细调查研究被保护海域的受到不同程度污染危害的人口和地区特点,定量地权衡各有关方面所付出的代价和所获得的效益的比例关系。其中核心问题是不同的社会制度和经济发展水平将有不同价值观点和价值标准,而出于政治动机的考虑往往成为决定因素。为此,在从“基准”过渡为“标准”时,起碼

必须定性地估计政治经济观点在这一过程中正或负的相关。

总而言之,对于历史上国内外有关的“标准”及其产生过程进行分析和比较,可以认为采取上述从“基准”过渡为“标准”的立法程序,能够较好地平衡和协调环境保护中下列几个关系: 1. 人类利益的自然因素和社会因素, 2. 环境管理体制的中央和地方的关系, 3. 海洋环境保护中规划利用海水和合理控制排放, 4. 海洋水质规划管理中水质评价和水质控制, 5. 海洋环境问题的矛盾普遍性和特殊性。这一点对于发展中国家,如何切实做到既发展工业又保护环境,尤其具有现实意义。

参 考 文 献

- [1] 李少犹, 海洋环境质量标准的科学基础探讨, 见《环境科学研究与进展》, 288—303页, 科学出版社, 1980年。
- [2] 日本环境厅总务课编集, 《环境六法》, 277—302页, 1976年(昭和51年版)。
- [3] Патин, С. А., Зоны, эффекты и критерии оценки токсического действия, —Влияние загрязнения на биологические ресурсы и продуктивность Мирового океана, с. 89—94, 1979.
- [4] GESAMP, *Principles for developing coastal water quality criteria, Report & Studies, No. 5, FAO, 1976.*
- [5] EPA (US), *The philosophy of quality criteria, Quality criteria for water, pp. 1—5, 1976.*
- [6] Renshaw, D. C., *Water Pollution Control, 78(2), 178—183(1979).*
- [7] Gassilina, N. K., *Water Pollution Control, 78(2), 244—231(1979).*

### 污染源评价方法之探讨

程 子 峰

(中国环境监测总站)

近年来,我国一些城市、地区和流域开展了污染源调查并对污染源进行了评价工作。目前国内采用的评价方法主要有二种:

1. 等标污染负荷法,其计算公式如下:

$$E_i = \frac{C_i}{C_{i0}} Q_i \cdot 10^{-6} \quad (1)$$

式中,

- $E_i$ ——污染物  $i$  的等标负荷指数;
- $Q_i$ ——含污染物  $i$  的介质质量;
- $C_i$ ——污染物  $i$  的实测浓度;
- $C_{i0}$ ——污染物  $i$  的评价标准。

由等标污染负荷的百分率确定主要污染物和主要污染源。

2. 排毒系数法,其计算公式如下:

$$F_i = \frac{m_i}{d_i} \quad (2)$$

式中,

- $F_i$ ——污染物  $i$  的排毒系数;
- $m_i$ ——污染物的排放量;
- $d_i$ ——能够导致一个人出现毒作用反应的污染物  $i$  的最小摄入量。

排毒系数法与等标污染负荷法之差别仅在于所采取的评价标准不同。用排毒系数法评价污染源采用污染物毒作用阈剂量作为评价标准,在一定程度上反映了污染物作用于人体产生的影响,这是用排毒系数法反映污染源排放水平的可取之处。

等标污染负荷法和排毒系数法的共同特点是引入了评价标准,将污染源排放的污染物变成量纲统一的量,使各种污染物可以进行比较。这两种污染源评价方法计算简单、通用性较强。我国一些城市、区域的环境质