

水域纳污能力计算的不确定性及其定量控制

毛晓文

(江苏省水文水资源勘测局, 江苏 南京 210009)

[摘要] 从纳污能力计算中动态因子的不确定性研究出发, 分析探讨了纳污能力计算的主要影响因素、存在的问题及相应的控制解决办法. 强调了由于纳污力量化结果具有的法规性, 对其可靠性评价应给予高度的关注, 在定量计算中应充分考虑水环境管理的要求和管理模式, 充分考虑水体的自然特性、污染现状和保护目标, 对设计水量、 K 值、水质浓度应合理取值, 以避免对纳污能力的不当定值造成水资源管理的被动局面.

[关键词] 纳污能力, 模型, 不确定性, 定量控制

[中图分类号] X 323 [文献标识码] A [文章编号] 1672-1292(2009) 03-0083-05

The Uncertainty on Computation of Allowable Assimilative Capacity of Water Bodies and its Quantitative Control

Mao Xiaowen

(Bureau of Hydrology and Water Resources Survey of Jiangsu Province, Nanjing 210009, China)

Abstract From the study of the uncertainty factors on calculation of allowable assimilative capacity of water bodies, the paper analyzed the main influencing factors, existed problems and the corresponding solutions. The paper emphasized that we should give a high degree of concern on its reliability evaluation because the quantitative results of allowable assimilative capacity have law's features. In the quantitative calculation we should take full account of environmental management of water demand and management model and should give full consideration to the natural characteristics of water bodies, pollution status and conservation objectives, the design of water flow, K value and water concentration should be given a reasonable value in order to avoid passive situation in water resources management by improper valuation.

Key words allowable assimilative capacity, model, the uncertainty, quantitative control

随着我国社会、经济的快速发展, 水污染问题日趋严峻. 水污染的控制已进入了由单一浓度控制转变为污染物总量和浓度双向控制的新阶段, 核定水域纳污能力是实施污染物总量控制的基础. 1998 年以来, 水利部在全国范围内开展了水资源保护规划和水资源综合规划工作, 各省市也先后对所辖地区的水域进行了纳污总量的计算和核定研究. 通过多年的实践, 特别是近年来对总量控制理论和技术的不断研究和深入, 人们越来越认识到了纳污总量的核定在理论上是动态变化的, 在实际管理中更是有条件约束的. 水利部前任部长汪恕诚在中国水利学会成立 70 周年大会上作了名为《水环境承载能力分析与调控》的学术报告, 他在报告中指出了“水域的纳污能力是动态的, 不同的水平年、不同的保证率有不同的纳污量. 对纳污能力的分析一定要是动态的而不能是静态的.”可见, 纳污能力计算的复杂性、多变性和研究过程的艰巨性已经引起了高层管理者的重视. 探讨水域纳污能力计算中动态因子的定量控制十分必要. 动态因子的定量控制, 关系到纳污能力核定的可靠性, 影响到水环境管理法规制订的科学性和有效性.

1 纳污能力计算的理论基础

1.1 纳污能力的内涵与衍生

水域纳污能力系指在一定设计水量条件下, 考虑排污状况, 满足水功能区水质目标要求, 功能区水域

收稿日期: 2009-03-06

通讯联系人: 毛晓文, 高级工程师, 研究方向: 水环境监测与评价、水资源保护规划等. E-mail: mxw1968@yahoo.com.cn

所能容纳某种污染物的最大数量^[1].

从水的资源化角度出发,很多专家和学者^[2]将纳污能力衍生为水资源的承载能力,它是指在一定流域或区域内的水资源量和水环境两个方面的承载能力.这种承载能力不是无限的,而且是有条件的.水环境承载能力的内涵相似于水域纳污能力,是指在一定的水域,其水体能够被继续使用并仍保持良好生态系统时,所能够容纳污水及污染物的最大能力.

纳污能力的另一个衍生是水环境容量.水环境容量是不考虑污染源排放状况条件下,在给定水域范围,给定水质标准,给定设计条件下水域最大允许的纳污量.它包括稀释容量和自净容量,分别反映污染物迁移转化物理稀释和自然净化生化这两个过程.稀释容量主要反映水体的物理作用,自净容量主要反映水体的生物化学作用.

可以看出,上述概念中其主要的影响因子为水体的设计水量、水功能区水质目标、所在水域的水文特征和污染物排放特征.对于水环境容量由于不考虑污染源的排放状况,在定值时常给出一定的安全系数进行处理.

由于现实中污染源的排放规律较难全面掌握,对于污染源排放密集且均匀,或稀释混合作用明显的水域常用水环境容量计算的方法来替代纳污能力的计算.

1.2 纳污能力计算的基本程序

程序框图如图 1 所示.

1.3 计算模型及选取原则

在纳污能力的计算中数学模型和计算参数的选取是主要的技术核心.模型的建立必须符合特定的边界条件,各类模型建立的条件和基本特征如表 1 所示.

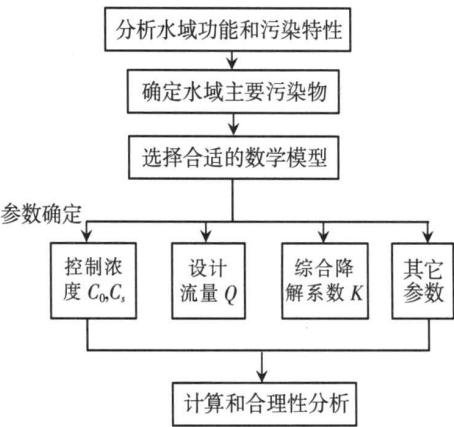


图 1 纳污能力计算基本程序框图
Fig.1 Diagram of the basic procedures on calculation of allowable assimilative capacity

表 1 主要水质模型特征

Table 1 The main characteristics of the water quality model

建模原则	类型	模型建立条件
按时间	稳态	物理特征量及输入条件等不随时间变化;
划分	动态	物理特征量及输入条件等随时间变化.
按空间	零维	停留时间很长,水质基本处于稳定状态的湖泊和水库等均匀混合的水体;
	一维	仅考虑纵向水质变化,横向、垂向混合均匀,常运用于中小河流;
	二维	仅考虑纵向、横向的水质变化,垂向混合均匀,常运用于宽浅型江河湖库;
	三维	考虑纵向、横向、垂向的水质变化,常运用于排污口附近水域.
按反	输移模型	模拟不随时间衰变的保守性污染物的迁移规律;
	反应模型	只发生生物、化学反应,常运用于长期均匀混合的水域;
	生化模型	有限空间中生物有机质与环境之间的关系;
	输移反应模型	模拟随时间衰变的非保守性污染物的迁移规律,既有输移又有衰减
学原理		
划分	生态模型	描述生物过程的模型.

模型越复杂带来未定的参数也越多,而参数的选取又是造成计算值存在一定变幅的主要原因,也就是说,模型的难易和计算精度之间是存在矛盾的.从这种意义上说,只要满足模型使用的条件,选取不定参数相对较少的模型较易保证精度,大多数混合均匀的中小型河流选用零维或一维模型即能满足计算精度的要求.

零维模型适用于污染物可以充分混合的中小河流,计算河段长度一般在 3 ~ 5 km 以内,其计算模型为:

$$W = Q_0 * (C_s - C_0) * 0.0864 + KVC_s * 10 - 6 + qC_s * 0.0864 \tag{1}$$

式中, W 为水功能区纳污能力, t/d; Q₀ 为上断面的入流流量, m³/s; C_s 为该水功能区的水质目标, mg/L; C₀ 为起始断面污染物浓度, mg/L; K 为污染物降解系数, 1/d; V 为水体体积, m³; q 为旁侧支流入流流量, m³/s

一维模型适用于宽深比较小 (B/H < 20)、污染物在较短河段内基本能在断面内均匀混合,且污染物浓度在横向断面变化不大的中小河流.如将污染源概化至河段中部,则其一维计算模型为:

$$M = (C_s - C_0 \exp(-KL/u)) \exp(K \cdot L/(2u)) Q_r \tag{2}$$

式中, M 为水域纳污能力, g/s ; Q_r 为设计流量, m^3/s ; L 为计算河段长度, m ; u 为设计流量断面平均流速, m/s ; 其它参数意义与式 (1) 相同。

2 纳污能力计算中的不确定性

纳污能力的核定包含“定量”和“定量评价”两层基本含义^[4]。一方面, 如缺乏对纳污能力的定量结果, 将造成水资源保护的盲目性; 另一方面, 错误地定量 (特别是极度夸大) 水体的纳污能力, 同样可能导致水资源保护工作的严重失误。在我国, 对于水体纳污能力量化的需求已经得到了一致的认同, 而对于纳污能力量化的过程、方法、结果的可靠性研究和评价却尚未给予足够的重视。研究纳污能力计算的可靠性, 必须从研究其计算中的不确定因子着手。

2.1 水环境管理要求的不确定性

纳污能力计算结果具有一定的法规性, 因此在计算之始就应该和水环境管理的需求密切相关。但是, 在当前纳污能力的定量过程中, 却往往脱离管理实际, 先随意设置模型计算条件, 进而极易造成不利于水资源保护的局。常会出现的问题包括:

(1) 不重视水质控制断面的设置位置。出现用下断面达标为假设条件量化的纳污总量, 不能满足中断面或其它水质断面达标的管理需要;

(2) 对入河排污口的概化位置选择不同, 其量化结果也是不同的, 如不考虑量化过程, 常会造成在新增排污口的审批中, 即使满足了纳污总量的要求, 控制断面水质也无法达标的现象;

(3) 用控制断面达标来量化的河段, 却用均匀混合的任意断面去控制管理, 造成难以达到水质管理目标的要求。

凡此种种, 无一不显示量化计算中看似简单的选择, 都关乎水环境管理方式和管理的理念, 它的不确定性不仅造成量化结果的不确定性, 也势必给管理带来困惑。

2.2 设计水量的不确定性

设计水量是纳污能力计算中的一个十分重要的参数。目前, 《水域纳污能力计算规程》中规定: 生活饮用水源保护区河段, 采用 95% 保证率的最枯月平均流量; 一般河段采用 90% 保证率的最枯月平均流量。但是在实际应用中这种计算方法对于断流或者流量较小的河流, 明显较严, 以至于几乎没有纳污能力。因此, 许多人也提出了使用 75% 保证率、甚至 50% 最枯月平均流量的建议。

可见, 理论上对纳污能力的分析一定是动态的而不能是静态的。不同的水平年、不同的保证率有不同的纳污量, 枯水季, 河道里的水很少, 其纳污能力就弱; 洪水季节相对来讲纳污能力就强。而目前各规划常规的算法却将纳污能力定值化, 势必与水体的特性和实际管理的需求相去甚远。

2.3 综合降解系数的不确定性

污染物降解系数 K 是反映污染物沿程变化的综合系数, 它体现污染物自身的变化, 也体现了环境对污染物的影响。它是建模的关键, 综合降解系数 K 按下式计算:

$$K = \frac{86400u}{x} \ln \frac{C_A}{C_B} \quad (3)$$

式中, K 为污染物综合降解系数, $1/\text{d}$; u 为平均流速, m/s ; x 为监测点至排污点的距离, m ; C_A 为上游断面水质浓度监测值, mg/L ; C_B 为下游断面水质浓度监测值, mg/L 。

由于受诸多条件的限制, 目前人们对天然河道内有机污染物自然降解机理尚缺乏较为深入的了解, 在数学模型中很难给出完全反映天然特性的模型参数值, 从而在很大程度上影响水质模拟精度。在国内外的相关研究中, 确定河流 K 值的方法主要有实验室法、经验公式法、类比分析法 3 大类。实验法常包括野外实验法和室内实验法两类, 野外实验法是研究水动力条件下污染物的迁移扩散规律, 室内实验法则探求污染物自身的衰减规律。实验法需要耗费大量的人力和财力, 而且影响 K 值变化的因素十分复杂^[3], 如流速、流向、流动结构、温度、初始浓度、水体的组分等都会影响污染物的迁移、扩散和稀释, 规律较难把握, 国内少有人采用此方法加以研究。类比分析法是采用相似河流推荐值直接进行运用的方法。经验公式法是在特定实验和计算条件下得出的计算公式, 如 Taylor 和 Fischer 公式等。由于经验公式法和类比法往往只适用于特定的水流条件, 因此在广泛的运用中其准确性和适用性难以判断。而目前国内在计算纳污能力时多

采用经验公式法和类比法,其取值的大小较为盲目,取值也具有一定的随意性,易造成计算结果不确定。

2.4 水质计算浓度选值的不确定性

纳污能力计算中涉及的水质浓度包括水质目标浓度 C_s 和背景浓度 C_0 , 其在选值时的不确定性体现在:

(1) C_s 的范围取值. 由于水质目标是有一定的范围的, 如 COD III 类标准为 $15 < C_s \leq 20$ (mg/L), 因此 C_s 取值的不同会造成计算结果的不同。

(2) 背景浓度 C_0 定义含糊. 现有的理论中, C_0 的取值既可以指上功能区的目标浓度, 也可以指计算功能区初断面的实测浓度. 因此, 当两者不一致时, 取值的不同就会造成结果的不同。

3 不确定因子的定量控制

根据模型适用条件和对纳污能力计算中动态因子的分析, 建议在计算中做如下的定量化控制:

3.1 研究河道基本情况, 明确管理思想和模式, 有针对性的选择纳污能力计算的量化模型

由于计算模型的选择很大程度上须依赖水环境管理的模式. 例如: (1) 应明确水质控制断面设置位置. 这是因为达标断面是选择水功能区下断面还是中断面或均匀混合的任一断面, 都会对应不同的模型条件和数学形态, 导致不同的计算结果. (2) 应明晰入河排污口的管理模式. 计算中需将计算区域的多个排污口加以概化, 目前概化污染源有两种方式: 概均匀分布和集中点源, 这两种方式将决定选择的模型的差异. 所以, 在计算之初, 需要明确不同水域的入河排污口管理是选择分散式管理模式还是集中排放的管理模式, 集中排放的位置是接近该功能区的中断面还是末断面. (3) 应明确大水域污染带的管理范围. 在长江、湖泊、水库纳污能力的计算中, 往往需确定岸边污染带计算长度. 目前, 污染带的管理范围常常由技术人员凭经验设定, 随意性较大. 因此, 污染带范围的选取应首先从管理者的实际需求出发, 提出参考限值, 这样计算结果才更能满足实际。

3.2 考虑到水量的年际变化特性, 可增加设计流量取值, 绘制纳污能力-流量变化曲线, 满足管理需要

鉴于流量的可变性, 增加特征流量条件下的纳污能力计算值十分必要. 如可增加严重污染季节的水量平均值, 计算时可选择近 3 年或 5 年的平均值; 可增加枯水农灌期、灌溉期的平均水量; 可增加 75% 保证率、50% 保证率最枯月平均流量等计算值, 并绘制纳污能力-流量变化曲线. 这样做的目的, 绝不是要降低水质的保护目标, 而是给管理者提供多一些的解决问题的方法和可参考的标准, 也更加接近水系的特征和实际的需求。

3.3 积极推广国内已有的 K 值率定研究成果, 辨析适用条件, 适当修正并运用

K 值的率定需要投入大量的人力、财力, 而满足完全自然生境的河流也较难寻觅, 因此, 建议在国内现有经济条件下, 大规模地参数率定实验要谨慎开展, 可在已有研究成果的基础上辨析适用条件, 推广运用。

江苏省水利厅于 2006~2007 年对辖区内的典型区域开展了有机污染物综合降解系数的率定和研究工作, 投入了大量的资金和人力, 是目前此类研究领域国内可知的首次大规模的探索性实验研究活动, 取得了可借鉴的成果和经验. 取得的主要研究成果如下: (1) 不考虑水动力学影响, 江苏省河流 COD 和氨氮的 K 值分别在 0.006~0.073 (/d) 和 0.014~0.079 (/d) 之间; (2) pH 值对各污染物的降解作用有一定影响, pH 值在 7.5~8.0 之间, 降解速率较高; (3) K 值与水温呈较好的正相关关系, 温度升高, K 值增大, 对于实际 K 值必须进行温度修正; (4) COD 起始浓度 C_0 对 K 值有较大影响, 在 $C_0 < 40$ mg/L 范围内, K 值随 COD 浓度增大而明显增大; 在 $40 < C_0 < 80$ mg/L 时, K 值随 COD 起始浓度增大变化趋势不明显; 在 $C_0 > 80$ mg/L 范围内, K 值随 COD 浓度的增大呈递减趋势; (5) K 值与流速水深比呈较好的正相关关系, 流速水深比越大, K 值也越大。

3.4 鉴于当前水环境的现状, C_s 取值可选取水功能区水质目标上限值, 而 C_0 的取值以不低于现状水质为原则

考虑现阶段的水环境现状和水污染治理的难度, C_s 的取值可选取水功能区水质目标上限值参与计算. 个别地区有特殊的管理需要, 可取小于目标上限值的浓度值。

背景浓度 C_0 可按照以下方法来确定: 在有相应水功能区的水质实测资料的情况下, 无论实测浓度与上功能区的目标水质浓度是否一致, 以不低于现状水质为原则, 选用实测浓度平均值作为计算值. 而在资

料不足或无资料的情况下,可根据上一个水功能区的水质目标浓度来确定 C_0 , 即上一个水功能区的水质目标浓度就是下一个功能区的水质背景浓度 C_0 .

4 结语

水体纳污能力的法规性,决定了它应有的可靠性和实用性.因此,在纳污能力定量过程中,对于其定量的可靠性应给予高度的关注,以使纳污能力的量化结果能够真正为水资源保护工作提供科学依据,避免因量化不当,导致水资源保护工作的严重失误.本文研究结论如下:

- (1)水环境管理要求的不确定性,设计水量、综合降解系数、水质计算浓度取值的不确定性是影响水体纳污能力量化结果可靠性的主要因素;
- (2)明确水资源保护的管理思想和管理模式,是确定适合的数学模型、实施纳污能力定量控制的首要步骤;
- (3)增加特征水量计算条件、积极修正和运用已有的 K 值率定成果、合理确定水质计算浓度,是纳污能力定量控制的主要手段,也是保障纳污能力计算的可靠性、满足水资源科学管理的现实需要.

[参考文献] (References)

[1] 中华人民共和国水利部. SL 348—2006 水域纳污能力计算规程 [S].
WaterResources of the People's Republic of China SL 348— 2006 Code of Practice for Computation on Allowable Permitted Assimilative Capacity of Water Bodies[S]. (in Chinese)

[2] 左其亭, 陈曦. 城市水环境与水资源承载能力的概念及量化研究框架 [M]. 北京: 中国建筑出版社, 2003.
Zuo Q iting Chen Xi The Conception on Carrying Capacity of Water Environment and Water Resources in Cities and Quantitative Research Framework[M]. Beijing China Architectural Press 2003 (in Chinese)

[3] 梁秀娟, 肖长来, 梁煦枫, 等. 室内模拟试验确定河流纵向扩散系数研究 [J]. 水资源保护, 2006(5): 26-28
Liang X iujuan X iao Changlai L iang Xu feng Determination of longitudinal dispersion coefficient of rivers through laboratory experiment[J]. Water Resources Protection 2006(5): 26-28 (in Chinese)

[责任编辑: 严海琳]