

# 《中小城镇水环境容量与污染负荷分配规程》

编制说明

(征求意见稿)

二〇二一年四月

# 目 录

1 项目背景.....	1
2 导则的编制依据、原则和思路.....	2
3 国内外相关技术发展动态.....	5
4 导则的主要内容及部分条款必要说明.....	8
附 录 A（资料性附录）（水质模型）.....	16
附 录 B（资料性附录）（降解系数推求方法）.....	23
附 录 C（资料性附录）（污染负荷分配方法）.....	24
参考文献.....	28

# 1 项目背景

## 1.1 任务来源

当代中国正面临日趋严峻的生态环境和资源形势，“美丽中国”生态文明建设已经成为我国经济社会可持续发展的重大科学问题和现实议题。中国科学院 A 类战略性先导科技专项“美丽中国生态文明建设科技工程”面向国家重大战略需求，在长江经济带等重点发展区开展集成示范，为打好污染防治攻坚战提供科技支撑，为建设美丽中国提供蓝图与实施途径。长三角是我国经济实力最强、发展最具活力、开放程度最高、创新能力最强的区域之一，承载着国家率先现代化和改革开放排头兵的重任。同时，该区域也是我国生态环境形势最为严峻的区域之一，生态景观破碎、生态系统服务功能下降、河湖等水体环境质量普遍较差。按照美丽中国专项的立项意图，围绕所属课题“中小城镇环境综合治理示范”中子课题“中小城镇污染源分析及系统削减策略研究”需要，中国科学院城市环境研究所依据子课题任务要求，为了进一步提升河流水环境容量估算与分配的精准度及规范性，编制形成了《中小城镇水环境容量与污染负荷分配规程》。

## 1.2 工作过程

根据技术导则编制总体规划，编制组 2020 年 1 月开始组织技术导则编制工作。经过编制组内部多次研讨和专家咨询，历经初稿，立项稿，讨论稿，最终形成了目前的《中小城镇水环境容量与污染负荷分配规程》（征求意见稿）（以下简称《规程》）及编制说明。

### （1）编制启动

2020 年 1 月，课题承担单位中国科学院城市环境研究所成立标准编制组。编制组基于中国科学院 A 类战略性先导科技专项研究成果，收集和评估控制单元水质目标管理和总量分配技术研究成果，形成《规程》编制大纲，启动《规程》编制工作。

### （2）专题研究

2020 年 1 月-2020 年 12 月，编制组并针对《规程》主体内容开展了关键技术方法研究，应用验证，专家咨询，完成《规程》（草案）编制，同时开展了《规程》编制说明的编制工作。

### （3）《规程》立项

2021年1月，编制小组对接了浙江省生态与环境修复技术协会，开展了团体标准制订工作，2021年2月浙江省生态与环境修复技术协会印发了《关于浙江省生态与环境修复技术协会2021年度第一批团体标准制定计划的通知》（浙生环协[2021]05号），团体标准《中小城镇水环境容量与污染负荷分配规程》正式立项，项目编号为EERT202102。

### （4）《规程》征求意见

经双方对接，对《规程》（草案）中内容、格式提出了一系列意见和建议，根据意见和建议进一步修改完善形成《规程》（征求意见稿）和编制说明。2021年4月\*\*日，《规程》（征求意见稿）在浙江生态环境网(<http://www.er-zhejiang.com>)公开征求意见。

### （5）《规程》审评

### （6）《规程》报批和公布

## 1.3 标准制订的必要性

在水污染问题日益严峻的背景下，作为水污染总量控制的核心，水环境容量的估算、水环境容量在各个污染源与区域之间的分配逐渐成为河流总量控制的重要依据，其对实现水环境功能目标发挥着重要的作用，也对河流污染整治具有重要意义。

为了进一步提升河流水环境容量估算与分配的精准度及规范性，需建立针对中小城镇水环境容量计算与污染负荷分配的统一标准，为开展全国性的工作提供技术支持。

## 2 导则的编制依据、原则和思路

### 2.1 编制依据

GB 3838 地表水环境质量标准

GB/T 25173-2010 水域纳污能力计算规程

SL 219-2013 水环境监测标准

SI 278-2002 水利水电工程水文计算规范。

当上述标准和规范被修订时，应使用其最新版本。

## 2.2 已具备的支撑条件

我国的水污染总量控制研究起始于 20 世纪 70 年代末对松花江 BOD 总量控制的研究，从“九五”规划开始，我国正式将污染物总量控制纳入了环境保护目标，标志着我国的环境保护工作从定性规划转向了定量管理。“九五”“十五”期间，将《流域水污染物总量控制》作为“十五”攻关课题，2003 年中国环境规划院提出《全国水环境容量核定技术指南》，其中对非点源污染作为总量分配和可以利用的水环境容量确定的基本考虑因素之一，但不用于水环境容量计算的模型输入。“十五”~“十二五”期间，“十五”计划期间，国家环境保护总局将氨氮列入总量控制目标；2006 年，国务院法规将“以饮水安全和重点流域治理为重点，加强水污染防治”确定为环境保护的七项重点任务之首，同时，国务院批复了“十一五”期间全国主要污染物排放总量控制计划。我国进行了大量水污染物总量控制目标的研究，取得了较好成果。我国污染负荷总量控制逐步形成了以污染物目标总量控制技术为主，容量总量控制和行业总量控制为辅的水质管理技术体系，为我国水环境管理基本制度的建立奠定了基础。

中国科学院城市环境研究所在生态环境规划与管理、城市资源管理与政策、数字环境模拟、环境化学生物分析等方面具有坚实的学科基础，先后承担了多项科技部重点研发计划项目和科技支撑计划项目、国家自然科学基金重点和面上项目、环保部环保公益性行业科研专项、中科院科技服务网络计划区域重点项目、福建省自然科学基金重点和杰青项目等与污染物来源与控制、生态环境规划与管理相关重要研究项目，同时还承担福建省、浙江省等地方的市-区/县-镇各个级别的生态环境保护 20 余项，构建了环境分析-规划方案-管理模式-法规指南的研究应用价值链，为地方环境保护提供了理论、技术和政策支持。

该子课题主要合作伙伴涵盖中央和地方政府主管部门和从事环境规划管理相关科研院所和知名专家、示范区地方政府及相关部门等。与在中小城镇污染分

析、环境规划管理等方面享有盛誉的国外知名专家建立良好合作关系，广泛借鉴国外成熟的技术和治理经验。并聘请有关专家组成专家组，通过专家实地调研把脉问诊、专题咨询等，为课题执行提供智力支持和技术咨询。

## 2.3 编制的原则和思路

### 2.3.1 标准制订的基本原则

#### 2.3.1.1 可持续性原则

伴随社会经济的发展，新的开发活动增加，人口增长和土地利用改变对水体存在着负面影响。因此，可持续性要求负荷分配考虑未来增长，为未来发展预留一定的环境容量。同时还应考虑分析过程存在的不确定性。

#### 2.3.1.2 公平性原则

由于分配允许排放量本质上是确定各排污者利用环境资源的权利、确定各排污者削减污染物的义务，因此在市场经济条件下，公平原则是污染物负荷分配中应遵循的首要原则。负荷分配应基于费效分析、各污染源的贡献、经济能力、原负荷削减率（量）等因素综合协调，以达到适度公平。污染物总量分配应确保每个污染源都享有公平的治污义务和排放权利。各污染源首先应满足达标排放的要求，在此基础上再公平地削减污染物排放量，以实现流域水质达标的目标。

#### 2.3.1.3 可操作性原则

流域内水环境容量与污染负荷分配应力求方法简便易行，按照指南规定的程序，逐步完成从现状调查、问题识别、容量计算到负荷分配的流程。在尽可能将负荷总量分配过程流程化、规范化的同时，应力求方法的简便易行。污染物总量分配需考虑社会经济的发展阶段和污染治理技术的现状，以确保污染物总量分配方案可以得到实施。考虑到污染治理任务的长期性、艰巨性和复杂性，可将污染治理目标分阶段实施。

### 2.3.2 导则编制的思路

- (1) 收集国内外流域水环境容量与污染负荷分配的相关文献、研究报告，开展负荷分配方法的归纳总结；
- (2) 制定科学合理的污染物负荷核定原则；
- (3) 制定计算水环境容量的方法
- (4) 提出污染负荷分配技术方法；

(5) 总结整理，编写负荷分配技术规范。

### 3 国内外相关技术发展动态

#### 3.1 国外相关技术进展

对于水环境容量和污染负荷分配问题研究，国外的研究起步较早，并取得了大量的研究成果。20 世纪 60 年代末，日本学者西村肇和矢野雄幸率先提出水环境容量的概念，指的是在规定环境目标下可以容纳的污染物的量<sup>[1]</sup>。随后，《1975 年环境容量计算化调查研究报告》的发表使得环境容量在日本得到广泛应用。日本《环境基本法》的设立将环境容量纳入河流及海洋具体的环境管理工作中，为污染物排放总量控制提供了理论基础<sup>[2]</sup>。而欧美国家的学者则较少使用“环境容量”这一术语，一般用同化容量、最大允许纳污量、水体容许排污水平、稀释容量等类似概念<sup>[3,4]</sup>。20 世纪 70 年代，欧洲国家出台了《水框架指令》、《综合污染防治法令》等一系列污染物总量控制政策，有效控制了污染物排放量，水环境得到明显改善<sup>[5]</sup>。目前，水环境容量计算方法可归纳为以下 5 种：解析公式法、模型试错法、系统分析法、稀释模型法和不确定性方法<sup>[6]</sup>。

污染负荷分配是实施污染物总量控制的核心问题<sup>[7]</sup>，从目前的研究文献来看，一般表述为环境容量分配、允许排污量分配、污染物削减量分配和排污权初始分配等，其实质基本相同。污染负荷总量分配方法的研究始于 20 世纪 60 年代美国提出的排污权交易。70 年代，美国针对水质总量控制问题制订了 TMDL 计划（日最大污染负荷），并先后推出了总量负荷分配技术指南、推广了多种水质计算软件、制定了总量分配计划规则<sup>[8]</sup>。80 年代后，人们意识到优化技术适应性的影响因素复杂，水质管理通常具有多目标、相互作用、动态和不确定等系统复杂性，通过大量简化方法量化系统可能造成模拟的不准确，因此引入季节变化风险性、随机性、模糊性、不确定性和多目标等多学科的方法，使各种优化模型得到进一步完善，已不再局限于六七十年代的线性和非线性规划模型<sup>[9]</sup>。进入 21 世纪以来，计算机技术的迅猛发展，使得许多优质的水环境模型软件得以开发应用，EFDC、WASP、MIKE 等水环境模拟软件可用于研究流域水体水质变化，为水体环境容量和污染负荷分配的计算提供了有力的工具<sup>[10]</sup>。

#### 3.2 国内相关技术进展

我国 70 年代后期引入水环境容量概念，并开始研究污染物在水体中迁移、转化规律。随着研究深入，大批学者将水环境容量理论与流域实际状况相结合进行研究，对水环境容量数值模型和相关参数的选取条件进行了深入研究，陆续开展了对滇池、松花江、深圳等重要水体和城市水环境容量方面的研究，编制出《水环境容量综合手册》、《水环境容量开发与利用》、《水环境容量计算理论及应用》、《水域纳污能力计算规程》等一系列关于水环境容量的著作<sup>[11]</sup>。20 世纪 80 年代中期，“主要污染物水环境容量研究”被确定为国家科技攻关课题，并在多个水域开展了以水环境容量研究为基础的水污染防治和规划研究<sup>[12]</sup>；到了“七五”期间，水环境容量的相关研究已经扩展到全国主要代表性水体，并为今后的实践应用打下了基础<sup>[13]</sup>。从 2003 年 8 月开始，按照原国家环保总局的要求，全国范围内都开展了地表水环境容量的核定工作。这一工作的开展为科学、准确地掌握区域、流域水环境容量状况打下了坚实基础。

水环境保护越来越受到政府和社会各界人士的关注，许多学者对我国的许多重要水体的水环境容量进行了研究，成果大量涌现。1992 年胡维平<sup>[14]</sup>对平原水网地区的湖泊进行研究，探讨了平原水网地区湖泊的水环境容量和允许负荷量的计算方法。钟成华等<sup>[15]</sup>在长江嘉陵江重庆干流段和城区段水环境容量的数学模型的计算基础上，较详细地分析了水环境容量的时空分布特征。周孝德等<sup>[16]</sup>在对渭河干流环境容量计算的过程中，提出了 3 种稳态条件下计算水环境容量的方法，即段首控制、段尾控制和功能区段尾控制法。刘兰芬等<sup>[17]</sup>基于中、小河流的深度和宽度相对较小使得污染物能够在断面上较均匀的混合这一特点，对水环境容量计算必须考虑的条件及预测方法进行研究，提出了河流水环境容量的预测模式。徐祖信等<sup>[18]</sup>针对上海市河网污染源分布的特点，建立了水环境容量的计算模型，提出了动态河网水环境容量计算方法，分析了中心城区水环境容量。

污染负荷总量分配是水环境污染物总量控制和管理的重要手段，国内学者对污染负荷总量分配方法也进行了大量的研究，主要有等比例分配法、贡献率削减法、线性规划法、TMDL 分配方法、层次分析法、环境基尼系数最小分配模型等<sup>[19]</sup>。林高松等<sup>[20]</sup>将公平性作为首要原则提出了等比例分配方式，颜润润等<sup>[21]</sup>将等比例分配应用于新孟河流域，袁辉等<sup>[22]</sup>根据污染源排放量大小和污染带大小对重庆库区污染物排放总量进行了分配，结果表明该方法有利于污染负荷削减和



优化污染源空间分布。毛战坡等<sup>[23]</sup>阐述了公平合理的污染物削减分配方案应满足的条件,在此基础上,提出污染物分配的非线性规划法、满意度法、基于多人合作对策思想基础的协商仲裁法等分配模型。谢梦达等<sup>[24]</sup>综合上海、浙江、福建三地的环境、经济、技术等方面的差异,结合专家打分法,构建了总量分配体系,进行了总量分配,结果表明该方法具有较强的全面性和科学性。李如忠等<sup>[25]</sup>基于经济、社会和环境系统诸要素的影响,提出了排污总量分配层次结构模型(AHP)法。吴悦颖等<sup>[26]</sup>引入基尼系数概念,分别计算了人口、国内生产总值、水资源量等指标所对应的污染物的基尼系数,用于流域间水污染物总量分配方案合理性的评估,并提出了相应的削减方案。姜磊等<sup>[27]</sup>以环境基尼系数最小为目标函数采用线性规划法制定了地域总量分配方案。

目前针对污染负荷分配的研究,一般都是将公平性作为分配的考虑因素之一,结合效率原则作为分配依据。在实际分配中为了规避单一方法导致的局限性,多方法联合使用成为总量分配的一种模式。薛佳<sup>[28]</sup>等结合层次分析法、基尼系数法和等比例法,对丹河流域污染物总量进行了分配。徐鸿德等<sup>[29]</sup>以系统的观点出发,从效率和公平两个方面对污染物允许排放量分配过程进行了定量研究。万飏等<sup>[30]</sup>提出按照经济优化原则,公平合理原则、等比例分配原则分配环境容量,主张按现在排放量加权分配环境容量。李寿德<sup>[31]</sup>基于经济最优性、公平性和生产连续性原则,构建了初始排污权无偿分配的一个多目标决策模型,并对该模型的有关性质进行了讨论。

为达到效率与公平的统一,有些学者认为污染负荷作为一种稀缺的环境资源,可以在公平分配的基础上引进市场经济手段以追求效率。徐华君等<sup>[32]</sup>提出以人均允许排污量为假设原始负荷的计算依据,通过等比例削减和最小处理费用法得到所有污染源的假设允许排放量和最小费用允许排放量,根据这两种允许排放量之间的差值,政府可执行税收与补贴等经济政策、制定允许排放总量的协调优化分配方案。樊鸿涛等<sup>[33]</sup>提出利用税收与补偿分配模式优化分配水环境风险容量,降低水污染物总削减费用,公平合理的分配各污染源间的削减总量。陈阳等<sup>[34]</sup>分析和设计了一种具有补偿和激励性的污染物允许排放量协商分配模型。但是这类研究大多侧重于分配方法及理论模型的探讨,没有制定出一套完整的、可操作和具体化的分配模式,也缺乏实例应用。

## 4 导则的主要内容及部分条款必要说明

本导则在借鉴相关文献研究成果基础上，规定了中小城镇水环境容量与污染负荷分配的技术要求、基本程序、方法以及成果的合理性分析与检验。

### 4.1 适用范围

本标准适用于中小城镇的河流水环境容量及各行政区域污染负荷分配的计算。

### 4.2 规范性引用文件

GB 3838 地表水环境质量标准

GB/T 25173-2010 水域纳污能力计算规程

SL 219-2013 水环境监测标准

SI 278-2002 水利水电工程水文计算规范

### 4.3 术语和定义

规定了水环境容量、污染负荷分配、污染物削减量的术语和定义，具体如下：

#### 1) 水环境容量 Water environmental capacity

水体在规定的目标下所能容纳的污染物的最大负荷，其大小与水体特征、水质目标及污染物特性有关。通常以单位时间内水体所能承受的污染物总量表示，水环境容量也可称为水域的纳污能力。

#### 2) 污染负荷分配 wastewater loads allocation

运用数学规划方法，在满足环境质量、技术约束等条件下，以区域污染控制为目标，确定污染源的污染物允许排放量。

#### 3) 污染物削减量 pollution reduction

指现状污染物排放量与该区域水环境容量之差，它可以作为总量控制中对污染排污源规划分配的控制指标之一。

#### 4) 水环境功能区 Water environment function zoning

为满足人类对水资源合理开发、利用、节约和保护的需求，根据水资源的自然条件和开发利用现状，按照流域综合规划、水资源保护和经济社会发展要求，依其主导功能划定范围并执行相应水环境质量标准的水域。

5) 水功能区水质目标 Water quality target of water function zone

根据水功能区水质现状、排污状况、不同水功能区的特点、水资源配置对水功能区的要求以及技术经济条件，拟定的水功能区现状条件和规划条件下的水质目标。

6) 水质目标浓度值 target concentration of water quality

与水功能区水质目标对应的某种污染物浓度限值，用表示。

7) 初始浓度值 initial concentration

水功能区或计算河段起始断面的某种污染物浓度值，用表示。

8) 河流 river

江河、渠道和运河的总称。

9) 湖（库）lake

湖泊和水库的总称。

10) 污染物入河量 pollution load entering water body

直接或通过沟、渠、管道等设施进入河流、湖（库）的污染物数量。

上述术语均来自国家相关标准。

#### 4.4 基本计算步骤

中小城镇水环境容量与污染负荷分配的基本计算步骤包括区域内污染负荷排放的统计计算、水环境容量的计算、各行政区域污染负荷分配。

#### 4.5 污染负荷核算

中小城镇污染负荷的计算包括生活污染、畜禽养殖污染、农业面源污染、工业污染和污水处理厂污染等，需要逐一进行调查和计算。

##### 4.5.1 生活污染计算

生活污染源主要是来自流域范围内的城镇和农村中未截污纳管进行处理的生活污水、粪便污水及生活垃圾径流污水，生活污染源排放总量计算主要按流域范围内人口、人均生活用水量和污染物排放系数估算。根据《全国污染源普查城镇生活源产排污系数手册》及《全国水环境容量核定技术指南》，可以查出城镇和

农村人均用水量及排出污染物量。计算公式为：

$$Q_n = q_n \times N \times C_n \times P_n \times \eta \times 365 \times 10^{-6}$$

式中： $Q_n$ ——生活污染年排放量（t）

$q_n$ ——人均污水排放量（ $m^3/(\text{人} \cdot d)$ ）；

$N$  ——居民人口数（人）；

$C_n$ ——生活污水排放浓度（mg/L）；

$P_n$ ——生活污水排放系数；

$\eta$  ——处理设施去除率（%）。

#### 4.5.2 农业面源污染计算

根据《全国水环境容量核定技术指南》，测算农业面源污染物排放量：

农业种植排放量=种植面积（亩）×修正源强系数（kg/亩·年）

根据统计的农田基本情况，参照标准农田进行修正。

标准农田指的是平原、种植作物为小麦、土壤类型为壤土、化肥施用量为 25-35 公斤/亩·年，降水量在 400-800mm 范围内的农田。标准农田源强系数为 COD10kg/亩·年，氨氮 2kg/亩·年。对于其他农田，对应的源强系数需要进行修正：

①坡度修正：土地坡度在 25°以下，流失系数为 1.0-1.2；25°以上，流失系数为 1.2-1.5。

②农田类型修正：分旱地、水田、其他 3 种情况给出修正系数。旱地修正系数取 1，水田的修正系数取 1.5，其他类型修正系数取 0.7。

③土壤类型修正：将农田土壤按质地进行分类，即根据土壤成分中的粘土和砂土比例进行分类，分为砂土、壤土和粘土。壤土修正系数为 1.0，砂土修正系数为 1.0-0.8，粘土修正系数为 0.8-0.6。

④化肥施用量修正：化肥亩施用量在 25kg 以下，修正系数取 0.8-1.0；在 25-35kg 之间，修正系数取 1.0-1.2；在 35kg 以上，修正系数取 1.2-1.5。

⑤降水量修正：年降雨量在 400mm 以下的地区取流失系数为 0.6-1.0；年降雨量在 400-800mm 之间的地区取流失系数为 1.0-1.2；年降雨量在 800mm 以上的地区取流失系数为 1.2-1.5。

#### 4.5.3 畜禽养殖污染计算

调查本地的畜禽养殖情况，畜禽养殖分为规模化养殖及分散式养殖两种情况。

规模化畜禽养殖源可采用实测法核算排污量，无法采用实测法核算的规模化畜禽养殖污染负荷，可采用产污系数法进行核算。

$$Q_x = q_x \times C_x \times N \times T \times 10^{-6}$$

式中： $Q_x$ ——规模化畜禽养殖污染物年排放量（t）

$q_x$ ——每日每头废水排放量（ $m^3/(\text{头}(\text{只}) \cdot d)$ ）；

$C_x$ ——废水排放污染物浓度（ $mg/l$ ）；

$N$ ——规模化畜禽养殖中畜禽个数（头（只））；

$T$ ——一年中养殖天数（d）。

分散式畜禽养殖污染源污染负荷核算根据《畜禽养殖业污染物排放标准》（GB 18596-2001）中畜禽养殖污染源源强系数计算方法，计算各类畜禽养殖的污染物排放量。

$$Q_m = \sum_{i=1}^n (q_i \times C_{im} + p_i \times C_{in}) \times N_i \times T_i \times 10^{-6}$$

式中： $Q_m$ ——分散式畜禽养殖污染物年排放量（t）

$q_i$ ——第*i*类畜禽个体日产粪量（ $kg/d \cdot \text{头}$ ）；

$C_{im}$ ——畜禽粪中污染物平均含量（ $kg/t$ ）；

$p_i$ ——第*i*类畜禽个体日产尿量（ $kg/d \cdot \text{头}$ ）；

$C_{in}$ ——畜禽尿中污染物平均含量（ $kg/t$ ）；

$N_i$ ——第*i*类畜禽养殖个数（头（只））；

$T_i$ ——饲养期（d）；

$n$ ——畜禽养殖种类， $i=1,2,3,4 \dots n$ 。

如本地的畜禽养殖污染物的排放有经过污水处理，需根据污染物削减系数计算实际排放量。

#### 4.5.4 工业污染及污水处理厂污染计算

收集计算区域内各工业污染源及污水处理厂的位置、工业废水排放量及污染物浓度等。工业污水污染物的排放量计算方法，如下：

先计算监测时段（日）内各个排放口污染物排放量，及该排放口计算时段（季或月）内排放量，再将各个排放口污染物排放量累加，获得计算时段内企业污染

物排放量。企业污染物年度排放总量为各计算时段排放量之和。

$$Q_w = Q_o \times C_o \times T \times 10^{-6}$$

式中： $Q_m$ ——污染物年排放量（t）

$Q_o$ ——废水每小时平均排放量（ $m^3/h$ ）

$C_o$ ——废水中某污染物平均浓度（ $mg/l$ ）；

$T$ ——工业污水排放时间（h）；

## 4.6 水环境容量计算

一般情况下，水环境容量的计算分为以下几个步骤：

### 4.6.1 基础资料调查与分析

收集目标水域的水文与水质资料，包括流域面积、流速、流量、水位、污染现状等；调查目标水域内的排污口资料，包括各个排污口的污水排放量、污染物浓度和位置；调查污染源资料，包括点源污染和面源污染的排污量、排污去向和排污方式等。

### 4.6.2 水域概化

天然水域受到各种环境因素的共同作用，形状往往呈现不规则性。水域概化既能减少水环境容量计算的工作量，也能保证其相对准确性。可根据《全国水环境容量核定技术指南》的要求，对研究水域进行概化。将天然水域(河流、湖泊、水库等)概化成计算单元，如天然河道概化为笔直河道，复杂河道地形的简化，非稳态水流简化为稳态水流等。同时，支流、排污口等也需要进行一定程度的概化，如多个较近排污口可简化为集中排污口。

### 4.6.3 划分控制单元及水质指标的确定

根据水体水功能区划、水质敏感点和已有的控制断面将水体划分为多个控制单元，不同的控制单元执行不同的水质达标标准。

### 4.6.4 选择水质模型

选择合适的水质模型是水环境容量计算的关键。选择适合于目标水体的水质模型不仅可以减少计算的工作量，还能提高计算准确度。常用的水质模型可以分为零维、一维、二维和三维水质模型。水环境容量研究中应用较多的水质模型还有：S-P 模型体系、QUAL-2K 模型体系、WASP 模型体系、MIKE 模型体系和

QUASAR 模型体系等。

#### 4.6.5 模型参数确定

参数确定是水环境容量计算的灵魂，下面介绍几个重要的参数及其确定方法。

##### ①本底浓度

本底浓度是水域的初始浓度，其取值应该是研究水域中上断面的污染物浓度。如果上断面污染物的真实浓度低于上断面的水质标准所规定的浓度，则取上断面的水质标准浓度

##### ②目标浓度

选取主要污染控制因子、划分控制断面后，根据各个控制断面的水质目标，按照《国家地表水环境质量标准》(GB3838-2002) 要求，确定污染物对应的目标浓度值。

##### ③设计流量

设计流量的计算方法主要有水文保证率法、最枯月平均流量法、径流系数法等，一般采用枯水期、保证率为 90% 以下的流量。设计水文条件的计算按 SL 278-2002 的规定执行。

##### ④流速

流速确定主要分为 2 种情况，当实测资料比较丰富时，能绘制出水位 - 流量、水位 - 面积关系曲线，若设计流量已知，则可推出各断面的设计水位和相应的面积；当资料不足时，可采用经验公式法计算各个断面的流速，也可通过实测法确定。

##### ⑤降解系数

降解系数是水环境容量计算的关键参数之一，它反映了污染物在水体作用下降解的快慢程度。影响因素包括水文特征、污染物自身性质等。计算方法主要有水团追踪实验法、实测资料反推法、类比法、分析借用法等。

#### 4.6.6 水环境容量计算分析与确定

选择合适的水质模型进行水环境容量的计算。每个水环境功能区可以调整设计条件得出多个水环境容量计算结果，根据前述的容量确定原则，分析各个排污口污染负荷削减的技术经济可行性，利用线性规划模型或其他的数学方法，从一组水环境容量结果中确定合理的水环境容量。

#### 4.7 污染负荷分配方法

根据国内外有关总量分配的实践与研究，污染负荷分配方法有很多种，目前常用的总量分配方法包括等比例分配法、基尼系数法、层次分析法、信息熵法和最优化模型法等。

#### 4.7.1 等比例分配法

等比例分配法适用于排污口（点源）的定向分配，是一种以区域内分配对象的现状排放量，按等量的削减比例分配排污量的分配方法。

此法的优点是操作简便，能够较好地依托于实际情况，符合当前我国的实际经济水平；缺点是没有考虑到各个区域经济水平之间的差异以及各个排污口的实际情况，无法在有效提高水资源处理效率的同时降低资源处理成本。

#### 4.7.2 基尼系数法

基尼系数法主要是基于公平性原则进行污染物的总量分配，是解决公平分配的一种新思路，同时也是一种比较实用的定量方法。基尼系数亦称洛伦茨系数，是衡量收入分配不平均程度的指标，在环境领域基尼系数的概念反映各个区域的单位经济、社会或环境资源指标所负荷污染物排放强度的平等程度。

基尼系数法是一种应用范围较广的方法，优点是在分配的同时考虑社会、经济和环境等多个方面的因素，通过建立合理的逻辑关系，使分配更合理、更公平；缺点是作为决策依据的评价指标体系，存在指标少、不够全面的问题，并且忽略了不同指标在负荷分配过程中的差异性，导致结果模糊不准确，并且其自身也无修正方案。

#### 4.7.3 层次分析法

层次分析法是指将与决策有关的元素分解成目标、准则、方案等层次，在此基础上进行定性和定量分析的决策方法。水污染总量分配的层次分析法往往同时涉及社会、经济、技术以及环境等各个方面，每个因子里又包含多种定性和定量的因子。实际应用过程中，层次分析法较多地适用于以区域主体的水环境污染物的总量分配。

与其他方法相比，层次分析法全面地考虑了影响污染物排放的因素，同时还考虑了各区域差异的因素，是综合了社会、经济、技术以及环境等方面的一种分配方法，具有很强的科学性和全面性。它最大的不足是需要大量的基准数据，操



作性差，权重的确定多采用专家打分法，具有较强的主观性。

#### 4.7.4 信息熵法

信息熵被用来决策方案的优选和系统，分析评估系统中的不同决策参量（或指标）的熵值大小以及差异情况，采用信息熵的概念来度量单位分配指标所负荷污染物量的区域差异程度，信息熵值越大，则该指标所负荷污染物量的区域差异性越小，分配越公平。

信息熵法的应用前景较为广泛，其分配对象既适应于行政区划，也适应于自然流域，但其操作较为繁琐，且需耗费一定的人力物力。

#### 4.7.5 最优化模型法

最优化模型法是一种常见的总量分配方法。该方法采用线性规划模型、非线性规划模型、动态规划模型等最优化模型，通过设定目标函数和约束参数，计算出模型的优化解，并从中得出最优化的污染物总量分配方案。目标函数会从经济因素和环境因素中得出优化模型。最优化模型法以效率为分配要义，力求分配过程中实现效益最大，可同时适用于流域污染源和行政区域分配。

最优化模型法是一种以效率为导向的分配方法，能够在分配的同时得到最大的经济效益、社会效益。但是其本身的限定条件较多，需要制定详细的数据模型，且模型会依据分配主体而发生变化，导致不具备大规模的使用前提。

附录 A  
(资料性附录)  
(水质模型)

### A.1 零维模型

污染物进入河流水体后,在污染物完全均匀混合断面上,污染物的指标无论是溶解态的、颗粒态的还是总浓度,其值均可按节点平衡原理来推求。对河流,零维模型常见的表现形式为河流稀释模型;对于湖泊与水库,零维模型主要有盒模型。

符合下列两个条件之一的环境问题可概化为零维问题:

①河水流量与污水流量之比大于10—20;

②不需考虑污水进入水体的混合距离;

对于河流常用零维模型解决的问题有:

①不考虑混合距离的重金属污染物、部分有毒物质等其它保守物质的下游浓度预测与允许纳污量的估算;

②有机物降解性物质的降解项可忽略时,可采用零维模型;

③对于有机物降解性物质,当需要考虑降解时,可采用零维模型分段模拟,但计算精度和实用性较差,最好用一维模型求解。

对于湖泊、水库,常用零维模型的问题类型有:

①不存在分层现象且无须考虑混合区范围的湖泊水库中的富营养化问题和热污染问题;

②可依据流场、浓度场等分布规则进行分盒的湖泊和水库,其环境问题均可按零维盒模型处理。

下面主要介绍三类常见模型。

(1) 定常设计条件下的河流稀释混合模型;

(2) 概率分布设计条件下的河流稀释混合模型;

(3) 湖泊、水库的盒模型。

#### A.1.1 定常设计条件下河流稀释混合模型

1) 点源,河水、污水稀释混合方程

对于点源,河水和污水的稀释混合方程为:

$$C = \frac{C_p \cdot Q_p + C_E \cdot Q_E}{Q_p + Q_E}$$

式中: C——完全混合的水质浓度 (mg/L);

$Q_p$ 、 $C_p$ ——上游来水设计水量 (m<sup>3</sup>/s) 与设计水质浓度 (mg/L);

$Q_E$ 、 $C_E$ ——污水设计流量 (m<sup>3</sup>/s) 与设计排放浓度 (mg/L);

由于污染源作用可线性迭加,多个污染源排放对控制点或控制断面的影响,等于各个污染源单个影响作用之和,符合线性迭加关系。单点源计算可迭加使用,计算多点源条件。单断面或单点约束条件,可根据节点平衡,递推多断面或多点约束条件。

对于可概化为完全均匀混合类的排污情况,排污口与控制断面之间水体的允许纳污量计算公式为:

单点源排放:

$$W_C = S \cdot (Q_p + Q_E) - Q_p \cdot C_p$$

式中:  $W_C$ ——水域允许纳污量 (g/L);

S——控制断面水质标准 (mg/L)

多点源排放:

$$W_C = S \cdot (Q_p + \sum_{i=1}^n Q_{Ei}) - Q_p \cdot C_p$$

式中:  $Q_{Ei}$ ——第*i*个排污口污水设计排放流量 (m<sup>3</sup>/s);

$n$ ——排污口个数。

## 2) 非点源方程

对于沿程有非点源 (非点源) 分布入流时, 可按下式计算河段污染物的浓度:

$$C = \frac{C_p \cdot Q_p + C_E \cdot Q_E}{Q} + \frac{W_S}{86.4Q}$$

$$Q = Q_p + Q_E + \frac{Q_S}{x_S} \cdot x$$

式中:  $W_S$ ——沿程河段内 ( $x=0$ 到 $x=x_S$ ) 非点源汇入的污染物总负荷量 (kg/d);

$Q$ ——下游 $x$ 距离处河段流量 (m<sup>3</sup>/s)。

$Q_S$ ——沿程河段内 ( $x=0$ 到 $x=x_S$ ) 非点源汇入的污染物总负荷量 (m<sup>3</sup>/s);

$x_S$ ——控制河段总长度 (km);

$x$ ——沿程距离 ( $0 < x \leq x_S$ , km)。

上游有一点源排放, 沿程有非点源汇入, 点源排污口与控制断面之间水域的容许纳污量按下式计算:

$$W_C = S \cdot (Q_p + Q_E + Q_S) - Q_p \cdot C_p$$

式中:  $Q_S$ ——控制断面以上沿程河段内非点源汇入的总流量 (m<sup>3</sup>/s)。

## 3) 考虑吸附态和溶解态污染指标耦合模型

上述方程既适合于溶解态、颗粒态的指标, 有适合于河流中的总浓度, 但是要将溶解态和吸附态的污染指标耦合考虑, 应加入分配系数的概念。

分配系数 $K_p$ 的物理意义是在平衡状态下, 某种物质在固液两相间的分配比例。

$$K_p = \frac{X}{C}$$

式中:  $C$ ——溶解态浓度 (mg/L);

$X$ ——单位质量固体颗粒吸附的污染物质量 (mg/kg)。

对于需要区分出溶解态浓度的污染物, 可用下式计算:

$$C = \frac{C_T}{1 + K_p} \cdot SS \cdot 10^{-6}$$

式中:  $C$ ——溶解态浓度 (mg/L);

$C_T$ ——总浓度 (mg/L);

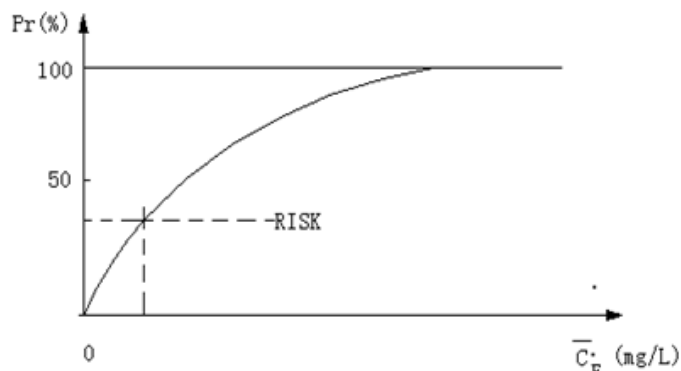
$SS$ ——悬浮固体浓度 (mg/L);

$K_p$ ——分配系数 (L/mg)。

### A. 1. 2 概率分布设计条件下的河流稀释混合模型

概率稀释混合模型与定常稀释混合模型的区别在于: 概率稀释模型把定常稀释模型中的大输入变量 $Q_p$ 、 $C_p$ 、 $Q_E$ 、 $C_E$ 等设定为独立的随机变量, 并服从对数正态分布, 估算污水、河水混合浓度的概率分布。其基本表达式为:

$$P_r\{C_0 > S\} = P \left\{ \frac{C_p \cdot Q_p + C_E \cdot Q_E}{Q_p + Q_E} > S \right\}$$



图A.1 排放浓度与超标率 (Pr) 的关系

通过矩量近似法或求积法，可以对公式进行求解。得出河水浓度的概率分布图 3-3。由于在超标率计算时，假定排污总量中排污水量不变，改变排污浓度。因此在给定达标率（或超标率）的条件下反推 $\bar{C}_E$ ，乘以排污水量，可求出允许纳污量。

### A. 1. 3 湖泊、水库的盒模型

当我们以年为时间尺度来研究湖泊、水库的富营养化过程时，往往可以把湖泊看作一个完全混合反应器，这样盒模型的基本方程为：

$$\frac{VdC}{dt} = QC_E - QC + S_c + \gamma(c)V$$

- 式中：V——湖泊中水的体积 (m<sup>3</sup>)；
- Q——平衡时流入与流出湖泊的流量 (m<sup>3</sup>/a)；
- C<sub>E</sub>——流入湖泊的水量中水质组分浓度 (g/m<sup>3</sup>)；
- C——湖泊中水质组分浓度 (g/m<sup>3</sup>)；
- S<sub>c</sub>——如非点源一类的外部源和汇 (m<sup>3</sup>)；
- γ(c)——水质组分在湖泊中的反应速率。

上式为零维的水质组分的基本方程。如果反应器中只有反应过程，则S<sub>c</sub>=0，则公式变为：

$$\frac{VdC}{dt} = QC_E - QC + \gamma(c)V$$

当所考虑的水质组分在反应器内的反应符合一级反应动力学，而且是衰减反应时，则

$$\gamma(c) = -KC$$

公式又变为以下形式：

$$\frac{VdC}{dt} = QC_E - QC - KCV$$

K是一级反应速率常数 (1/t)。当反应器处于稳定状态时，dC/dt = 0，可得到下式：

$$QC_E - QC - KCV = 0$$

$$C = C_E \left( \frac{1}{1 + K_t} \right)$$

式中：t = V/Q，t为停留时间。

### A. 2 一维模型

对于河流而言，一维模型假定污染物浓度仅在河流纵向上发生变化，主要适用于同时满足以下条件的河段：1) 宽浅河段；2) 污染物在较短的时间内基本能混合均匀；3) 污染物浓度在断面横向方向变化不大，横向和垂向的污染物浓度梯度可以忽略。

如果污染物进入水域后，在一定范围内经过平流输移、纵向离散和横向混合后达到充分混合，或者根据水质管理的精度要求允许不考虑混合过程而假定在排污口断面瞬时完成均匀混合，即假定水体在某一断面处或某一区域之外实现均匀混合，则不论水体属于江、河、湖、库的任一类，均可按一维问题概化计算条件。

若河段长度大于下式计算的结果时，可以采用一维模型进行模拟：

$$L = \frac{(0.4B - 0.6a)Bu}{(0.058H + 0.0065B)u_*}$$

其中  $u_* = \sqrt{gHJ}$

式中：L——混合过程段长度，

B——河流宽度；

a——排放口距岸边的距离，

u——河流断面平均流速；

H——平均水深；

g——为重力加速度；

J——河流坡度；

在一个深的有强烈热分层现象的湖泊或水库中，一般认为在深度方向的温度和浓度梯度是重要的，而在水平方向的温度和浓度则是不重要的，此时湖泊水库的水质变化可用一维来模拟。

在忽略离散作用时，描述河流污染物一维稳态衰减规律的微分方程为：

$$u \frac{dc}{dx} = -Kc$$

将  $u = \frac{dx}{dt}$  代入，得到

$$\frac{dc}{dt} = -Kc$$

积分解得

$$C = C_0 \cdot e^{-Kx/u}$$

式中：u——河流断面平均流速，m/s；

x——沿程距离，km；

K——综合降解系数，1/d；

C——沿程污染物浓度，mg/L；

$C_0$ ——前一个节点后污染物浓度，mg/L。

### A.3 感潮河段一维模型

感潮河段一维模型的基本方程为

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u_x \frac{\partial C}{\partial X} = \frac{\partial}{\partial X} \left( E_x \frac{\partial C}{\partial X} \right) - K_p \cdot C$$

将水力参数取潮汐半周期的平均值，变为稳定情况来求解，即认为排污口是定常量排放，

且  $\frac{\partial C}{\partial t} = 0$ ，方程的解为：

$$\text{涨潮时 } C(x) = \frac{C_0'}{M} \exp\left(\frac{u}{2E_x}(1+M)x\right)$$

$$\text{落潮时 } C(x) = \frac{C_0'}{M} \exp\left(\frac{u}{2E_x}(1-M)x\right)$$

其中,  $C_0' = \frac{[m]}{Q_h+Q_r}$ , 当  $Q_h \ll Q_r$  时  $C_0' = \frac{[m]}{Q_r}$

$$M = \sqrt{1 + 4K_p E_x / u^2}$$

式中,  $E_x$  为纵向离散系数,  $m^2/s$ 。

此外, 各地也可根据当地河流特性和污染特征, 选用其他符合当地实际的水质数学模型。

#### A. 4 二维模型

当水中污染物浓度在一个方向上是均匀的, 而在其余两个方向是变化的情况下, 一维模型不再适用, 必须采用二维模型。河流二维对流扩散水质模型通常假定污染物浓度在水深方向是均匀的, 而在纵向、横向是变化的, 水质模型如下:

$$C(x, z) = \frac{m}{hu \sqrt{\pi E_y \frac{x}{u}}} \exp\left(-\frac{z^2 u}{4E_y x} - K \frac{x}{u}\right)$$

式中:  $C(x, z)$ ——排污口对污染带内点  $(x, z)$  处浓度贡献值,  $mg/L$ ;

$m$ ——河段入河排污口污染物排放速率,  $g/s$ ;

$u$ ——污染带内的纵向平均流速,  $m/s$ ;

$h$ ——污染带起始断面平均水深,  $m$ ;

$E_y$ ——横向扩散系数,  $m^2/s$ ;

$x$ ——敏感点到排污口纵向距离,  $m$ ;

$z$ ——敏感点到排污口所在岸边的横向距离,  $m$ ;

$K$ ——污染物降解系数,  $1/s$ ;

$C_0$ ——上游来水中污染物浓度,  $mg/L$ ;

$\pi$ ——圆周率。

同一维模型相比, 该模型控制偏严, 适合于饮用水水源地河段的纳污能力计算。当排污口下游附近有取水口时, 考虑到污染物流经取水口时还未能完全均匀混合, 参与稀释水体不是全部水体, 为保护水源地水质, 确保取水口水质安全, 对于存在生活用水取水口的河段需采用二维模型进行计算。

实际上, 污水进入水体后, 不能在短距离内达到全断面浓度混合均匀的河流均应采用二维模型。实际应用中, 水面平均宽度超过200m的河流均应采用二维模型计算。

根据不同的分类方法, 可以把二维模型分类如下:

1、按河流水文特征分:

静止水体二维水质模型;

平流段二维水质模型;

感潮段二维水质模型;

潮汐河网二维水质模型。

2、按投放方式分:

(1) 瞬时投放

瞬时岸边投放水质模型;

瞬时江心投放水质模型。

(2) 连续投放

点源岸边连续投放水质模型；

点源江心连续投放水质模型；

线源岸边连续投放水质模型；

线源江心连续排放水质模型。

3、从解的形式分：

解析解二维水质模型；

数值解二维水质模型。

下面介绍常用的几种二维水质模型和相应的解析解，并简要介绍其适用条件：

$$1) \text{ 方程形式: } \frac{\partial C}{\partial t} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2}$$

$$\text{解析解为: } C(x, y, z, t) = \frac{M}{(4\pi t)^{3/2} (D_x D_y D_z)^{1/2}} \exp\left(-\frac{x^2}{4D_x t} - \frac{y^2}{4D_y t} - \frac{z^2}{4D_z t}\right)$$

适用条件：静止水体（如水库、湖泊）的突发性事故的中心排放情况浓度预测。

$$2) \text{ 方程形式: } \frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - KC$$

$$\text{解析解为: } C(x, y, z, t) = \frac{M}{(4\pi t)^{3/2} (D_x D_y D_z)^{1/2}} \exp\left(-\frac{(x-ut)^2}{4D_x t} - \frac{y^2}{4D_y t} - \frac{z^2}{4D_z t} - 3Kt\right)$$

适用条件：按理论上来说，只适用于无限空间点源的瞬时投放，但实际应用中也可以应用到大江大河江心事故性排放的浓度估计。

$$3) \text{ 方程形式: } \frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - KC$$

$$\text{解析解1: } C(x, y, t) = \frac{M}{(4\pi t)(D_x D_y)^{1/2}} \exp\left(-\frac{(x-ut)^2}{4D_x t} - \frac{y^2}{4D_y t} - 2Kt\right)$$

适用条件：可引用到大江大河江心事故性排放的浓度场预测。

$$\text{解析解2: } C(x, y, t) = \frac{M}{(4\pi t)(D_x D_y)^{1/2}}$$

$$\left[ \exp\left(-\frac{(x-ut)^2}{4D_x t} - \frac{y^2}{4D_y t} - 2Kt\right) + \exp\left(-\frac{(x-ut)^2}{4D_x t} - \frac{(y-2B)^2}{4D_y t} - 2Kt\right) \right]$$

其中B为排放位置到边界的距离。

适用条件：一侧有边界的可引用到大江大河岸边事故性排放的浓度场预测。

$$\text{解析解3: } C(x, y, t) = \frac{M}{(4\pi t)(D_x D_y)^{1/2}} \sum_{n=-\infty}^{\infty} \exp\left(-\frac{(x-ut)^2}{4D_x t} - \frac{(y+2nB)^2}{4D_y t} - 2Kt\right)$$

适用条件：两侧有边界的等速直线流瞬时排放，可引用到小河江心事故性排放的浓度场预测。

$$4) \text{ 方程形式: } u \frac{\partial C}{\partial x} = D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} + D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2}$$

$$\text{解析解: } C(x, y, t) = \frac{M}{2\pi u \sigma_z \sigma_y} \exp\left(-\frac{(z-z_0)^2}{2\sigma_z^2} - \frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right)$$

适用条件：一般河流不考虑降解情况下的二维浓度场计算

$$5) \text{ 方程形式: } \frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2}$$

$$\text{解析解: } C(x, y, t) = \frac{C_0}{2} \left[ \operatorname{erfc}\left(\frac{x-ut}{\sqrt{4D_x t}}\right) + \operatorname{erfc}\left(\frac{x+ut}{\sqrt{4D_x t}}\right) \exp\left(\frac{ut}{D_x}\right) \right] \cdot \operatorname{erfc}\left(\frac{z}{\sqrt{4D_z t}}\right)$$

适用条件：用于预测有限空间突发性线源排放情况的浓度场预测。

$$6) \text{ 方程形式: } u \frac{\partial C}{\partial x} = D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - KC$$

$$\text{解析解一: } C(x, y) = \frac{M}{(4\pi D_y x u)^{1/2}} \exp\left(-\frac{uy^2}{4xD_y} - K\frac{x}{u}\right)$$

适用条件：无边界影响的点源连续排放，适用于大江大河江心点源连续排放浓度场计算；

$$\text{解析解二: } C(x, y) = \frac{M}{(\pi D_y x u)^{1/2}} \exp\left(-\frac{uy^2}{4xD_y} - K\frac{x}{u}\right)$$

适用条件：无对岸影响的岸边排放，适用于大江大河岸边点源连续排放浓度场计算；

$$\text{解析解三: } C(x, y) = \frac{M}{(\pi D_y x u)^{1/2}} \sum_0^n \exp\left(-\frac{u(y-2nB)^2}{4xD_y} - K\frac{x}{u}\right) \quad n = 0, \pm 1, \pm 2 \text{ 适用条件:}$$

有对岸影响的岸边排放，适用于小河岸边点源连续排放浓度场计算。

### A.5 湖库模型

当以年为时间尺度来研究湖泊、水库的富营养化过程时，往往可以把湖泊看作一个完全混合反应器。这样的基本方程为：

$$\frac{VdC}{dt} = QC_E - QC + \gamma(c)V$$

当所考虑的水质组分在反应器内的反应符合一级反应动力学，而且是衰减反应时，则

$$\gamma(c) = -KC$$

上式变为以下形式：

$$\frac{VdC}{dt} = QC_E - QC - KCV$$

当反应处于稳定状态时， $dC/dt=0$ ，则

$$C = \frac{QC_E}{Q + KV}$$



**附录 B**  
**(资料性附录)**  
**(降解系数推求方法)**

**B.1 水团追踪试验法**

选择合适的河段，布设监测断面，确定试验因子。测定排污口污水流量、污染物浓度（试验因子），测定试验河段的水温、水面宽、流速等。根据流速，计算流经各监测断面的时间，按计算的时间在各断面取样分析，并同步测验各监测断面水深等水文要素。整理分析试验数据，计算确定污染物降解系数。

**B.2 实测资料反推法**

用实测资料反推法计算污染物降解系数，首先要选择河段，分析上、下断面水质监测资料，其次分析确定河段平均流速，利用合适的水质模型计算污染物降解系数，第三采用临近时段水质监测资料验证计算结果，确定污染物降解系数。

河段选择时，为减少随机因素对计算结果的影响，应尽量选择没有排污口、支流口的河段作为计算河段，这样可以排除入河污染物量和入河水量随机波动对水质监测结果的影响。

$$K = (\ln C_1 - \ln C_2) u / l$$

其中： $C_1$ 、 $C_2$ 分别为河段上、下断面污染物浓度， $L$ 为上下断面距离， $U$ 为流速。

**B.3 类比法**

根据国内外有关文献提及的部分河流污染物降解系数，选择水文条件相近的河流类比运用。

**B.4 分析借用法**

对于以前在环境影响评价、环境规划、科学研究、专题分析等工作中可供利用的有关数据、资料经过分析检验后采用。

**B.5 模型率定法**

可根据污染排放与水质响应关系模型及实测数据对综合衰减系数进行率定，模型验证宜采用与模型参数率定不同组实测资料数据进行。

附录 C  
(资料性附录)  
(污染负荷分配方法)

### C.1 基尼系数法负荷分配

20 世纪初，意大利数学家基尼通过对洛伦茨曲线的研究提出了基尼系数。基尼系数最初主要用来衡量一个地区的居民收入和财富分配的不平等程度。现已逐渐应用于污染物总量分配、能源分布和资源消耗的公平性评价。

#### C.1.1 评价指标的选取

在研究污染物总量分配公平性的过程中，选取合适的评价因子至关重要。为了保证污染物削减分配结果具有较好的操作性，分配模型可将社会人口、公共财政收入、土地面积、污染物排放量等作为主要考虑因素。

#### C.1.2 分配模型权重的计算

##### (1) 效益系数的计算

根据选择的评价指标，通过权重的分配对在水环境总量进行分配。整个分配过程中需遵循公平和效益的原则，客观反映分配结果体现经济性、社会性和历史性。分配模型如下：

$$W_i = W \cdot (a_1 \cdot S_i + a_2 \cdot E_i + a_3 \cdot D_i + a_4 \cdot T_i)$$

$$S_i = S_i^1 / \sum S_i^1$$

$$E_i = E_i^1 / \sum E_i^1$$

$$D_i = D_i^1 / \sum D_i^1$$

$$T_i = T_i^1 / \sum T_i^1$$

式中， $W$ 为水文控制单元内水环境容量，单位为 $t/a$ ；

$W_i$ 为第 $i$ 个区域分配到的水环境容量，单位为 $t/a$ ；

$S_i$ 为第 $i$ 个区域的社会效益系数， $S_i^1$ 为第 $i$ 个单元人口总数；

$E_i$ 为第 $i$ 个区域的经济效益系数， $E_i^1$ 为第 $i$ 个单元的公共参政收入，单位万元；

$D_i$ 为第 $i$ 个区域的污染物贡献率， $D_i^1$ 为第 $i$ 个单元的污染物排放量，单位 $t/a$ ；

$T_i$ 为第 $i$ 个区域的土地面积占比系数， $T_i^1$ 为第 $i$ 个单元的土地面积大小，单位 $km^2$ ；

$a_1$ 、 $a_2$ 、 $a_3$ 、 $a_4$ 为各指标权重。

##### (2) 权重确定

分析各指标权重的大小一般会进行一次等比例分配，比如对4个指标进行分配，各指标的分配权重均为25%。以等比例为参考，结合区域实际情况，对个指标的权重值进行调整。首先考虑各因素对分配结果的影响，可以适当的增加本区域内对污染物排放影响较大的因素的权重，减少影响较小因素的权重。

#### C.1.3 初始容量分配

根据各水文控制单元内行政区域的划分，按照确定的权重对各区域初始容量进行分配。

#### C.1.4 公平性评估

采用基尼系数法对分配结果进行公平性评估。基尼系数是一个经济学概念，它是通过绘制洛伦茨曲线计算得来，在经济学里可以反映社会收入的公平性。基尼系数最大为“1”，最小等于“0”。基尼系数越接近0表明收入分配越是趋向平等。国际惯例把0.2以下视为收入绝对平均，0.2-0.3视为收入比较平均；0.3-0.4视为收入相对合理；0.4-0.5视为收入差距较大，当基尼系数达到0.5以上时，则表示收入悬殊。

在分配结果评估过程中，选择区域内人口数、公共财政收入、土地面积及排污量等为分配指标，分别计算单位人口、单位公共财政收入、单位土地面积和单位排污贡献率下的百分比，通过递增的顺序进行排列，然后分别与累计的人口比、公共财政收入比，土地面积比和排污贡献率进行相关计算，得到5种方案下的各指标的基尼系数。

基尼系数的计算公式如下：

$$G_{ini} = 1 - \sum_{i=1}^n (X_i - X_{i-1})(Y_i + Y_{i-1})$$

式中， $X_i$ 为评估指标的累计比（%）； $Y_i$ 为累计削减容量比（%）； $i$ 为分配对象数量，当 $i=1$ 时， $(X_{i-1}, Y_{i-1}) = (0, 0)$ 。

## C.2 层次分析法负荷分配

层次分析法，简称AHP，是指将与决策总是有关的元素分解成目标、准则、方案等层次，在此基础上进行定性和定量分析的决策方法。

### C.2.1 建立层次结构模型

将决策的目标、考虑的因素(决策准则)和决策对象按它们之间的相互关系分为最高层、中间层和最低层，绘出层次结构图。最高层是指决策的目的、要解决的问题。最低层是指决策时的备选方案。中间层是指考虑的因素、决策的准则。对于相邻的两层，称高层为目标层，低层为因素层。

### C.2.2 构造判断(成对比较)矩阵

在确定各层次各因素之间的权重时，如果只是定性的结果，则常常不容易被别人接受，因而Saaty等人提出一致矩阵法，即不把所有因素放在一起比较，而是两两相互比较，对此时采用相对尺度，以尽可能减少性质不同的诸因素相互比较的困难，以提高准确度。如对某一准则，对其下的各方案进行两两对比，并按其重要性程度评定等级。 $a_{ij}$ 为要素 $i$ 与要素 $j$ 重要性比较结果，表1列出Saaty给出的9个重要性等级及其赋值。按两两比较结果构成的矩阵称作判断矩阵。判断矩阵具有如下性质：

$$a_{ij} = \frac{1}{a_{ji}}$$

判断矩阵元素 $a_{ij}$ 的标度方法如下：

表C.1 比例标度表

因素i比因素j	量化值
同等重要	1
稍微重要	3
较强重要	5
强烈重要	7
极端重要	9

两相邻判断的中间值	2, 4, 6, 8
-----------	------------

### C. 2. 3 层次单排序及其一致性检验

对应于判断矩阵最大特征根 $\lambda_{max}$ 的特征向量，经归一化(使向量中各元素之和等于1)后记为W。W的元素为同一层次因素对于上一层次因素相对重要性的排序权值，这一过程称为层次单排序。能否确认层次单排序，则需要进行一致性检验，所谓一致性检验是指对A确定不一致的允许范围。其中，n阶一致阵的唯一非零特征根为n；n阶正互反阵A的最大特征根 $\lambda \geq n$ ，当且仅当 $\lambda = n$ 时，A为一致矩阵。

由于 $\lambda$ 连续的依赖于 $a_{ij}$ ，则 $\lambda$ 比n大的越多，A的不一致性越严重，一致性指标用CI计算，CI越小，说明一致性越大。用最大特征值对应的特征向量作为被比较因素对上层某因素影响程度的权向量，其不一致程度越大，引起的判断误差越大。因而可以用 $\lambda - n$ 数值的大小来衡量A的不一致程度。定义一致性指标为：

$$CI = \frac{\lambda - n}{n - 1}$$

CI = 0，有完全的一致性；CI接近于0，有满意的一致性；CI越大，不一致越严重。

为衡量CI的大小，引入随机一致性指标RI：

$$RI = \frac{CI_1 + CI_2 + \dots + CI_n}{n}$$

其中，随机一致性指标RI和判断矩阵的阶数有关，一般情况下，矩阵阶数越大，则出现一致性随机偏离的可能性也越大，其对应关系如表2：

表2 平均随机一致性指标RI标准值

(不同的标准不同，RI的值也会有微小的差异)

矩阵阶数	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
RI	0	0	0.58	0.90	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45	1.49

考虑到一致性的偏离可能是由于随机原因造成的，因此在检验判断矩阵是否具有满意的一致性时，还需将CI和随机一致性指标RI进行比较，得出检验系数CR，公式如下：

$$CR = \frac{CI}{RI}$$

一般，如果 $CI < 0.1$ ，则认为该判断矩阵通过一致性检验，否则就不具有满意一致性。

### C. 2. 4 层次总排序及其一致性检验

计算某一层次所有因素对于最高层(总目标)相对重要性的权值，称为层次总排序。这一过程是从最高层次到最低层次依次进行的。方案层对总量的分配权重为：

$$W = (W_1, W_2, W_3 \dots, W_n)^T$$

各区域分配总量为：

$$W_i = \text{diag}(W_z)W$$

其中， $W_i$ 为各区域分配的总量， $W_z$ 为区域的目标总量，W为方案层的目标权重系数。

## C. 3 信息熵法负荷分配

### C. 3. 1 数据标准化

将各个指标的数据进行标准化处理。

假设给定 $k$ 个指标 $X_1, X_2, \dots, X_k$ , 其中 $X_1 = \{x_1, x_2, \dots, x_n\}$ 。假设对各指标数据标准化后的值为 $Y_1, Y_2, \dots, Y_k$ , 那么 $Y_{ij} = \frac{X_{ij} - \min(X_i)}{\max(X_i) - \min(X_i)}$ 。

### C. 3. 2 求各指标的信息熵

根据信息论中信息熵的定义, 一组数据的信息熵 $E_j = -\ln(n)^{-1} \sum_{i=1}^n (p_{ij} \ln p_{ij})$ 。其中 $p_{ij} = \frac{Y_{ij}}{\sum_{i=1}^n (Y_{ij})}$ , 如果 $p_{ij} = 0$ , 则定义 $\lim_{p_{ij}=0} (p_{ij} \ln p_{ij}) = 0$ 。

### C. 3. 3 确定各指标权重

根据信息熵的计算公式, 计算出各个指标的信息熵为 $E_1, E_2, \dots, E_k$ 。通过信息熵计算各指标的权重:  $W_i = \frac{1-E_i}{k-\sum E_i}$  ( $i = 1, 2, \dots, k$ )。

## C. 4 最优化模型法负荷分配

### C. 4. 1 确定决策变量和目标变量;

决策变量和参数。决策变量是由数学模型的解确定的未知数。参数表示系统的控制变量, 有确定性的也有随机性的。

### C. 4. 2 确定目标函数的表达式;

这是作为系统决策变量的一个数学函数来衡量系统的效率, 即系统追求的目标。

### C. 4. 3 寻找约束条件;

由于现实系统的客观物质条件限制, 模型必须包括把决策变量限制在它们可行值之内的约束条件, 而这通常是用约束的数学函数形式来表示的。

### C. 4. 4 建立最优化模型。

将一个最优化问题用数学语言来描述, 即为求函数 $u = f(x), x = (x_1, \dots, x_n), x \in \Omega$  在约束条件 $h_i(x) = 0, i = 1, 2, \dots, m$ 和 $g_i(x) \geq 0 (g_i(x) \leq 0), i = 1, 2, \dots, p$ 下的最大值或最小值, 其中 $f(x)$ 为目标函数,  $x$ 为决策变量,  $\Omega$ 为可行域。

## 参考文献

- [1] 王亚文. 基于水环境容量的千河宝鸡段水污染防治研究[D]. 西北大学, 2018.
- [2] 刘奇. 水环境容量与水质模型研究综述[J]. 中国水运. 航道科技, 2018, (01): 33–39.
- [3] BAUER D P, STEELE T D, ANDERSON R D. Analysis of waste-load assimilative capacity of the Yampa River, Steamboat Springs to Hayden, Routt County, Colorado[R]. 1978.
- [4] CAMPOLO M. Water quality control in the river Arno[J]. Water Research, 2002, 36(10): 2673–2680.
- [5] 孟伟. 流域水污染物总量控制技术与示范[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2008.
- [6] 董飞, 刘晓波, 彭文启, 等. 地表水水环境容量计算方法回顾与展望[J]. 水科学进展, 2014, 25(03): 451–463.
- [7] 中华人民共和国环境保护部. 总量控制技术手册[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1990.
- [8] BORSUK M E, STOW C A, RECKHOW K H. Predicting the Frequency of Water Quality Standard Violations: A Probabilistic Approach for TMDL Development[J]. Environmental Science & Technology, 2002, 36(10): 2109–2115.
- [9] 方秦华, 张璐平, 洪华生. 水污染负荷优化分配研究[J]. 环境保护, 2005, (13): 29–31.
- [10] 张斯思. 基于 MIKE11 水质模型的水环境容量计算研究[D]. 合肥工业大学, 2017.
- [11] 郑瑶. 三峡库区重庆段水环境容量及其分配方案研究[D]. 重庆大学, 2019.
- [12] 文德新. 谈谈环境容量[J]. 环境导报, 1996, (03): 44.
- [13] 鲍全盛, 王华东, 曹利军. 中国河流环境容量区划研究[J]. 中国环境科学, 1996, (02): 87–91.
- [14] 胡维平. 平原水网地区湖泊的水环境容量及允许负荷量[J]. 海洋湖沼通报, 1992, (01): 37–45.
- [15] 钟成华, 幸治国, 蒋良维, 等. 长江、嘉陵江重庆段水环境容量研究[J]. 重庆环境科学, 1994, (03): 43–50.
- [16] 周孝德, 郭瑾珑, 程文, 等. 水环境容量计算方法研究[J]. 西安理工大学学报, 1999, (03): 1–6.
- [17] 刘兰芬, 张祥伟, 夏军. 河流水环境容量预测方法研究[J]. 水利学报, 1998, (07): 17–21.
- [18] 徐祖信, 卢士强, 林卫青. 潮汐河网水环境容量的计算分析[J]. 上海环境科学, 2003, 22(4): 254–257.
- [19] 雷坤, 孟伟, 乔飞, 等. 控制单元水质目标管理技术及应用案例研究[J]. 中国工程科学, 2013, 15(03): 62–69.
- [20] 林高松, 李适宇, 江峰. 基于公平区间的污染物允许排放量分配方法[J]. 水利学报, 2006, (01): 52–57.
- [21] 颜润润, 晁建颖, 崔云霞. 基于最大日负荷量的流域污染控制措施——以太湖新孟河流域为例[J]. 人民长江, 2012, 43(17): 70-73+82.
- [22] 袁辉, 王里奥, 胡刚, 等. 三峡重庆库区水污染总量的分配[J]. 重庆大学学报(自然科学版), 2004, (02): 136–139.
- [23] 毛战坡, 李怀恩. 总量控制中削减污染物合理分摊问题的求解方法[J]. 西北水资源与水工程, 1999, (01): 27–32.
- [24] 谢梦达, 张林姣. 基于层次分析法的东海陆源污染物总量分配研究[J]. 科技与管理, 2016, 18(04): 19–24.
- [25] 李如忠, 钱家忠, 汪家权. 水污染物允许排放总量分配方法研究[J]. 水利学报, 2003,

- (05): 112-115+121.
- [26] 吴悦颖, 李云生, 刘伟江. 基于公平性的水污染物总量分配评估方法研究[J]. 环境科学研究, 2006, (02): 66-70.
- [27] 姜磊. 茗溪流域非点源水污染预测及总量分配方法研究[D]. 浙江大学, 2011.
- [28] 薛佳, 徐明德, 阎正坤. 流域水污染物总量分配模型研究[J]. 环境工程, 2014, 32(03): 126-130+134.
- [29] 徐鸿德. 区域水污染物总量优化分配的系统分析[J]. 上海环境科学, 1990, 9(7): 2-4.
- [30] 万飏, 吴贻名. 河流环境容量的推求及分配方法探讨[J]. 武汉水利电力大学学报, 2000, (01): 74-76.
- [31] 李寿德, 黄桐城. 初始排污权分配的一个多目标决策模型[J]. 中国管理科学, 2003, (06): 41-45.
- [32] 徐华君, 徐百福. 污染物允许排放总量分配的公平协调思路与方法[J]. 新疆大学学报(自然科学版), 1996, (03): 86-89.
- [33] 樊鸿涛, 王华东. 区域水环境风险容量的合理分配研究[J]. 环境工程, 1994, (06): 50-54.
- [34] 陈阳, 赵勇, 肖江文. 激励机制下污染物允许排放总量的分配模型[J]. 华中科技大学学报(自然科学版), 2006, (06): 103-105.