

附件 5

《流域型水污染物排放标准制修订技术导则  
(征求意见稿)》  
编制说明

《流域型水污染物排放标准制修订技术导则》编制组  
2017 年 11 月

# 目 录

|   |                      |    |
|---|----------------------|----|
| 1 | 项目背景.....            | 1  |
| 2 | 标准制订的必要性.....        | 2  |
| 3 | 国外水污染物排放标准及制定方法..... | 5  |
| 4 | 标准制订原则.....          | 6  |
| 5 | 标准内容要点说明.....        | 7  |
| 6 | 配套工作建议.....          | 22 |

# 1 项目背景

## 1.1 任务来源

2006年，原国家环保总局以《关于下达2006年度国家环境保护标准制修订项目计划的通知》（环办函〔2006〕371号）向中国环境科学研究院下达了制订《国家水污染物排放标准制修订技术导则》的任务，项目统一编号为1536。

2008年，环境保护部以《关于下达2008年度国家环境保护标准制修订项目计划的通知》（环办函〔2008〕44号）向中国环境科学研究院下达了制订《地方水污染物排放标准制订技术导则》的任务，修订现行标准《制订地方水污染物排放标准的技术原则与方法》（GB 3839-83），项目统一编号为1540.1。

## 1.2 工作过程

（1）成立标准编制组。接受任务后，中国环科院以环保部环境标准研究所为主要实施单位，成立了标准编制组，制定工作方案，部署研究工作。

（2）前期研究工作。基于环保公益项目《污染物排放标准制定及实施方法研究》，系统梳理凝练近40年来国内外污染物排放标准的制修订经验，针对我国环境污染的结构型、压缩型、复合型新特点和排放管理战略需求，研究提出了体系框架、指标设计、限值制定方法和实施方法，为本标准制定提供了良好的工作基础。

（3）通过标准技术管理梳理总结存在问题。标准所负责国家环境保护标准的技术管理工作，并协助开展地方环境保护标准备案审查工作，全面跟踪了解国家水污染物排放标准制修订过程，分析总结工作中存在的问题和取得的经验，据此起草并由环保部发布了《编写国家污染物排放标准编制说明暂行要求》（环科函〔2008〕36号）、《国家排放标准中水污染物监控方案》（环科函〔2009〕52号）等文件。

（4）编制开题论证报告，完成开题论证。2010年10月11日，环保部科技司在北京组织召开标准开题论证会，论证委员会通过开题论证，并建议在对现行排放标准体系、制订和实施过程中存在的问题进行深入的总结分析的基础上，确定研究重点。

(5) 参与修订《水污染防治法》，掌握水环境质量目标管理总体思路以及水污染物排放标准的作用与需求。明确了限期达标规划、排污许可制等与排放标准紧密相关的制度规定要求，进一步研究排放标准分类和目标定位。

(6) 编制《国家环境保护标准“十三五”发展规划》及《水环境保护标准体系“十三五”发展思路与任务》报告。进一步理清现行标准体系及存在问题，以及下一步工作思路，提出形成两类水污染物排放标准，即以防范环境风险为目标的行业型或复合型水污染物排放标准、以环境质量改善为目标的流域型水污染物排放标准。

(7) 编制完成标准征求意见稿初稿及编制说明。将行业型、综合型和流域型三类标准的制修订技术导则合并在一个标准中，不区分国家和地方。制定本标准的目的是完善标准体系与分类，统一规范标准制定技术规则，为水环境管理服务。征求意见稿规定了水污染物排放标准制定的基本原则、分类和一般要求，以及各类排放标准的制定原则与方法。其中，较为关键的技术要点包括有毒有害水污染物名录、水污染防治技术调研与评估方法、间接排放限值确定方法、流域型排放限值体系等。

(8) 向科技司、水司汇报征求意见稿初稿，根据意见进一步修改完善。2017年8月4日，向科技司、水司汇报标准编制思路和主要内容。经讨论形成一致意见，鉴于行业型排放标准与流域性排放标准制定原则与方法差异较大，因此，分别编制制修订技术导则。复合型排放标准由于只有《污水综合排放标准》（GB 8978）一项，不再单独编制制修订技术导则，而是在其修订中体现编制思路与方法。在行业型、流域型排放标准涉及复合型排放标准的内容可以进行规定，如间接排放限值的规定等方面。同时，会上还要求增加标准编制技术流程图，提高规定内容的指导性和可操作性。根据以上意见，编制组进一步修改完善，形成目前的《行业型水污染物排放标准制修订技术导则》征求意见稿及编制说明、《流域型水污染物排放标准制修订技术导则》征求意见稿及编制说明。

## 2 标准制订的必要性

### 2.1 水环境质量目标管理对水污染物排放标准提出了更高的要求

近年来，我国水环境质量虽然已取得一定程度的改善，但水环境形势依然严峻。根据《2016年中国环境状况公报》，全国地表水1940个评价、考核、排名断面（点位）中，劣于Ⅲ类水质的断面占32.3%，约为总数的近三分之一，海河、辽河劣于Ⅲ类水质的断面超过一半；几乎没有使用功能的劣Ⅴ类水质断面仍占8.6%。同时，湖库富营养化问题仍然十分严重，108个监测营养状态的湖泊（水库）中，富营养的25个，占近四分之一。黑臭水体问题仍然未得到根本解决，成为困扰群众生活的重要因素。同时，我国存在着人口、经济分布不均衡、局部地区污染物排放密度大、污染重等与欧美等发达国家不一样的情况，需要在管理上进一步创新、完善，方可解决我国独有的环境问题。

因此，尽管水污染物排放标准在污染减排、防范风险、推进水环境质量改善中发挥了重要作用，但需进一步改进，特别是我国环境管理已由污染物排放控制为主向环境质量目标管理转变，需要水污染物排放标准与水环境质量进一步衔接。目前，我国国家水污染物排放标准以技术经济评估为标准主要制定依据，定位于行业的准入门槛，主要反映污染防治技术水平要求，很难与特定流域的水环境质量改善目标相结合。水污染物特别排放限值没有明确针对的水域对象，不足以支撑流域水质达标和保护敏感目标。地方水污染物排放标准也存在同样的问题，仅流域型标准是向着与流域水环境质量改善目标相衔接的方向制订的。

## 2.2 流域型水污染物排放标准编制过程需进一步指导与规范

近年来，我国地方水污染物排放标准快速发展。为了进一步与水环境质量改善目标相衔接，山东省、江苏省、河南省、陕西省等针对特定流域制定了流域型排放标准，共13项，具体见表1。

以山东省为例，自2006年起，先后编制发布了4项流域型水污染物综合排放标准，其特点主要包括：（1）与环境目标相衔接。根据《山东省实现水污染问题明显好转、基本解决、彻底解决阶段性目标方案》，分别制定相应的排放标准。第一阶段（2012年）要重现鱼类，水质COD要求在60mg/L以下，氨氮在6mg/L以下，相应的污染源排放COD和氨氮分别要控制在100mg/L和15mg/L以下（一般保护区）。第二阶段（2020年）要彻底消除劣Ⅴ类水体，污染源排放COD和氨氮分别要控制在60mg/L和10mg/L以下（一般保护区）。第三阶段（2050年）要实现水环境功能区全面达标，需进一步加严排放限值。每个阶段

排放限值的制定以主要接纳水体控制断面水质目标为控制基准，采用水质反演法，依据小流域环境容量测算结果，反推支流上游点源污染物的排放限值，从而实现排放标准与环境目标的衔接。（2）分区、分级管理。将山东全境划分为南水北调流域、小清河流域、海河流域、半岛流域四个流域。在同一个流域又分为核心保护区、重点保护区和一般保护区。通过分区、分级，一方面确保水质目标的实现，一方面又充分利用河流自净能力，提高技术经济可行性。（3）分阶段加严，逐步取消行业控制要求差别。

通过实施流域型排放标准，山东省水环境质量的改善明显，自 2003 年起，在 GDP 增幅平均为 14.2%的前提下，省控断面 COD 浓度以 19.5%的幅度改善，全省省控河流恢复鱼类生存。其次，污染物排放量、排放强度得到明显减小，结构性污染得到缓解，产业结构趋于优化。同时，标准的实施大大促进了污染治理技术的进步，如造纸生产工艺和废水深度处理均实现创新性突破。

表 1 地方现行流域型水污染物排放标准

| 序号 | 地方  | 标准名称                         | 标准编号            |
|----|-----|------------------------------|-----------------|
| 1  | 山东省 | 山东省半岛流域水污染物综合排放标准            | DB 37/676-2007  |
| 2  | 山东省 | 山东省海河流域水污染物综合排放标准            | DB 37/675-2007  |
| 3  | 山东省 | 山东省小清河流域水污染物综合排放标准           | DB 37/656-2006  |
| 4  | 山东省 | 山东省南水北调沿线水污染物综合排放标准          | DB 37/599-2006  |
| 5  | 河南省 | 蟒沁河流域水污染物排放标准                | DB 41/776-2012  |
| 6  | 河南省 | 省辖海河流域水污染物排放标准               | DB 41/777-2013  |
| 7  | 河南省 | 清潁河流域水污染物排放标准                | DB 41/790-2013  |
| 8  | 河南省 | 贾鲁河流域水污染物排放标准                | DB 41/908-2014  |
| 9  | 河南省 | 惠济河流域水污染物排放标准                | DB 41/918-2014  |
| 10 | 江苏省 | 太湖地区城镇污水处理厂及重点工业行业主要水污染物排放限值 | DB32/1072-2007  |
| 11 | 广东省 | 汾江河流域水污染物排放标准                | DB 44/1366-2014 |
| 12 | 陕西省 | 汉丹江流域（陕西段）重点行业水污染物排放限值       | DB 62/941-2014  |
| 13 | 陕西省 | 黄河流域（陕西段）污水综合排放标准            | DB 61/224-2011  |

目前，随着《水污染防治行动计划》的发布实施和《水污染防治法》的进一步修改，各地水环境质量改善责任日趋加重。因此，各地纷纷计划出台与水质目标衔接更紧密的流域型排放标准，如广东练江流域、深圳茅洲河流域等。但是，由于我国尚未出台流域型水污染物排放标准制修订的技术导则，使其在制定过程中缺乏技术指导和规范，地方由于技术力量不足等原因可能导致标准制定依据不

充分，方法相对简单，论证不足，不能满足标准制定的技术要求。部分标准制修订工作存在规定内容不完整、调研数据不充分、环境效益和技术经济可行性分析不到位、未充分调研国外相关标准等问题，标准质量受到一定影响。

### 2.3 现行相关管理文件或标准存在的问题

环保部历来十分重视环保标准工作，特别是排放标准工作，已发布一些重要文件或标准来规范标准制修订工作，但均未对水污染物排放标准的制修订技术程序和方法提出系统明确的要求，且部分规定已落后于当前标准的发展。如，《国家环境保护标准制修订工作管理办法》（国环规科技〔2017〕1号）主要规定的是标准制修订工作中相关方责任和工作程序要求，未规定技术要求；《加强国家污染物排放标准制修订工作的指导意见》（国家环境保护总局公告 2007 年 第 17 号）提出了行业型和复合型污染物排放标准，以及标准内容要素和以技术经济评估法为主要制定依据等内容，但未规定具体技术程序和要求，同时也没有给国家制定流域型排放标准留出空间；针对地方标准发布的《地方环境质量和污染物排放标准备案管理办法》（环境保护部令 第 9 号）和《关于加强地方环保标准工作的指导意见》（环发〔2014〕49 号），仅给出了备案管理的工作程序与要求、制定地方环保标准规划、应制定地方环保标准的重点区域、加强标准实施和宣传培训等内容，未能在制定技术方法上明确要求。为推进实施《水污染防治行动计划》，指导规范各地制定水体达标方案，环保部发布了《水体达标方案编制技术指南（试行）》（环办函〔2015〕1711 号），但指南仅指导各地围绕水环境质量目标采取相关的水污染防治措施，未涉及制定标准的技术问题，因此也不能对标准制定给出有效的指导。

### 2.4 相关科研工作进展为流域型排放标准制定提供良好基础

“十一五”以来，通过水专项“流域水生态承载力与总量控制技术研究”、“控制单元水质目标管理技术研究”、“重点流域环境流量保障与容量总量控制管理关键技术与应用示范研究”以及“流域水生态承载力与控制单元总量控制支撑技术研究”等课题研究，形成了较为系统的流域控制单元水质目标管理和排污许可管理技术体系，可为本标准的制定提供良好的技术支持。

## 3 国外水污染物排放标准及制定方法

国外水污染物排放标准主要是基于技术经济评估法的行业型排放标准为主。与水质目标相结合的工作，更多是体现在排污许可证的核发过程中。例如美国，对于点源，在核发排污许可证时，除了根据排放标准确定基于技术的排放限值外，还要基于单一点源计算基于水质的排放限值，两者比较取其严，作为排污许可限值。但基于水质的排放限值并非标准，而是一事一议确定的，需要申请与核发排污许可证的人员具备相应能力。如果实施以上措施后，某个水体的水质仍然不达标，则需统筹考虑点源、面源，根据水环境质量改善需求，制定每日最大排放负荷要求，同时辅以经济等措施，推进水环境质量改善。

欧盟基于最佳可行技术参考文件给出了基于技术的排放控制水平，各国则以此为基础，结合本国的实际情况分别确定适用的排放限值。限值可以基于 BAT 制定，以体现排放限值在经济和技术上的可行性；也可以通过质量标准反演法制定基于水质标准的排放限值，以体现环境优先的原则。这两种排放限值制定方法的均衡保证了经济与环境的协调发展，并实现了对环境的高水平、整体性保护。目前，奥地利、法国和德国根据 BAT 按行业制定排放限值；比利时和意大利根据 BAT 制定统一的排放限值；丹麦、英国和芬兰根据不同地区的水环境质量标准制定排放限值；而荷兰则综合考虑 BAT 和水环境质量标准制定排放限值。

日本制定了与水质目标相衔接的标准。针对污染源相对集中、水质仍未达标的内湾、内海等封闭型水域，日本采取各个击破的策略，将污染控制重点放在少数污染物上，根据总量削减计划制定出指定地域内一定规模以上的工厂及企事业单位均应遵守的总量控制标准，取得了较好的水质改善效果。最突出的案例就是日本琵琶湖的治理和水质改善。

## 4 标准制订原则

本标准制定的目的主要有三个，一是推进各地水环境管理进一步与水环境质量相衔接；二是重点规范流域型水污染物排放标准的制定要求，包括制定基本原则、工作程序与技术程序、标准制定的主要工作内容与方法；三是统一流域型水污染物排放标准文本的一般构成与编写要求、编制说明和技术研究报告的主要内容。

为实现上述目的，本标准的制定工作遵循以下四条原则：

### (1) 围绕质量核心



根据法律法规要求，在流域水污染防治规划或限期达标规划框架内，以流域控制单元划分与水环境问题识别为基础，重点针对不达标水体超标污染物或具有超标风险的污染物，为实现水环境质量改善目标规定更加严格的排放限值。

### **(2) 夯实科学基础**

充分利用国内外已开展的流域水污染物排放与水质响应模型研究，根据流域水文水质等特征，选择确定适用的水质模型，率定模型相关参数，根据水质目标时空约束条件和优化分配原则，科学推导基于水环境质量改善目标的排放限值。

### **(3) 技术经济可行**

为保障标准的有效实施，对基于水环境质量改善的排放限值的达标技术、经济成本与收益等进行评估，论证标准限值的技术经济可行性。对于目前技术经济实现有困难的，提出限值调整建议，并重新核算环境效益以及其他污染源减排需求，以保障水环境质量目标的实现。

### **(4) 分区分类分级**

区分水环境功能与水质现状不同的控制单元、排放负荷与减排潜力不同的固定源，规定与水环境质量阶段改善目标相对应，配套采用不同技术措施的水污染物排放控制要求，提高标准规定精准性和实施预告性。

## **5 标准内容要点说明**

本标准的主要技术内容包括：适用范围、规范性引用文件、术语和定义、流域型水污染物排放标准制定的基本原则、一般构成与编写要求、制定的工作程序与技术程序、主要工作内容与方法、标准编制说明和技术研究报告的主要内容等。

其中，关键内容包括以下八个方面。

### **5.1 流域型水污染物排放限值的定位与特点**

流域型水污染物排放标准是基于我国国情提出的一项我国水环境管理创新举措，既与水环境质量改善需求进一步衔接，又可快速地、按预期目的地推进排污许可证的发放工作。流域型水污染物排放标准与目前行业型水污染物排放标准中的特别排放限值有相近之处，均为与水质进一步衔接而制定的限值，但是，特别排放限值没有明确的流域水质目标。因此，制定流域型排放标准相当于将特别排放限值具体流域化，是更有针对性和效率性的一种做法。

流域型水污染物排放标准是为了改善所在不达标流域水质，主要针对水质超标因子和具有超标风险因子而制定的排放标准。该标准与美国核发许可时计算的基于水质的排放限值不同，主要体现在三个方面：（1）管控对象：流域型排放标准管控流域汇水范围内的一组点源，基于水质的排放限值只针对单一点源，并非标准；（2）确定方法：流域型排放标准从入河排污口限制排放量和对应汇水区域内点源发展规划、排放现状、减排潜力等综合评估确定，基于水质的排放限值则仅根据水质要求和水质模型反推得出；（3）实施作用：流域型排放标准管控效率高，可促进排污许可证以较快的速度核发，适用于点源数量多、分布密集、监管能力有限的情况，推进点源排放控制与水体水质改善目标更紧密衔接；而基于水质的排放限值则对监管能力要求较高，点源数量多的情况下，核发排污许可证的效率较低。当然，两者都不能充分保障水环境质量达标，当实施后仍有不达标的情况下（一般显著少于实施前），仍需全面考虑各类污染源（点源、面源），实施更严格的排放控制措施，类似美国的每日最大负荷（TMDL）控制，其中关于点源的排放控制要求作为追加许可要求写入排污许可证中。

## 5.2 流域控制单元划分与水环境问题识别

### 5.2.1 流域控制单元划分

以国家流域控制单元划分为基础，可根据水文特征、水体类型、污染特征、水体达标和跨界情况进一步细分。水文特征包括径流量、含沙量、汛期、结冰期、水能资源、流速、补给类型及水位等，主要关注水量大小、汛期和冰期长短；水体类型包括河渠（枝状和网状）、湖库、河口；污染特征考虑点源污染占优和非点源污染占优；水体达标情况分为水质改善型和水质维持型；跨界情况考虑控制单元水体有无省市行政区划跨界。综合以上因素进行控制单元划分。

控制单元划分原则包括等级性原则、优先保护高环境功能水体（清洁边界隔离）原则、汇水区边界隔离原则、行政管理隔离原则、水体类型隔离原则和其他有利于简化污染源管理、便于明确环境质量责任主体的原则。

明确各流域控制单元的水体环境功能目标和控制断面水质标准。核心控制单元主要包括饮用水水源保护区等环境质量要求较高的区域。

## 5.2.2 水环境问题识别

可参照《水体达标方案编制技术指南（试行）》（环办函〔2015〕1711号）执行。收集近年来水环境质量变化情况，辅以必要的调查、监测，分水系调查饮用水水源、河流、城市水体、地下水、近岸海域（含入海河流）等水体的水质现状，综合考虑公众诉求，初步确定水质改善趋势和目标要求。分治理和保护两类。综合考虑水质达标情况、水体环境功能重要性等因素，确定优先控制单元。

对于水质未达标水体所在控制单元，根据水体环境功能区划、地表水水质标准和获取数据资料分析确定超标的污染物，受损的位置及分布，超标的持续时间和频率等水体的受损情况。水质评价一般采用单因子评价，评价推荐采用标准指数法，水质因子的标准指数 $>1$ ，则表明该评价因子水质浓度已超标。

确定关注的污染项目。主要包括水质超标污染物和存在超标风险的污染物。水质超标污染物为近年来（五到十年）曾出现超标的污染物。存在超标风险的污染物是指虽然没有出现水质超标现象，但近年来（五到十年）在控制断面监测的该污染物浓度呈现上升趋势的污染物。

原则上，核心控制单元内不得新建、改建、扩建排污口，污染源不得以任何方式直接向该区域排放废水。

## 5.3 重点污染源识别

### 5.3.1 各类污染源排放现状调研与发展趋势分析

调查工业、农业、生活、船舶港口等各类污染源排放现状和发展趋势。调查优先控制单元内各类污染源的污染物产排污特征，包括产生原因、排放浓度水平、废水排放量和污染物排放量等信息。污染源分为点源和非点源。点源中工业源主要以现有调查统计数据为基础的总量核定方法；城镇生活污染源主要有“汇污浓度监测法”、“汇污总量监测法”、“汇污浓度系数法”和“污普数据推算法”等负荷核算方法；集约化畜禽养殖污染源通过用水量乘以排水系数获得。而非点源一般是通过地表径流输运即降水驱动进入水体。非点源农业面源有农田降雨—径流—产污试验、农村生活污染和畜禽养殖污染入河机制调查和分析等方法。点源调查内容与方法可参照《行业型水污染物排放标准制修订技术导则》（HJ □□□）8.1、8.2执行。

确定各类源排放负荷比例及排序。针对每种关注污染物，统计分析各类污染源的污染物排放量占总排放量的比例，并进行排序。

### 5.3.2 污染源减排潜力评估

主要综合三方面情况开展污染源减排潜力评估，一是污染源采用的污染防治技术情况，二是相关规划给出的下一步整治计划等措施，三是国内外相关标准中规定的先进污染防治技术情况。根据以上因素，综合评估污染源减排提升空间。

污染源应用水污染防治技术状况调查。调查优先控制单元内各类污染源已采用的水污染防治技术状况，包括技术清单，每种技术的技术原理、适用条件、处理效果、稳定性、二次污染、经济成本、运行维护要求等信息，确定相应的排放水平。具体调查内容与方法可参照《行业型水污染物排放标准制修订技术导则》（HJ □□□）8.3 执行。

相关发展规划、环保规划的调查与分析。收集汇总国家和地方的国民经济与社会发展、相关行业发展规划、环境保护规划、水污染防治规划等规划文件。调查分析规划中涉及的行业发展规模、技术工艺发展方向、落后企业淘汰关闭等信息。

国内外相关法律法规标准措施分析。收集汇总国内外相关法律法规标准措施等相关文件。调查掌握国内外对应各类污染源的先进水污染防治技术（清洁生产技术、末端治理技术和环境管理措施），以及排放特征信息（排放浓度、排水量和污染物排放量等）。具体调查内容与方法可参照《行业型水污染物排放标准制修订技术导则》（HJ □□□）8.4 执行。

针对调查流域优先控制单元内各类污染源，列出其目前采用的水污染防治技术和国内外先进水污染防治技术，以及排放特征对比表。根据对比表，分析各类污染源改造至采用先进水污染防治技术后各类污染源减排潜力。根据规划要求，分析由于落后企业淘汰关闭使该类污染源获得的减排潜力。综合分析得到各类污染源的减排潜力分析结果。

### 5.3.3 确定标准管控的重点污染源

主要根据各类污染源的污染物排放负荷和减排潜力，评估确定重点污染源和一般污染源。主要针对重点污染源中的点源制定流域型水污染物排放标准。

## 5.4 水环境模型发展现状与选择

### 5.4.1 水环境模型定义及其发展历程

水环境模型是指描述地表水循环的水体中各水质组分所发生的物理、化学、生物和生态学等诸多方面变化规律和相互影响关系的数学方法或软件工具。主要包括地表水模型和地下水模型两大类。其中地表水模型又包括流域模型和水体模型。流域模型强调流域水文学和水质的描述，包括径流、侵蚀和沉积物以及污染物冲刷。有些模型包括地表水和地下水的相互补给并简化了地下水传输。有些模型包含河流与水库的传输和水质过程。主要用于评估流域污染负荷和管理措施实施效果。水体模型强调了输水系统的水文学和水质描述，包括河流、水库、湖泊、河口和海湾，又分为水动力模型和水质模型。水动力模型描述水体环流、输移、分层等运动特征的数学表达式及计算方法。水质模型是描述污染物在水体中运动变化规律及其影响因素相互关系的数学表达式。水质模型主要用于分析水体水质与污染物入河量之间的响应关系。

地表水环境模型的发展主要经历三个阶段。

第一阶段：20 世纪 20 年代中期至 70 年代初期。这一阶段主要集中于氧平衡的研究，属于一维稳态模型，其代表有：1925 年是 Streeter 和 Phelps 提出的第一个水质模型，即河流 S-P 模型；美国环保署 (USEPA) 推出的 QUAL-I, QUAL-II 模型。由于该阶段中考虑的水质项目不多，因此可称为一维稳态模型发展的初级阶段。

第二阶段：20 世纪 70 年代初期到 80 年代中期。在此阶段模型迅速发展，出现了以多维模拟、多介质模拟、形态模拟、动态模拟等为特征的多种模型。其代表有：湖泊水库一维动态模型 LAKECO、WRMMS、DYRESM，以及湖泊水库三维的 BOD-DO 模型；河流水质模型中能进行一维、二维、三维动态水质模拟的 WASP 也在此阶段产生。同时，该阶段水质评价准则与标准的制定也推动

了形态模型的研究与发展。如 20 世纪 80 年代初, Forstner 和 Lawrence 分别进行了重金属、有机物的形态模型研究, 1979 年 Mackay 首次提出多介质模拟逸度算法, 这使形态模型的发展成为了这一阶段的重要标志。

第三阶段: 20 世纪 80 年代中期至今。在该阶段正式提出了多介质模型, 其代表有多介质箱式模型、植物根区模型、水生食物链累积模型、逸度模型。本时期的最大特点就是在原有的基础上进行适应性改进, 从而产生了新的模型。如河流代表模型稳态 QUAL 模型发展成为 QUAL2E (1985)、QUAL2K (2002); 动态 WASP 模型也得到进一步的更新, 先后形成 WASP (1988)、WASP5(1993)、WASP6 (2001), 从而发展为可适用于河流、水库、河口、海岸的通用模拟框架。湖泊代表模型有一维动态模型 CE-QUAL-R1、二维动态模型 CE-QUAL-W2 等。形态模型的代表为美国环保署阿森斯实验室开发的地球化学热力学平衡模型 MINTEQA1 (1987) 和 MINTEQA2 (1990), 此模型主要用于计算天然水体重金属分布形态。同时, 随机数学模型、模糊数学、人工神经网络、3S 技术等多种新技术方法也相继被引入了水质模型的研究, 极大丰富了水质模型的方法体系, 至 20 世纪 90 年代后期出现了以水质为中心的流域管理模型系统如 BASINS, TMDL 工具箱等。

模型集成领域的最新趋势是朝着网上或部分网上系统发展, 系统通过互联网来提取、管理和处理数据。网上数据系统的一个组成部分是采用统一数据存储和管理标准与格式。其他研究强调建立用于构建模型关联的通用和灵活系统的必要性。总体而言水环境模型的修正及发展, 是朝着更复杂(如平均流动分析发展到紊流分析, 单组分到多组分, 线性到非线性, 水质模拟到生态系统模拟)的数学模型发展, 它加深了人们对于水质变化机理的理解, 同时也需要更多的数据和更多的计算时间, 虽然有可能为水质管理提出更好的对策, 但由此引起的不确定性也在不断上升。

#### 5.4.2 现行相关标准或文件中的规定

水环境模型是进行水质预测、评价、规划和管理必备工具, 可在很大程度上节省监测过程中耗费的人力、物力等资源, 并有预知性, 是环境管理决策的重要依据, 在环境保护方面被广泛应用于编制法规性文件中, 如污染防治规划、环

境影响评价、总量控制方案等。环保部、水利部、交通部、住建部相关技术文件明确要求采用数学模型作为分析决策依据，如《环境影响评价技术导则》（HJ/T 2.2-1993）、《饮用水水源保护区划分技术规范》（HJ/T 338-2007）、《全国水环境容量核定技术指南》、《水利水电工程溃坝洪水模拟技术规程》（DL/T 5360-2006）、《水域纳污能力计算规程》（GB 25173-2010）、《海岸与河口潮流泥沙模拟技术规程》（JTJ/T 233-98）、《内河航道与港口水流泥沙模拟技术规程》（JTJ/T 232-98）、《海绵城市建设技术指南 低影响开发雨水系统构建》（试行，2014.10）等。

关于这些标准中的相关规定尚不能满足本标准的需求。如《水域纳污能力计算规程》（GB 25173-2010）规定了水域纳污能力计算的技术要求、基本程序、方法及成果的合理性分析与检验，适用于江河、湖泊、水库、运河、渠道等已划定水功能区的地表水域有机污染物纳污能力的计算，尚未划定水功能区的水域可参照执行。虽然该标准从技术思路与容量总量控制比较接近，但从水环境容量定义的内涵、水质目标核定、响应关系计算等技术细节上差别明显。还未涉及到污染源污染物总量的分配内容，更谈不上提出流域水污染物的排放标准。

《环境影响评价技术导则 地表水环境》（征求意见稿）规定了地表水环境影响评价的一般性原则、内容、工作程序、方法及要求。该标准适用于建设项目的地表水环境影响评价。规划环境影响评价中的地表水环境影响评价可参照执行。该标准主要集中于单个污染源的环境影响评价过程，没有从流域整体上考虑水质改善的目标，缺乏流域的完整性。

#### 5.4.3 适用水环境模型的选择

我国流域污染物总量控制正在逐步实现从目标总量控制向容量总量控制的转变，《水十条》明确提出切实加强水环境管理，未达到水质目标要求的地区要制定实施限期达标的工作方案，深化污染物总量控制制度，严格控制各类环境风险，稳妥处置突发水环境污染事件；全面实行排污许可证管理。而污染物容量总量控制的核心工具就是利用表征污染负荷-水质响应关系的水环境模型，以预测在一定排污负荷条件下的水质，并在设定的水环境功能区允许排放的污染负荷。

可见，针对具体的环境问题，在水环境管理及政策制定等环境保护工作中科学合理的选择，评价和应用既满足精度又满足效率的水环境模型至关重要。

目前，美国环境保护署以模型推荐清单形式推荐的公开发行的 91 个水环境模型中绝大部分由美国开发，少数模型的开发者在丹麦、荷兰、瑞典、英国等国家或地区。Arheimer& Olsson 整理了 37 个水环境质量模型在欧洲的应用情况，其中约三分之一的模型由美国开发，其余模型开发者分布在丹麦、瑞典、荷兰、英国、澳大利亚等国家或地区。应用频次较高的模型包括：SWAT、DELFT3D、EFDC、MIKE11、MIKE21、SWMM、WASP、HSPF 等。

## 5.5 入河排污口允许排放量优化分配

### 5.5.1 国内外研究进展

#### (1) 国外研究进展

对于总量分配问题研究，发达国家起步较早，并取得了大量的研究成果。20 世纪末，日本为改善水和大气环境质量状况，提出了污染物总量控制问题。70 年代，美国和日本对水质总量控制问题进行了研究并分别制订了 TMDL 计划（日最大污染负荷）和《濑户内海环境保护临时措施法》。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。同时，在如何实现污染负荷的公平、合理分配上展开了大量的研究。此外，基于排污交易和拍卖等方式的总量分配也在研究中，美国在 TMDL 计划中实施了排污交易政策，允许企业之间购买削减份额。Catherine L. Kling 和 Jinhua Zhao(2000)基于污染物的不同区域特性，对不同分配方式的长期效率进行了分析。Peter Cramton 和 Suzi Kerr (2002) 对祖父制和拍卖这两种主要分配方式的公有制优缺点进行了比较，并提出来了各自的分配方法。K. John Holmes & Robert M. Friedman 设计并分析了针对不同分配方式的排污权交易系统。因此，国外大多是基于经济性原则建立的最优化数学模型，并没有很好的考虑初始分配的公平问题。



## (2) 我国研究进展

我国的水污染总量控制，从“六五”到“十二五”近30年的研究成果看，针对总量控制的研究主要是围绕总量分配原则和分配方法展开的。污染物允许排放量分配多是在水环境容量或目标总量控制基础上，基于效率原则或公平原则进行的分配。存在的问题包括：1) 关于非点源之间污染物的分配研究较少。2) 研究多集中在区域间的污染物分配，而进一步将污染物分配到各个排污企业的研究较少。3) 排污总量控制监测体系不完善，法律效力不够，对不报，谎报的企业处罚不力，排污口整治、排污设施建设、排污企业监测能力等排污总量控制监测硬件的投入普遍不足，自动监测水平较低，覆盖面较小。4) 缺乏对污染物削减技术的研究。5) 由于分配过程与实际管理工作相脱节，在现在的水污染控制体制下和管理模式下，所制定的污染物优化分配方案往往难以有效的付诸实施。

### 5.5.2 主要分配方法

#### (1) 流域总量分配方法

基于公平原则的分配方法主要有等比例分配法、按污染贡献分配、引入排污平权函数的分配法、基于公理体系的分配模型和环境基尼系数最小分配模型等，如林巍(1996)根据已有的“公平分配”方法中所隐含的不公平性，利用环境冲突分析理论，建立了关于公平的公理体系，设计出满足公理体系的排污总量公平分配原则。毛战坡(1999)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，并给出了各自求解方案。王勤耕(2000)等人引入“平权函数”和“平权排污量”，保证了初始排污权分配的现实性和公平性；李如忠(2002)基于经济、社会和环境系统诸要素的影响，设计了一种定性定量相结合描述判断矩阵的多指标决策的排污总量分配层次结构模型(AHP)法，将所求得各分区相对于区域允许排污总量这一总目标的权重之经，作为各分区允许排污量之比，然后按此比例在各区间进行排污总量分摊。吴悦颖(2006)等引入基尼系数概念，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。林高松(2007)提出综合考虑所有排污者的公平准则，设计了2

种求取公平协调的多准则决策方法，分别用满意度和公平协调度为衡量指标，根据最大化最小值原理求取最佳协调解。罗彬（2011）通过构建总量分配模型对锦江流域各行政区的容量进行分配，并采用基尼系数法规对分配结果进行评估，确定最终的方案。姜磊（2011）等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。杨文杰（2011）等运用综合权重系数法对北京市所划分的 18 个控制单元进行了总量分配，并通过基尼系数法对规划方案进行调试，以满足公平性的要求。

基于效率原则的分配法主要有污染治理投资最小费用分配模型，博弈论，成本分配模型，经济总量最大分配模型等。如胡康萍（1991）等以了最小处理费用方法和边际净效益最大方法分别建立了两种总量分配模型。郑英铭（1993）提出了三种水污染优化分配的模式：1）按污水排放量比例分配；2）按污染物排放量比例分配；3）按河流自净能力比例分配。曹瑞钰（1997）等以流域（或区域）各污染源的污染物削减总量为约束条件，以污水处理厂经济费用最小为目标函数，由 Lagrange 极法求得最小治理费用和最佳处理效果组合，由处理效率与允许排放量关系式得到各排污源相应的削减量。陈文颖等人（1998）和毛战坡（1999）建立了优化治理投资费用分摊的多目标规划模型。王有乐（2002）以治理投资、运行费用、收益、污染物削减量作为规划目标，建立了多目标的规划模型，并对方案的产生组合、初选、优化等建模过程进行了系统的介绍。方秦华（2004）提出以经济总量为基础按比例分配环境容量模型。孔珂（2005）应用完全信息非合作动态博弈的方法研究了初始水权的分配和水市场的调控问题，建立了以水资源效益最大化为目标的两阶段动态博弈模型，阐明了最优初始水权分配方案和水资源费率的方案的计算思路和计算方法。陈阳（2006）等研究了一种在激励机制下，基于相互补偿的协商模型，其中将治污成本作为不完全信息。陆海曙（2007）基于博弈论的流域水资源冲突，对初始排污权进行分配。基于效率原则建立的污染负荷分配方法虽然将经济成本最小化或利润最大化列入考核范围，但是在实施过程中却忽视了社会生产水平，污染控制技术、劳动力资源等因素对总量分配过程的影响。因此，在此原则基础上提出来的分配方法难以在现在的水污染控制水平和水管理制度下有效顺利的实施。

兼顾公平与效率原则的分配方法有：徐鸿德（1991）等以系统的观点出发，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（2000）等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。张志耀（2001）应用不可能性定理避免了个人对方案的偏好程度和人际间偏好程度的比较，给出了污染分配的群体决策分配模型。郭宏飞（2003）以区域环境容量的行业区域合理性分布原则为基础，利用宏观经济模型及污染控制单元污染负荷总量，将工业污染负荷允许排放总量控制在基准年的目标总量上，实现了经济优化基础上的污染负荷公平分配。李寿德（2003）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。

## （2）污染源总量分配方法

排污企业的污染物分配考虑的是如何将排污总量指标以排污许可证的形式分配给各个排污企业。由于目前排污许可证的供给方式大多数是免费分配，如何在遵循公平和效率的原则下进行分配。目前政府部门常用两种分配方法：一种是依据历史排污水平（grandfathering）来进行分配，早期的污染物总量初始分配多采用此方式；另一种方式是在国家制定的排水定额和污染物排放浓度标准的基础上，根据产量和用水量确定排污单位的分配量，目前进行污染物总量控制的国家多参考此方式分配。前者主要是基于企业现状进行分配，后者是在企业排放浓度达标的基础上进行分配，分配的公平性和效率性都有所欠缺。

基于公平原则，林高松（2006）等人用公平区间和满意度的概念来度量企业间分配的公平性。

基于效率原则，崔振平（2008）引入行业系数（水环境经济综合指数），以待分配区县内所有企业产值最大为目标函数，以各个企业的 COD 分配量为决策变量，在区县的 COD 总量目标，新鲜用水量目标，和削减率的约束下优化各个企业的分配量。

综合考虑公平和效率原则，吴亚琼（2003）研究初始排污权分配的一种协商仲裁机制，分析各方的行为和结果，力求避免企业排污信息不完全性和不对称性

给政府带来的巨大成本。王绥（2009）建立了效率与公平两级递阶优化的目标规划模型，以企业总产值为第一级效率优化模型，用公平偏离指数为公平目标，建立第二级公平优化模型，通过调节系数进行协调，制定合理的企业间水污染物的分配方案。

高子亭（2012）等以单位总量产值最大为目标，引入“聚类分析”方法，以现状排放量和单位产值作为聚类的依据，将目标单位划分为“重点削减单位”和“关注削减单位”，制订了总量分配方案。

在分配方法和技术手段上主要有系统模拟法、层次分析法、投入产出法、系统动力学、大系统分解法、多目标规划法、随机规划法和模糊系统理论规划法等。近年来，随着计算机技术广泛用于环境规划中，各种环境管理信息系统（EMIS）和水资源规划管理决策支持系统（DSS）及地理信息系统（GIS）大量应用于总量控制决策系统中，这些现代化的技术手段和数学模型相结合，可为污染物总量的分配提供强有力的支持。

## 5.6 基于水环境质量改善需求的排放限值确定

### 5.6.1 国外研究进展

#### （1）美国

基于水质的排污许可面向单个企业，首先确定基于技术（排放标准）的许可限值，然后判断该限值能否保证排放源周边混合区边界水质达到地表水水质的要求。如果可以达到，即基于技术的许可限值就可以作为最终的许可限值，否则的话，企业需要进一步削减负荷，直至达到受纳水体的水质要求。基于水质的排放限值（Water Quality-Based Effluent Limitations, WQBELs）主要根据每日最大污染能否保证混合区边界水质达标计算限值。通过建立水环境模型，计算混合区边界污染物浓度，确定排放限值，以达到对污染源排放的限制，以此来实现保护受纳水体的水质。因此基于水质的排污许可限值的出发点是受纳水体水质。制定基于水质的排污许可限值需要 6 个步骤，首先需要识别受纳水体，其次确定适用的水质标准，对污水水质和受纳水体水质进行分析，确定是否需要制定 WQBELs。如果需要，则计算基于水生生物和人体健康基准的限值。

基于全流域达标的排污许可管理技术。美国基于流域的排污许可管理从流域管理的视角出发，更多地从全流域控制断面水质达标的目标出发，将流域范围内的所有污染源均考虑在内。美国基于流域的排污许可管理与 TMDL 方案紧密结合，但仍然需要确定基于技术和基于水质的排污许可限值，同时考虑流域总体上的水文、气象条件，考虑排放源间的相互影响和叠加效应，以及流域整体的水质目标的实现。同时，基于流域的排污许可管理将作为排污权交易的技术平台，确保交易后水质不退化。实施基于流域的排污许可管理有以下几个方面的优势：1) 基于流域的排污许可限值将增加实行许可限值所带来的环境效益，关注流域的整体目标，考虑了流域环境，上下游影响和所有污染源等多种因素，将为达到流域整体目标提供更多潜在的途径，最终为许可机构提供更有效的限值许可方案。2) 有助于与水相关项目的综合，将美国已有的 TMDL，安全饮用水法案中的水源评估计划和流域管理计划整合。3) 最大化利用资源，取得最优的环境效益，将许可限值与流域数据采集，水质监测管理统一和流域整体目标实现，并有助于确定具体流域的优先方案。4) 发挥行政效率，举办流域尺度的限值许可的论证会比单个点源的论证更高效，使得许可机构可以关注最优先的事项，减少冗余事务。5) 促进区域协同合作，为达到最终的流域水质目标，点源排放企业将通过协同合作探讨最公平的减排方案。6) 实现流域尺度监测方案，在流域内部协同分担数据监测和收集的责任，有助于减少重复工作，保证监测质量。7) 为水质交易和其他市场交易策略提供支持，有利于公众参与。

## (2) 欧盟

欧盟的做法与美国类似，建立接纳水体水质模型，判定接纳水体水质受损的风险和许可限值的合理性。欧盟基于水质的排污许可限值是根据水质标准反演得到的，可用于水环境质量标准中严格要求的毒性物质（如重金属、有毒有机物等）以及污染排放量小的排污单位污染物排放限值的制定。直接排放废水和间接排放废水有不同的稀释系数计算方法。

### 1) 直接排放

$$L=S \times DF$$

式中，L 为排放浓度限值，mg/L；S 为水质标准，mg/L；DF 为稀释系数，无量纲。

确定稀释系数的方法包括：a) 统一规定法。欧盟各成员国不考虑污染物特性、地域等因素的差别，对各种污染物制定统一的稀释系数。b) 定位计算法。稀释系数分不同情况计算得到。c) 模型估算法。采用 CORMIX 等模型，运用各类动力学参数，模拟污染物在水环境中的混合、稀释情况，比较后选择较好稀释情况下较为合理的稀释系数。

$$DF=R_{\min}/P_{\max}$$

式中，R 为河流水量，m<sup>3</sup>/s；P 为污水排放量，m<sup>3</sup>/s。

## II.间接排放

间接排放指的是废水经污水管道进入污水处理厂，然后经处理后再排向自然水体。污染物在污水处理排放系统中的稀释过程可分 3 步：第一步，废水排入污水管道会被稀释；第二步，污染物在污水处理厂会被降解、沉降和稀释；第三步，经污水处理厂处理后的废水会排向自然水体。每一步都有各自的稀释倍数，三步的稀释倍数相乘得到稀释系数。

### 5.6.2 排放限值确定方法

根据排污口入河允许排放量计算结果和优化分配结果，根据重点污染源分配的允许排放量进行反推。根据排放源排放统计规律研究，根据排放量反推得到污染源的每日排放量限值，该值除以单位产品基准排水量计算得到的排水量，则可得到污染源排放日均浓度限值。

## 5.7 排放限值的技术经济论证

### 5.7.1 达标技术路线筛选

针对现有企业分析研究提标改造的技术路线，针对新建企业研究达标技术路线。

应主要根据水污染防治技术的处理效果、稳定性、二次污染、经济性和运行维护的便易性筛选确定技术路线。具体评估方法可参照《行业型水污染物排放标准制修订技术导则》（HJ □□□）8.5、8.6 执行，但处理效果为最主要考虑因素。可根据处理效果，选择确定多种技术路线。

### 5.7.2 经济成本与收益分析

针对每一种达标技术路线，分析现有企业因提标改造而增加的固定成本和运行成本，新建企业建设与运行相应设施需投入的固定成本和运行成本。成本测算应以工程实例为依据。具体测算方法可参照《行业型水污染物排放标准制修订技术导则》（HJ □□□）8.9.1 执行。

由于污染物减排而取得的经济收益核算。预测排污单位由于排放限值加严而减少缴纳的环境保护税，以及由于操作自动化而减少的人员费用等。

### 5.7.3 其他配套需求

技术经济论证中，还需考虑实现排放限值的其他配套需求，如用地需求、设备购置、人员能力等。应针对根据现有企业提标改造和新建企业达标技术路线，提出水污染防治设施建设改造的用地需求，作为可行性判断的重要依据。对于需要采用国外先进水污染防治技术和购置相关设备的，应考虑设备购置的时间和程序要求。对于需要高水平运行维护操作要求的技术设备，应考虑人员支撑能力。

### 5.7.4 可行性论证意见与调整建议

对于达标技术、经济成本收益分析以及其他配套需求的分析结果进行技术经济可行性论证，从流域可实现的技术、经济支撑保障能力等方面论证限值实现的可能性。对于不能一步到位的，应提出分阶段的实施建议，并开展环境效益分析和其他污染源减排要求分析。通过多次双向反馈，确定最终排放限值方案。

## 5.8 环境效益分析与其他污染源减排要求

如通过技术经济论证和其他分析，对初始基于水环境质量改善需求的排放限值给出调整建议，还需根据调整值评估预测流域型排放标准实施后的污染物减排

量和对水环境质量改善的作用,以及对其他污染物进一步加大减排的要求及其可行性分析。

## 6 配套工作建议

### 6.1 推进基于流域型排放标准的排污许可实施工作

排放标准是核发排污许可证的重要基础依据。流域型水污染物排放标准为不达标水体所在流域核发排污许可证提供了进一步与水质目标相衔接的工具。相比与逐个污染源计算基于水质目标的许可排放限值,大大减少了工作量。实际工作中,应对基于流域型排放标准核发排污许可证的实施效果进行评估预测。对于仍不能达标的水体,应参照美国 TMDL 模式,统筹考虑流域内所有污染源,逐个污染源给出排放限值,以推进水质目标的实现。

### 6.2 构建各类废水、污染物与可行污染防治技术数据库平台

无论是排放标准制定还是实施,以及排污许可制度的推进,均需要大量的技术支持方可开展。应基于现行水污染物排放标准和国内外水污染防治技术现状,构建涵盖废水类别、水污染物、可行技术及技术相关特性(技术原理、适用条件、处理效果、运行稳定性、跨介质影响、经济性、可操作性、工程实例等)的数据库平台。一方面为排放标准制定提供基础依据,一方面为企业守法排污提供技术指导。