

面向管理决策的标准化流域水环境模型 评估验证技术框架研究

秦成新¹, 李志一², 荣易¹, 孙博¹, 杜鹏飞^{1*}

(1. 清华大学环境学院, 北京 100084; 2. 北京清环智慧水务科技有限公司, 北京 100085)

【摘要】 不规范的流域水环境模型应用增加了决策风险。从过程管理的角度来看, 我国尚未针对流域水环境模型的评估与验证建立标准化的技术流程, 模型标准化应用水平较低。在总结已有研究成果以及先进管理经验的基础上, 本文构建了标准化的流域水环境模型评估验证技术框架, 提出了对应用于流域水环境管理决策的模型开展评估验证的基本原则、工作流程和技术要求, 并通过案例研究验证了技术框架的可行性。技术框架引入了结构合理性评估、参数识别与灵敏度分析、模拟效果评估、不确定性分析等模型评估验证的关键技术, 结合不同的模型类型、决策功能等特征给出了原则性的技术要求和应用建议。研究成果充分考虑了我国的环境管理需求, 与现阶段环境模拟技术要求、环境监测能力和数据条件相适应, 在理论探讨和技术实现层面具备明确的可行性, 将促进我国流域水环境模型的规范化、标准化和本地化应用。

【关键词】 环境模型; 流域管理; 模型评估验证; 技术框架

【中图分类号】 X32

【文献标识码】 A

【文章编号】 1674-6252 (2021) 06-0101-11

【DOI】 10.16868/j.cnki.1674-6252.2021.01.101

引言

随着我国全面加强水环境综合治理和保护, 流域水环境模型被越来越广泛地应用于环境规划与管理, 结构复杂、参数众多的模型存在不确定性, 不规范地模型应用(缺乏输入数据质量控制、未开展参数率定和模型验证等)可能增加决策风险, 限制了模型在更大范围和更深层次上的作用。因此, 如何通过过程管理, 形成标准化的模型评估验证技术流程, 使模型的应用规范化, 成为水环境管理领域的重要议题。

流域水环境模型评估验证的目的在于检验模型是否适宜支持管理决策实践。随着模型技术的不断发展, 模型结构的复杂程度不断增加, 模型引入了大量有明确物理意义或无明确物理意义、可观测或不可观测的模型参数和求解条件, 对模型评估验证提出了更高要求。近年来国内外开展了大量研究, 形成了结构合理性评估^[1]、模型参数识别与灵敏度分析^[2]、模型模拟效果评估^[3]、模型不确定性分析^[4,5]等多项关键技术。然而针对流域水环境模型的评估与验证大多是基于特定模型和特定区域开展的, 模型的类型和决策功能不尽相同, 评估验证的内容和标准存在较大

差异。

国外从通用模型评估方案出发^[6], 针对影响环境模型使用的关键问题^[7], 制定了模型使用可接受性、模型质量保证体系、常用模型清单、同行评审等技术指南^[8-10], 保障了环境模型从开发到应用全生命周期的规范化使用。在此基础上, 美国国家环保局于2009年发布环境模型开发、评估和应用指南的最终版本^[11], 提出了由同行评议、质量保证、验证、敏感性分析、不确定性分析组成的模型评估最佳实践。与此同时, 欧盟遵循由模型描述、数据库描述、科学评估、代码验证、模型验证、面向用户评估组成的综合验证框架^[12], 以重大风险源为着力点, 在稠密气体扩散、计算流体力学和瓦斯爆炸领域编制了更专业的模型评估技术指南^[13-15]。综合来看, 国外管理办法侧重于给出环境模型使用的原则性建议或特定应用场景下模型的技术性说明, 然而兼顾多种模型类型和决策需求的流域水环境模型评估验证技术框架尚不多见。

我国流域水环境模型评估验证的规范化管理起步相对较晚。2018年修订发布的《环境影响评价技术导则 地表水环境 HJ2.3—2018》强调了数值模型的定量评价, 规定了模型的初始条件、边界条件、参数率定

资助项目: 水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07301006002); 国家自然科学基金项目(51878372)。

作者简介: 秦成新(1990—), 男, 博士, 主要研究方向为区域水系流分析, E-mail: qinchengxin@mail.tsinghua.edu.cn。

*** 责任作者:** 杜鹏飞(1970—), 男, 博士, 主要研究方向为区域与城市环境规划、环境系统分析, E-mail: dupf@tsinghua.edu.cn。

与验证、结果合理性等一般性原则^[16]。然而由于长时序数据基础薄弱、模型法规化制度没有建立等原因,我国针对流域水环境模型应用的标准化技术仍处于较低水平,制约了环境规划与管理研究的发展。

本文将从框架制定的基本原则出发,针对模型类型、决策功能等特征,提出模型结构特征、数据质量、模拟性能、决策功能评估等技术要求,构建标准化的流域水环境模型评估验证技术框架,期望其能推进我国流域水环境模型应用的规范化、标准化和本地化。

1 基本原则

流域水环境模型是流域控制单元水质目标管理的重要工具,其模拟结果支持了水环境问题诊断、容量总量分配、排污许可管理、污染源—水质响应关系分析等诸多水环境管理实践。模型模拟结果是否可靠,是否适用于典型的管理实践?在科学问题导向和管理需求导向的引领下,流域水环境模型评估验证技术框架应满足以下基本原则:

(1) 需求导向。流域水环境模型评估验证的目的在于检验模型是否适宜支持管理决策。不同的决策需求对模型功能要求不同,例如,适用于重大风险源实时决策支持系统的流域水环境模型应具有严格的运算速度要求。因此,模型评估验证的内容和技术要求等应与决策需求相适应。

(2) 风险管控。流域水环境模型的开发和应用过程存在不确定性,以此作为工具开展管理决策存在风险。风险集中体现在模型是否适合、模拟结果是否正确这两个关键问题上,进而影响模型适宜的决策支持功能认定以及参数本地化取值建议。因此模型评估验证的内容和技术要求等应与决策风险的影响范围、严重程度等相适应。

(3) 分类评估。流域水环境模型类型多样,其模拟对象、建模方法、开发和应用基础等存在较大差异。按照计算思路,流域水环境模型分为系数模型、统计

模型和机理模型。各类模型对水文循环过程和污染物迁移转化机理的解释程度不同,产生的适用性评估结果不同。因此,模型评估验证的内容和技术要求等应与模拟对象、模型自身特点等相适应。

(4) 应用支撑。流域水环境模型评估验证除了做出模型是否适宜支持管理决策的结论之外,还应着眼于模型应用的规范化、标准化与本地化,结合评估验证过程得到的结果为模型在实际决策中的合理、规范应用提供技术建议。

2 流域水环境模型评估验证技术框架

在国外模型综合验证管理框架和通用模型评估验证方法^[11,12]的基础上,依据我国流域水环境管理需求导向等基本原则,本文构建了一种兼顾多种模型类型和决策需求的流域水环境模型评估验证技术框架。模型开发者和使用者应参考如图 1 所示的技术框架开展模型评估验证,评价模型对相应管理决策目标的适用性。

如图 1 所示,流域水环境模型评估验证过程遵循“定义目标→初步评估→模型结构→数据质量

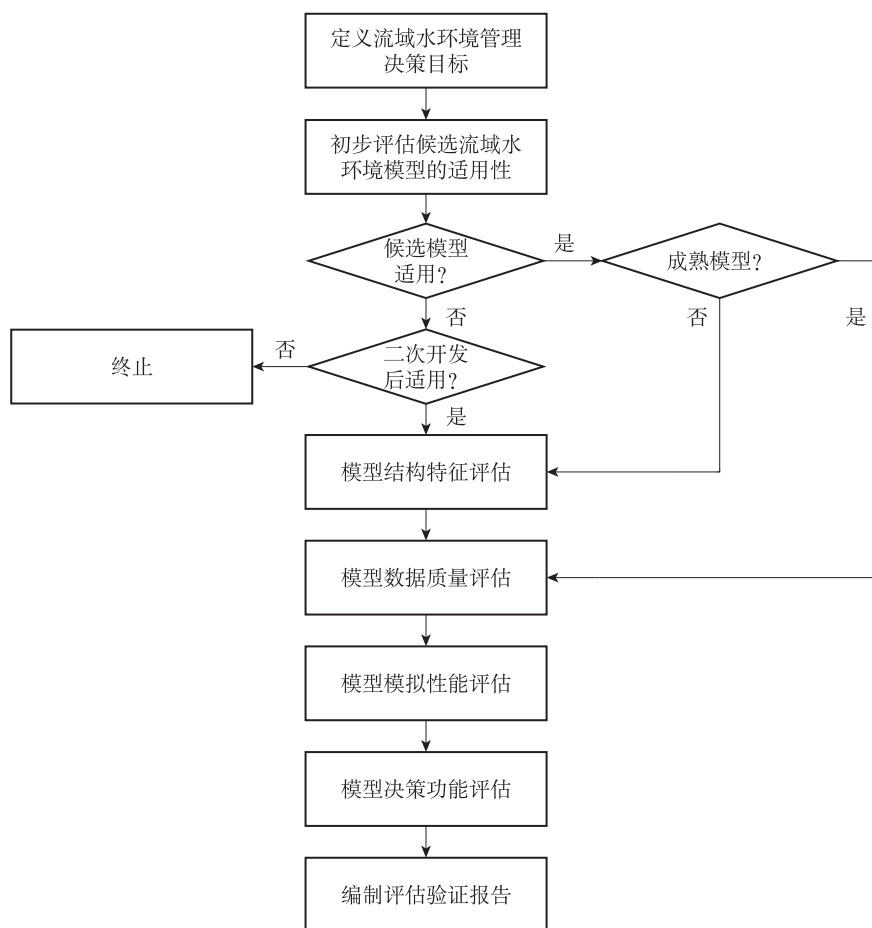


图1 流域水环境模型评估验证技术框架

—→模拟性能—→决策功能—→综合评价”7个步骤。

在遍历7个步骤后,模型开发者和使用者综合评估候选模型对于管理决策目标的适用性,在评估验证报告中明确给出模型是否适用的结论。

技术框架适用的用户主体是流域管理决策的利益相关者,包括模型开发者、使用模型的政策制定者等;适用的模型包括但不限于非点源污染模型、河流和湖库水质模型等;适用的管理决策包括但不限于生态环境管理部门开展的,与环境规划和功能区划、环境标准、污染物排放总量控制和排污许可、环境影响评价、环境监测与预报预警、环境应急预案、环境污染事件处置等有关的政策和方案制定。

3 流域水环境模型评估验证技术要求

3.1 定义流域水环境管理决策目标

在时间维度上,流域水环境管理涉及历史回顾、现状分析、未来预测等决策场景。根据其不同决策场景,界定出不同的决策目标。它们对非点源、河流、湖库等典型模型性能的要求详见表1。

历史回顾评价是指利用流域或水体的历史数据,对水量、水质、污染物排放状况及其时空变化特征等开展回顾性分析,针对污染源贡献、水环境容量、污染防治效果等做出评价和决策。例如,运用湖库水质模型 The Environmental Fluid Dynamics Code (EFDC) 定量表征流域污染源对巢湖蓝藻水华的影响^[17]。

实时预警应急是指利用实时数据以及风险预警、污染溯源等机制,快速准确地识别或预警流域或水体污染事件,预测污染事件演化趋势及其影响,评估各类应急预案的效果,针对污染事件影响、应急预案实施等做出评价和决策。此类决策对模型计算效率的要求极高,如三峡库区水环境风险评估与预警平台将环

境应急响应时间缩短至20分钟内^[18]。

未来规划评估是指利用流域或区域的水资源、水环境和水生态现状条件,分析经济社会发展相关政策、规划等对流域或水体的影响,评估污染防治措施的必要性和效果,针对政策和规划的环境影响、污染防治措施等做出评价和决策。例如,非点源模型 Soil and Water Assessment Tool (SWAT) 用于识别气候变化情景对西北干旱区内陆河流域水文过程的影响^[19]。

3.2 初步评估候选流域水环境模型的适用性

在模型模拟之前,分析候选模型的适用条件和基本性能,包括模拟变量、适用的土地利用类型和时空尺度等,并与管理决策目标对模型性能的要求相比较,初步评估候选模型的适用性。如果候选模型适用或经过二次开发后可以适用,则进入下一个评估步骤。

3.3 模型结构特征评估

流域水环境模型的本质是具有数学结构的一种抽象表述,构建这种抽象表述所需的知识基础、数学表达与求解方法是模型结构特征评估的主要内容。针对“初步评估”产生的候选模型,需按照机理的完备程度,判定成熟模型、经验模型和商业软件的结构特征。

3.3.1 建模机理

(1) 模型概化。流域水环境模型建立时,空间和时间的概化方式应合理且能够响应管理决策目标的需求,主要评估内容包括模拟对象的空间离散方式、模拟空间维度、源汇项空间和时间分布特征等。

(2) 模型机理。流域水环境模型的机理表达应与现有理论和知识相符,缺少现有理论和知识依据时,应有充分的观测数据支持或经过模型应用检验被证明

表1 流域水环境管理决策对模型性能的要求

目标模型	历史回顾评价决策	实时预警应急决策	未来规划评估决策
非点源污染模型	指标: 污染负荷、径流量、河流水质等 时间精度: 年、月、日 计算效率要求: 中	指标: 地表最大产流量、地表径流污染物浓度 时间精度: 小时、分钟或更短 计算效率要求: 极高	指标: 污染负荷、径流量、河流水质等 时间精度: 年、月 计算效率要求: 中
河流水质模型	指标: 河道平均水量、水位变化、河流平均水质 时间精度: 年均或多年平均、月、日 计算效率: 中	指标: 河道污染物最大水量、最大负荷及出现时间 时间精度: 小时、分钟或更短 计算效率: 极高	指标: 河流水量、流速、水位及整体负荷变化 时间精度: 年均或多年平均、月均 计算效率: 中
湖库水质模型	指标: 湖库年均蓄水总量、水位、污染负荷及月间变化 时间精度: 年均或多年平均、月均 计算效率: 中	指标: 藻类分布范围、最大洪峰水量及到达时间 时间精度: 日、小时、分钟或更短 计算效率: 极高	指标: 湖库水量及水位、各污染物浓度 时间精度: 年均或多年平均、月均 计算效率: 中

合理。模型机理表达一方面应能够涵盖模拟对象涉及的主要过程和行为, 具有较好的完备性; 另一方面应能响应管理决策目标, 有针对性细化或简化部分过程和行为的机理表达, 以使模型保持适宜的复杂度。如产流作为关键的水文过程, 常用机理表达有入渗方程(如 Green-Ampt 方程)、径流曲线数方程等形式。

3.3.2 数学表达

(1) 数学表达形式。流域水环境模型的数学表达形式应与模型概化和机理设计相符, 具有充分的理论或观测数据支持, 或者经过模型应用检验被证明合理。如同“模型机理”所述, 描述产流过程的径流曲线数方程如下:

$$S = \frac{25\,400}{CN} - 254 \quad (1)$$

式中, S 为潜在蓄水能力, 单位为 mm; CN 为径流曲线数。

(2) 变量和参数定义。流域水环境模型的输出变量应与管理决策目标直接相关, 输入、输出以及其他中间过程变量都应具有足够的观测数据支持。模型参数应相互独立, 宜使用具有明确物理意义且可被观测的参数。如同式(1)所示, CN 是径流曲线数方程的主要参数。

3.3.3 求解算法

优先求解流域水环境模型的解析解。当模型数学表达复杂、难以求得解析解时, 应使用数值算法求解。选择数值求解算法时, 应兼顾算法的计算效率和求解稳定性, 使之与管理决策要求的计算效率和模型精度相匹配。比如在计算基于圣维南方程组的流域汇流时, 显式差分法的计算效率高, 求解稳定性较差; 相对而言, 隐式差分法的求解稳定性好, 计算效率较低。

3.3.4 成熟模型的结构特征评估

对于在国内外广泛应用的成熟的流域水环境模型, 可省略或适当简化模型结构特征评估。基于成熟模型二次开发得到的模型, 则根据其二次开发是否涉及模型结构特征变化做出具体判断。若二次开发仅涉及输入数据制备、输出结果可视化等, 而未修改建模机理、数学表达、求解算法, 则可省略或适当简化模型结构特征评估; 若二次开发修改了建模机理、数学表达或求解算法, 则应根据修改涉及的范围, 开展相应的模型结构特征评估。

3.3.5 经验模型的结构特征评估

对于经验模型(如系数模型、统计模型), 需开

展模型结构特征评估, 可通过数学实验方法分析模型模拟变量之间的内在关系是否与现有理论和知识相符、是否存在过拟合或欠拟合等, 以此评估模型结构和参数的合理性。

3.3.6 商业软件的结构特征评估

对于商业软件, 可根据软件说明书及其他公开发表资料提供的模型建模机理、数学表达和求解算法, 评估模型结构的合理性。对于已得到广泛应用的商业软件, 可参照成熟模型省略或适当简化模型结构特征评估。

3.4 模型数据质量评估

模拟效果受数据的影响较大, 对观测数据、输入数据和求解条件等典型模型数据而言, 充分的代表性和全面的质量控制是结果分析可靠性的必要保障。

3.4.1 观测数据

(1) 数据代表性。用于流域水环境模型评估的观测数据应具有充分的时间和空间代表性, 且不同类型的观测数据(如水量、水质)宜在时间和空间上相互匹配。

观测数据的时间频率宜与模拟变量的输出频率相当, 同时观测数据应覆盖足够长的时段(如包含丰、平、枯不同水文年份), 充分体现主要模拟变量的变化范围。

观测数据应涵盖模拟对象的主要控制点位(如系统边界)和系统过程(如污染源和水体)。此外, 观测数据包含的模型变量宜多样化, 涉及模拟对象的不同系统过程。

(2) 数据质量。流域水环境模型模拟变量、参数等的观测数据获取方式(如采样布点、检测方法、质量控制等)应符合国家或相关部门制定的技术标准。确无条件的, 可采用非标准方法获取的数据, 但应标明数据获取的具体技术方法, 以备查证。在使用观测数据前, 宜评价数据的完备度、准确度和精密度。数据完备度宜定性评价, 取数据量、代表性、匹配性和观测质量 4 个维度的最低等级作为整体评价结果; 数据准确度通过均值、中位数等判据定量表达; 数据精密度运用标准差、四分位距等指标反映。

3.4.2 输入数据

(1) 数据代表性。流域水环境模型的输入数据能够满足模型的基本计算需求, 且在时间和空间上相互匹配, 输入数据的时间和空间精度应不低于模型模

拟和结果输出的精度要求。常见的输入数据有土地利用分布数据、数字高程模型数据、水系分布数据、气象资料、污染源资料等。

在模型模拟时段内,模拟对象特征发生重大变化(如城镇化导致明显的土地利用变化)时,应使用相应的输入数据(如城镇化前后两个时期的土地利用图),分阶段开展模型模拟。

当模型所需要的输入数据确无条件获取时,可通过使用模型默认值、参考相似模拟对象数据等方式进行替代,但必须评估数据替代对模型模拟结果的影响。

(2) 数据质量。流域水环境模型的输入数据应采用国家权威部门或机构提供的标准化数据,确无条件的,可使用其他途径获取的数据,但应标明数据的具体来源,以备查证。

如输入数据为模型开发者或使用者自行调查或监测获得,则其调查或监测方法应符合国家或相关部门制定的技术标准,并提供调查或监测的具体信息(如时间、地点、参与机构和人员及其资质等)及相应证明材料。

3.4.3 求解数据

(1) 边界条件。流域水环境模型求解的边界条件应贴近模拟对象的实际状况。在开展历史回顾评价、实时预警应急等决策时,应优先使用观测数据作为边界条件;在开展未来规划评估时,可参照模拟对象的历史数据或使用其他模型得到的模拟结果设置边界条件,同时考虑边界条件可能出现的极端情况。

(2) 初始条件。流域水环境模型模拟的初始条件应采用观测数据以符合模拟对象的实际状况。对于可开展连续模拟的模型,如初始条件观测数据获取困难,可通过在模拟时段前设置模型预热期降低初始条件对后续模拟的影响。

(3) 缺失数据或无资料。确因条件限制,流域水环境模型所需的基本数据出现缺失时,可暂时使用其他数据替代,例如使用模型参数默认值或邻近相似区域的模型参数取值等^[20]。同时,必须评估缺失数据替代对模型模拟结果的影响,并及时开展调查或监测获取缺失数据。

3.5 模型模拟性能评估

流域水环境模型评估验证的核心是模拟结果的评估。针对模拟获得的参数估计和变量输出结果,重点识别灵敏参数,确定参数本地化取值,评价模型模拟精度。

3.5.1 模型参数

(1) 参数率定方法。参数率定可采用基于定向搜

索和最优化以获得单一“最优”参数组的识别方法,或者基于采样及贝叶斯理论以获取各参数后验分布的识别方法。两类方法的技术特点详见表2^[4,21]。

表2 参数率定方法的技术特点

技术类别	技术特点	典型技术名称
参数识别技术	基于定向搜索和最优化	梯度下降法、共轭梯度法、复合形混合演化算法、模拟退火算法、遗传算法、蚁群算法、粒子群优化算法
	基于采样及贝叶斯理论	Hornberger-Spear-Young 算法、广义似然不确定性估计方法、序列不确定性拟合方法、马尔可夫链蒙特卡洛方法
采样技术	基于蒙特卡洛方法	简单随机采样方法、拉丁超立方采样方法、准蒙特卡洛采样方法、基于马尔可夫链的采样方法

使用基于定向搜索和最优化的识别方法能够获得单一参数组,易将通过率定验证的模型用于决策目标分析,但模拟结果易受“异参同效”现象的影响。可尽量采取物理方法确定参数取值,采取增加模拟对象不同过程、不同类型、不同点位的观测数据,减少这些数据的误差,增加不同种类模拟效果评估指标等方法,降低“异参同效”现象的影响^[22,23]。

使用基于采样及贝叶斯理论的识别方法可在一定程度上规避“异参同效”现象的产生,但由于获得多组参数组,在进行流域水环境管理决策目标分析时会增加计算量。使用该方法时,可参考现有模型和实验研究成果,特别是针对同一流域或相似流域的研究成果设置模型参数初值或初始范围。

(2) 参数率定结果。应通过结果比较的方式,比较同一流域或类似流域中使用相同模型或概化方式和数学表达相同的其他机理模型产生的模拟结果,评估流域水环境模型参数率定结果的合理性。有条件时,宜与实验室单一机理实验获得的参数数值进行比较。当差异较大时,应对模型参数率定结果开展深入分析,查明偏差产生的原因,并决定是否重新开展参数率定。

当模型受输入影响的程度较大时,可采用“动态参数”的方法^[24,25],即将参数视为可能随时间变化的量,运用数据同化等手段从观测数据提取参数变化规律,评估参数率定结果的合理性。

(3) 参数灵敏度和可识别性。应分析流域水环境模型的参数灵敏度和可识别性。结构简单的模型应开展局部、区域或全局灵敏度分析,结构复杂的模型可针对部分参数开展灵敏度分析。常用的灵敏度分析技术详见表3^[26,27]。

表 3 常用的灵敏度分析技术

技术特点	典型技术名称
局部灵敏度分析	“一次一个”灵敏度分析方法
区域 / 全局灵敏度分析	拉丁超立方—“一次一个”灵敏度分析方法、Hornberger-Spear-Young 算法、多元回归分析方法、Sobol 灵敏度分析方法

参数灵敏度既可以指示模型结构的合理性，也可以指示模拟结果的可靠性。例如，低灵敏度模型参数的数量过多，则模型结构存在过参数化的问题；高灵敏度模型参数对应的系统过程如不是系统关键过程，则模型结构可能存在问题；高灵敏度模型参数如可直接观测或被较好识别，则模拟结果的可靠性更高。

灵敏参数应具有较高的参数可识别性。可依据贝叶斯概率理论相对性地比较参数后验分布与先验分布的差异，差异越大，参数可识别性越高。

高灵敏度且可识别的模型参数是模型“本地化”处理的关键^[28]。可结合“动态参数”或原位试验资料等方法，进一步订正参数率定结果，提高模型在本地应用中的表现。

3.5.2 模拟结果

(1) 模型率定和验证结果。在模型参数率定过程中，流域水环境模型的模拟值应与观测值较好地吻合，误差应能够满足管理决策目标的要求。进而借助率定得到的模型参数，利用独立于率定数据的观测数据检验模型模拟结果时，模型模拟值与观测值之间的误差也应能够满足决策的精度要求。

应尽可能利用模拟对象不同系统过程中多个变量的观测数据评估模型模拟效果。应根据管理决策目标需求，从如表 4 所示的图示评价、误差评价、分布匹配度评价、多模型评价四类模拟效果评估技术选择^[3]，制定诸如优秀、良好、及格和不及格等级的精度要求。

(2) 模拟结果的不确定性。应分析流域水环境模型输入、参数等不确定性对模型模拟结果不确定性的影响，并对模型是否足以支撑管理决策进行评价。可以引入不同应用场景、引入更多输入数据或施加不同程度的输入扰动，分析模型输出与观测结果的拟合程

度，综合评估模型可靠性和鲁棒性等特征。例如根据模型模拟结果的置信区间，给出管理决策风险。条件允许时，应提出降低模拟结果不确定性的措施^[4]。

(3) 多模型多案例模拟结果。针对候选流域水环境模型应用的决策案例，宜选择具有相似模拟能力的、国内外广泛应用的主流模型，将其应用于该案例，比较候选模型和主流模型模拟效果的差异。当候选模型的前期决策应用案例较少时，宜补充管理决策目标相似的案例，利用候选模型开展模拟，评估候选模型在相似决策案例中的模拟效果。当管理决策可能存在重大经济、社会和环境的影响时，必须进行多模型、多案例模拟评估。

3.6 模型决策功能评估

针对候选模型对于流域水环境管理决策目标的适用性，不仅要技术层面评估模型模拟结果的可靠性，也要注重决策实用性和应用便利性。

3.6.1 决策实用性

(1) 计算效率。流域水环境模型的计算效率应满足管理决策的时效性要求。评价模型的计算效率，需要将其与另外一个具有相同决策功能的模型进行比较。引入算法时间复杂度的概念来衡量模型计算效率^[29]，分析随着操作数（模型输入或输出）的增加，模型运行时间增加的变化趋势。根据模型所需操作数与两条时间复杂度曲线在“操作数—运行时间”二维空间中的位置关系，判定计算效率较高的模型。

(2) 数据需求。对于需要长期服务的管理决策目标，应评估在正常业务状态下流域水环境模型所需各项数据的更新频率是否能够满足决策需求。本文以中等发达的社会发展水平为基准，提出模型数据更新频率的建议^[30,31]，详见表 5。

(3) 软硬件要求。对于需要长期服务的管理决策目标，应评估在正常业务状态下是否具备流域水环境模型应用所需的计算机软件和硬件、技术人员等条件。

3.6.2 应用便利性

(1) 操作便利程度。流域水环境模型宜拥有可视化

表 4 模拟效果评价技术体系

技术类别	典型技术名称		
图示评价技术	散点图	时间序列图	累积图
误差评价技术	相关系数	无量纲数（纳什效率系数等）	误差指数（均方根误差等）
分布匹配度评价技术	柯尔莫可洛夫—斯米洛夫检验	安德森—达令检验	曼—惠特尼秩和检验
多模型评价技术	验证性评价	预测性评价	—

表5 不同的流域水环境管理决策目标下模型数据更新频率的建议

决策目标	空间数据	源汇项数据	监测数据
历史回顾评价	5~10年	气象: 1年 污染源: 1年	月、日及以下
实时预警应急	1~3年	气象: 日及以下 污染源: 日及以下, 优先使用在线观测数据	小时及以下
未来规划评估	5~10年	气象: 1~3年 污染源: 5~10年	—

及自动化输入数据准备模块,如自动实现模拟区域空间细化等功能,以降低模型使用者操作难度;宜具有标准化且易于读写的输入、输出文件格式,以及模拟结果图表化和可视化模块,辅助模型使用者分析模拟结果。

(2) 技术服务支撑。流域水环境模型应具备模型机理说明书和模型使用说明书,为模型使用者理解模型运算过程和使用模型提供帮助。条件允许时,模型开发者或开发团队可组建客户服务团队,并可通过会议、网络等方式推广模型使用。模型开发者或开发团队应对业务化运行模型的模拟效果进行定期评估,及时发现和纠正模型应用可能存在的风险。

(3) 模型可扩展性。流域水环境模型宜具有良好的可扩展性,如具有标准化接口及标准化输入、输出文件等。推荐采用模块化方式构建模型,将模型的每个模拟过程设计为单一模块,模块间通过变量、参数等相互连接,运算时互不干扰,便于模型使用者根据具体决策需求关闭无关模块,提高运算效率。模型代码宜为开源代码,以便其他模型使用者进行二次开发^[10]。

3.7 编制评估验证报告

综合 3.1 至 3.6 节评估结果,从模型结构、数据质量、模拟性能、决策功能等方面评价候选模型对于特定管理决策目标的适用性,明确给出模型是否适用的结论。该报告可供同行评议,也可作为生态环境管理部门在管理决策中采纳该候选模型及其模拟结果的主要依据。

4 案例分析

本文选取龙津溪流域多模型耦合模拟系统^[4]作为实际案例介绍模型评估验证技术框架的应用,分析其适用性。龙津溪发源于福建泉州,是九龙江的支流,流域面积 894 km²,上游以林地为主,中下游地区多为农田和果林。龙津溪全长约 80km,主要为天然河道,受人为干扰较少,上游干流和支流河道较窄,下游干流河道宽度近

400m。龙津溪多年平均径流量为 8.6 亿 m³。

(1) 定义流域水环境管理决策目标。龙津溪流域模型的管理决策目标在于,通过历史回顾评价,识别流域水量和水质的时空变化特征,辅助了解流域水环境模拟系统不确定性,降低决策风险。

(2) 初步评估候选流域水环境模型的适用性。龙津溪流域的水文水质资料较为稀缺,拟选用广泛应用的成熟模型实现逐日流量和氨氮浓度的模拟需求。将龙津溪所在的流域水系统概化为非点源子系统和河道子系统,其中非点源子系统候选模型有暴雨洪水管理模型(Storm Water Management Model, SWMM)、SWAT 等,河道子系统候选模型有 EFDC、水质分析模拟程序(The Water Quality Analysis Simulation Program, WASP)等。候选模型使用条件和基本性能的比较详见表 6。

由于流域现有数据条件较难达到 SWAT 模型需求,所以非点源子系统选用 SWMM 模型。又因为当地环境管理决策对于污染物模拟有较高要求,所以河道子系统将使用 EFDC 模型建立水动力模块,使用 WASP 模型建立水质模块。

(3) 模型结构特征评估。由于候选模型的二次开发未涉及建模机理、数学表达和求解算法,所以适当简化模型结构特征的评估。耦合系统的建立采用松散耦合的方式,非点源子系统和上游较窄的河道(一维明渠流)采用 SWMM 模型模拟,模拟结果单向传输给 EFDC 和 WASP 建立的二维河流子系统;耦合系统的时空概化方式依据流域水文特征,流域空间离散为 23 个子流域和 79 个河流网格,模拟时间步长为 6 小时(非点源子系统)和 18 分钟(河流子系统)。

表6 候选模型的适用性分析

项目	非点源子系统候选模型		河道子系统候选模型	
	SWMM	SWAT	EFDC	WASP
模拟对象	流域水文、水动力、水质, 非点源污染	流域水文、水动力、水质, 非点源污染	水体水动力、水体水质	水体水质
模拟变量	地表和地下径流、污染物	地表和地下径流、污染物	水文变量、水质变量	常规水质指标(氨氮等)
数据需求	较低	较高	适中	适中
拟用模块	流域非点源模块和水道模块	—	水动力模块	水质模块

(4) 模型数据质量评估。将观测数据、输入数据和求解条件等模型数据按类别划分为地形数据、土地利用数据、土壤数据、气象数据、农业管理措施数据、河流水文和水质观测数据。经分析,数据均具有充分的时间和空间代表性,地形数据、土壤数据和气象数据为标准化数据,其他类型数据为调研数据;引入不确定性输入概念,加强数据质量控制,针对驱动非点源模型的降雨数据,设置降雨不确定性输入因子为一个 99.7% 概率在 -0.9 到 0.9 的正态分布,针对模型验证数据,运用 GLUE 算法似然度函数对模型参数进行识别和验证。

(5) 模型模拟性能评估。针对耦合模拟系统中与流量模拟和氨氮模拟的 21 个参数,应用 Morris 方法计算参数局部灵敏度,对比参数先验分布和后验分布的差异,分析参数可识别性。参数分析结果见表 7。

耦合模拟系统的灵敏参数共 4 个,可识别性高的参数共 6 个。不灵敏参数有 5 个,占总数的 24%,系统不存在明显的过参数化和冗余参数问题;可识别性低的参数有 6 个,占总数的 29%,系统整体的可识别性较好。

针对耦合模拟系统的流量模拟和氨氮浓度模拟,

应用基于 Sobol 序列采样的 GLUE 算法进行模拟计算,采样 10 000 次,取累积似然度达到 90% 的模拟数据,获得 1950 次结果,模拟输出效果用涵盖率和不确定度表征,统计分析得到变量输出的后验分布,详见图 2。

耦合模拟系统输出结果可以涵盖流量 95.0% 和氨氮 92.9% 的实测结果,流量和氨氮的不确定度分别是 0.346 和 0.307,模拟效果较好,耦合系统传递过程累积的不确定性增加了模拟结果的不确定度,精密的空间划分方式可以降低模拟结果的不确定性。

(6) 模型决策功能评估。从技术层面评估耦合模拟系统决策的实用性,开展 270 天的模拟耗时 378 分钟,计算效率较高;从应用层面分析耦合模拟系统应用的便利性,采用模块化方式构建,可扩展性良好。

(7) 编制评估验证报告。综合以上 6 个步骤的评估结果,龙津流域多模型耦合模拟系统适用于历史回顾评价。后续建议补充观测数据,长时段率定验证期数据可以提高模型模拟效果。

5 结论

本文构建了一种兼顾多种模型类型和决策需求的

表 7 龙津流域耦合模拟系统参数灵敏度分析结果

参数名称	物理意义	流量		氨氮		灵敏性分级	可识别性
		灵敏度	灵敏性级别	灵敏度	灵敏性级别		
CN_fo	林地曲线数	0.416	较灵敏	-0.162	较灵敏	较灵敏	高
CN_orc	园地曲线数	0.618	灵敏	-0.241	较灵敏	灵敏	高
CN_agr	耕地曲线数	0.435	较灵敏	-0.169	较灵敏	较灵敏	高
CN_hay	草地曲线数	0.001	不灵敏	-0.000 5	不灵敏	不灵敏	低
CN_res	居住地曲线数	0.039	不灵敏	-0.015	不灵敏	不灵敏	低
N-Imperv	不透水区曼宁糙率	-0.015	不灵敏	0.006	不灵敏	不灵敏	低
N-Perv	透水区曼宁糙率	0.204	较灵敏	-0.079	不灵敏	较灵敏	一般
D-Imperv	不透水区贮水深度	-0.050	较灵敏	0.020	不灵敏	较灵敏	一般
D-Perv	透水区贮水深度	-1.47	灵敏	0.573	较灵敏	灵敏	高
Max.Buildup	最大可累积的污染物量	0	无关	1.18	灵敏	灵敏	一般
R-Constant	累积速率	0	无关	0.695	较灵敏	较灵敏	高
Coefficient	冲刷系数	0	无关	0.965	较灵敏	较灵敏	低
Exponent	冲刷指数	0	无关	1.86	灵敏	灵敏	一般
C-Mann	曼宁糙率	0.001	不灵敏	-0.000 5	不灵敏	不灵敏	一般
Conductivity	传导系数	0	无关	-0.081	较灵敏	较灵敏	一般
K12	氮化率	0	无关	-0.194	较灵敏	较灵敏	一般
KNIT	氮化需氧量半饱和数	0	无关	0.143	较灵敏	较灵敏	高
FNH	底泥氮通量	0	无关	0.001	不灵敏	不灵敏	低
K1	浮游植物饱和和增长率	0	无关	-0.068	较灵敏	较灵敏	低
K71	有机氮矿化率	0	无关	0.201	较灵敏	较灵敏	一般
KONDC	有机氮分解率	0	无关	0.057	较灵敏	较灵敏	一般

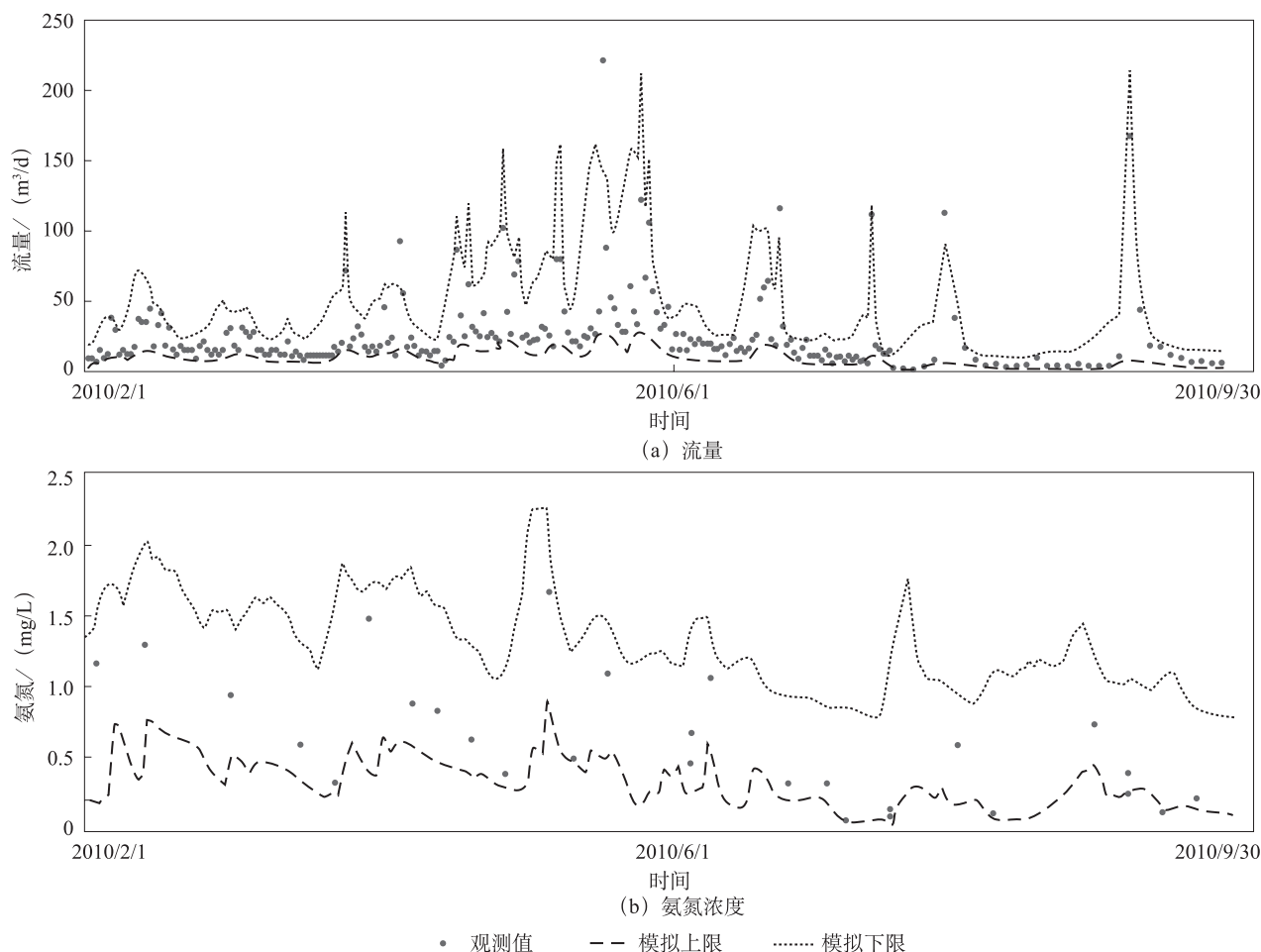


图2 龙津河流域耦合模拟系统模拟输出后验分布

流域水环境模型评估验证技术框架,在理论探讨和技术实现层面具备明确的可行性。该技术框架借鉴国外环境模型的管理思路和通用的模型评估验证研究方法,参考从开发到应用全生命周期的规范化使用方法,融合质量保证、同行评审等过程控制环节,吸收特定应用场景技术说明的经验,将模型评估验证流程解构为一个多过程集成的标准化框架,涵盖了模型评估验证的主要步骤;引入了结构合理性评估、参数识别与灵敏度分析、模拟效果评估、不确定性分析等成熟技术,依据不同模型类型和决策功能的需求,针对流域水环境模型评估验证过程给出原则性的技术要求和应用建议。因此,这种标准化的框架明确了开展流域水环境模型评估验证的分类方法、评估验证内容、技术方法、工作程序、文档规范等,界定了模型开发者、使用模型的政策制定者等在流域水环境模型评估验证工作中的责权。此外该技术框架还提出了降低“异参同效”现象影响、分析参数可识别性和模型鲁棒性的建议,拓展了技术框架应用的广度和深度。

流域水环境模型评估验证技术框架的用户主体是流域管理决策的利益相关者,包括模型开发者、使用模型的政策制定者等。该技术框架提出了“本地化参数”“动态参数”“缺失数据或无资料”等改进模拟效果的方法,与我国现阶段环境模拟技术要求、环境监测能力和数据条件相适应。技术框架适用的模型包括但不限于非点源污染模型、河流和湖库水质模型等,适用的管理决策包括但不限于生态环境管理部门开展的与环境规划、环境功能区划、环境标准、污染物排放总量控制、排污许可、环境影响评价、环境监测与预报预警、环境应急预案、环境污染事件处置等有关的政策和方案制定。

目前我国流域水环境模型标准化应用程度较低,未来推进模型应用面临着缺乏法规化模型体系等较多挑战,为此应充分借鉴先进的管理经验,探索建立规范化、标准化与本地化的模型应用体系。建议制定适用于特定决策目标的模型清单,以导则或技术指南的形式发布模型应用规范,支持科研机构利用标准化的技术框架,系统开展模型评估和验证研究,集成我国

典型流域候选模型的模拟结果,对比分析候选模型的适用性,提出在典型流域使用模型的技术要求以及本地化参数取值建议;建议加强流域水环境基础信息数据库建设,持续推进数字高程模型、河网等标准化数据共享。

参考文献

- [1] 郭俊,周建中,王浩,等.系统理论水文模型结构与参数多目标优化[J].水力发电学报,2014,33(2):1-7.
- [2] 冯帅,李叙勇,邓建才.太湖流域上游河网污染物降解系数研究[J].环境科学学报,2016,36(9):3127-3136.
- [3] MORIASI D, GITAU M, PAI N, et al. Hydrologic and water quality models: performance measures and evaluation criteria[J]. Transactions of the ASABE (American society of agricultural and biological engineers), 2015, 58(6): 1763-1785.
- [4] 李志一.流域水环境多模型耦合模拟系统的不确定性分析研究[D].北京:清华大学,2015.
- [5] YEN H, WANG X Y, FONTANE D G, et al. A framework for propagation of uncertainty contributed by parameterization, input data, model structure, and calibration/validation data in watershed modeling[J]. Environmental modelling & software, 2014, 54: 211-221.
- [6] U.S. Government Accountability Office. Guidelines for model evaluation[EB/OL]. (1979-01-01). <https://www.gao.gov/assets/130/125477.pdf>.
- [7] Environmental Engineering Committee, Science Advisory Board, U.S. Environmental Protection Agency. Resolution on the use of Mathematical Models by EPA for Regulatory Assessment and Decision-making[EB/OL]. (1989-01-13). <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P100DPI4.PDF?Dockey=P100DPI4.PDF>.
- [8] U.S. Environmental Protection Agency. White Paper on the Nature and Scope of Issues on Adoption of Model Use Acceptability Guidance[EB/OL]. [1999-05-04]. https://19january2017snapshot.epa.gov/sites/production/files/2015-02/documents/whitepaper_1999.pdf.
- [9] U.S. Environmental Protection Agency. Guidance for Quality Assurance Project Plans for Modeling[EB/OL]. (2002-12-10). <https://www.epa.gov/sites/production/files/documents/G5M.pdf>.
- [10] U.S. Environmental Protection Agency. Peer Review Handbook 3rd Edition[EB/OL]. (2006-01-23). https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/peer_review_handbook_2006_3rd_edition.pdf.
- [11] U.S. Environmental Protection Agency. Guidance on the Development, Evaluation, and Application of Environmental Models[EB/OL]. (2009-03-12). https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-04/documents/cred_guidance_0309.pdf.
- [12] Model Evaluation Group. Model Evaluation Protocol [R]. Brussels: European Communities Directorate, 1994-05-05.
- [13] HISKEN H, LAKSHMIPATHY S, ATANGA G, et al. Model Evaluation Protocol for HySEA[EB/OL]. (2016-03-01). <https://ec.europa.eu/research/participants/documents/downloadPublic?documentIds=080166e5a6cc5a37&appId=PPGMS>.
- [14] BARALDI D, MELIDEO D, KOTCHOURKO A, et al. Development of a model evaluation protocol for CFD analysis of hydrogen safety issues the SUSANA project[J]. International journal of hydrogen energy, 2017, 42(11): 7633-7643.
- [15] Health and Safety Executive. Review of consequence model evaluation protocols for major hazards under the EU SAPHEDRA platform[EB/OL]. (2017-03-06). <https://www.hse.gov.uk/research/rrpdf/rr1099.pdf>.
- [16] 生态环境部. HJ 2.3-2018 环境影响评价技术导则地表水环境[S].北京:中国环境科学出版社,2019.
- [17] HUANG J C, ZHANG Y J, HUANG Q, et al. When and where to reduce nutrient for controlling harmful algal blooms in large eutrophic lake Chaohu, China?[J]. Ecological indicators, 2018, 89: 808-817.
- [18] 张艳军,秦延文,张云怀,等.三峡库区水环境风险评估与预警平台总体设计与应用[J].环境科学研究,2016,29(3):391-396.
- [19] BA W L, DU P F, LIU T, et al. Impacts of climate change and agricultural activities on water quality in the Lower Kaidu River Basin, China[J]. Journal of geographical sciences, 2020, 30(1): 164-176.
- [20] OUDIN L, KAY A, ANDRÉASSIAN V, et al. Are seemingly physically similar catchments truly hydrologically similar?[J]. Water resources research, 2010, 46(11): W11558.
- [21] 刘毅,陈吉宁,杜鹏飞.环境模型参数识别与不确定性分析[J].环境科学,2002,23(6):6-10.
- [22] 芮孝芳.水文学前沿科学问题之我见[J].水利水电科技进展,2015,35(5):95-102.
- [23] PATHIRAJA S, MARSHALL L, SHARMA A, et al. Hydrologic modeling in dynamic catchments: A data assimilation approach[J]. Water resources research, 2016, 52(5): 3350-3372.
- [24] WILLIAMS T G, GUIKEMA S D, BROWN D G, et al. Assessing model equifinality for robust policy analysis in complex socio-environmental systems[J]. Environmental modelling & software, 2020, 134: 104831.
- [25] LAN T, LIN K R, XU C Y, et al. Dynamics of hydrological-model parameters: mechanisms, problems and solutions[J]. Hydrology and earth system sciences, 2020, 24(3): 1-27.
- [26] 徐崇刚,胡远满,常禹,等.生态模型的灵敏度分析[J].应用生态学报,2004,15(6):1056-1062.
- [27] 黄金良,林杰,杜鹏飞.城市降雨径流模拟的参数不确定性分析[J].环境科学,2012,33(7):2224-2234.
- [28] LI C B, Q I J G, FENG Z D, et al. Parameters optimization based on the combination of localization and auto-calibration of SWAT model in a small watershed in Chinese Loess Plateau[J]. Frontiers of earth science in China, 2010, 4(3): 296-310.

- [29] 严蔚敏, 吴伟民. 数据结构 (C 语言版) [M]. 北京: 清华大学出版社, 2004:11-15.
- [30] 国家测绘局. GB/T 14268-2008 国家基本比例尺地形图更新规范 [S]. 北京: 中国标准出版社, 2008.

- [31] WILKEN R D, KNEPPER T, HABERER K. Early warning systems on the Rhine and Elbe in Germany [M]//DEININGER R A, LITERATHY P, BARTRAM J, eds. Security of Public Water Supplies [M]. Dordrecht: Springer, 2000:71-89.

Standardized Framework of Watershed Model Evaluation for Decision Making

QIN Chengxin¹, LI Zhiyi², RONG Yi¹, SUN Fu¹, DU Pengfei^{1*}

(1. School of Environment, Tsinghua University, Beijing 100084, China; 2. Beijing Tsinghua Smart Water Tech. Co., Ltd., Beijing 100085, China)

Abstract: Nonstandard application of environmental models for watershed management increases the decision-making risk. From the perspective of process management, there is no standardized technical process for the evaluation and verification of environment models for watershed management in China. Based on a detailed review of research results and advanced management experience, a standardized technical framework for evaluation and verification of environment models was constructed and verified by a case study, which defined the basic principles, work processes and technical requirements for the model used in the decision-making of watershed management. This framework introduced key technologies for model evaluation and verification such as structural rationality assessment, parameter identification, sensitivity analysis, performance measures and uncertainty analysis, and provided principled technical requirements and application suggestions for varied model types, decision-making functions. Research results fully consider environmental management needs, and are compatible with current environmental simulation technical requirements, environmental monitoring capabilities, and data conditions, which will promote the normalization, standardization and localization of environmental model application for watershed management.

Keywords: environmental model; watershed management; model evaluation; technical framework

（上接141页）

Assessing the Value of a Statistical Life of Air Pollution in Chengdu-Chongqing Area by Contingent Value Method with Single Bounded Dichotomy

PENG Fei¹, LI Xue², MA Guoxia^{1*}, ZHOU Yin¹, YU Fang¹, ZHANG Yanshen¹, YANG Weibin¹

(1.Center for Environmental and Economic Accounting, Chinese Academy of Environmental Planning, Beijing 100012,China; 2. Bureau of Ecology and Environment in Wuyishan, Wuyishan 354300, China)

Abstract: Value of a statistical life in air pollution is the key index to calculate the loss of human health caused by air pollution and to evaluate the effectiveness of air pollution prevention and control policies. In this paper, the contingent value method with single bounded dichotomy function model is used to evaluate the average willingness to pay and the value of a statistical life in Chengdu-Chongqing area of China. The main conclusions are as follows: ① The average willingness to pay for air pollution in Chengdu and Chongqing area is 1974.2 RMB, and the value of a statistical life is 3.948 million RMB. The value of statistical life in some areas of Sichuan is 4.02 million RMB and Chongqing is 3.928 million RMB. ② Indicators such as gender, annual family income and self-perceived health status have a greater impact on the average willingness to pay. ③ Among the life value assessment methods, the human capital method is widely used in China, while the contingent value method is mainly used in foreign countries. The value of a statistical life is higher than that calculated by human capital method, but compared with developed countries, the value of a statistical life in Chengdu-Chongqing area is relatively low.

Keywords: Chengdu-Chongqing area; air pollution; value of a statistical life; contingent value method; single bounded dichotomy