



中国科学院大学  
University of Chinese Academy of Sciences

## 博士学位论文

基于边界自适应配置单元的流域管理措施空间配置优化方法

作者姓名: 朱良君

指导教师: 朱阿兴 研究员 中国科学院地理科学与资源研究所

秦承志 研究员 中国科学院地理科学与资源研究所

学位类别: 理学博士

学科专业: 地图学与地理信息系统

培养单位: 中国科学院地理科学与资源研究所

2019年6月



**Method of Optimizing Spatial Configuration of Beneficial**  
**Watershed Management Practices in a Unit-Boundary Adaptive**  
**Manner**

**A dissertation submitted to the**  
**University of Chinese Academy of Sciences**  
**in partial fulfillment of the requirement**  
**for the degree of**  
**Doctor of Philosophy**  
**in Cartography and Geography Information System**

**By**

**Zhu Liang-Jun**

**Supervisor: Professor Zhu A-Xing and Qin Cheng-Zhi**

**Institute of Geographic Sciences and Natural Resources Research**

**June, 2019**



## 中国科学院大学 研究生学位论文原创性声明

本人郑重声明：所呈交的学位论文是本人在导师的指导下独立进行研究工作所取得的成果。尽我所知，除文中已经注明引用的内容外，本论文不包含任何其他个人或集体已经发表或撰写过的研究成果。对论文所涉及的研究工作做出贡献的其他个人和集体，均已在文中以明确方式标明或致谢。

作者签名：

日 期：

## 中国科学院大学 学位论文授权使用声明

本人完全了解并同意遵守中国科学院大学有关保存和使用学位论文的规定，即中国科学院大学有权保留送交学位论文的副本，允许该论文被查阅，可以按照学术研究公开原则和保护知识产权的原则公布该论文的全部或部分内容，可以采用影印、缩印或其他复制手段保存、汇编本学位论文。

涉密及延迟公开的学位论文在解密或延迟期后适用本声明。

作者签名：

日 期：

导师签名：

日 期：



## 摘 要

土壤侵蚀和非点源污染是流域中密不可分的两大生态环境问题。通过实施一系列最佳管理措施（Best or Beneficial Management Practices, 简称 BMPs），可实现对径流、泥沙、污染物的控制，从而改善流域生态环境，促进经济、社会可持续发展。基于流域过程模拟的情景分析及优化方法能够快速、定量地评价不同 BMPs 空间组合配置（称为 BMP 情景）下的流域综合治理效益，成为流域综合治理决策支持的重要手段。

流域综合治理需要多种 BMPs 的合理空间组合配置，即需要考虑 BMPs 空间配置关系对 BMPs 的空间位置和配置面积进行优化，其中 BMPs 空间配置关系包括 BMPs 空间位置与地形部位的空间关系以及 BMPs 之间的上下游关系。然而，现有研究用于配置 BMPs 的流域离散化空间单元（如地块、水文响应单元等；称为 BMP 空间配置单元）的划分常受现有土地利用、土壤类型等斑块的影响，边界固定且在情景优化过程中不发生变化，因此无法从空间配置单元边界调整的角度出发来实现 BMPs 配置面积的优化。此外，现有边界固化的 BMP 空间配置单元与坡面地形部位关系较弱，难以合理地体现坡面上自然过程的上下游关系以及我国流域综合治理模式中的 BMP 空间配置经验知识。

针对上述问题，本文提出了将具有明确地学含义且具有空间渐变、边界模糊特征的坡位单元作为 BMP 空间配置单元、利用模糊坡位信息进行单元边界调整的方法，并实现为一整套基于边界自适应配置单元的流域 BMP 情景优化方法，主要包括以下 3 个研究内容：

### （1）模块化、并行化的流域建模框架

本文在已有研究的基础上，设计实现了一个模块化、并行化的流域建模框架 SEIMS（Spatially Explicit Integrated Modeling System），其主要特点包括灵活的模块化结构和多层次并行计算中间件（即模型内部“子流域-基本模拟单元”双层并行计算和模型层次并行计算），以支持用户以近乎串行编程的方式快速实现并行流域过程模型的开发，利用多种并行计算平台进行高效率流域过程建模及应用（如 BMP 情景优化）。

### （2）基于领域知识和数据挖掘的模糊坡位信息自动提取方法

针对基于原型的模糊坡位定量化方法在实际应用中需要过人为干预且计算效率低的问题,本文提出并实现了一种结合领域知识(如参与模糊坡位推理的地形属性对各类坡位推理函数形状的预判)和数据挖掘(如拟合典型坡位候选区地形属性的频率分布)的自动化方法,并通过并行计算提高了计算效率。

### (3) 基于坡位单元边界动态调整的 BMP 情景优化方法

同一坡面内相邻两类坡位交替处的模糊坡位相似度值均较低,因此将这些位置划分为任一类坡位均具有合理性。据此思路,本文采用“动态阈值法”设计了坡位单元边界动态调整策略,并应用于 BMP 情景优化中以实现空间配置单元的边界优化。此外,将坡位单元用作 BMP 空间配置单元能够考虑 BMPs 与坡面不同地形部位间的空间关系,从而有效利用流域综合治理模式中 BMP 空间配置的经验知识。本文选取带精英策略的非支配排序遗传算法(NSGA-II)作为 BMP 情景优化的多目标优化算法,通过算法适配实现了对坡位单元边界动态调整策略和 BMP 空间配置策略的表达。

基于上述方法的设计与实现,本文选择福建省长汀县河田镇的游屋圳流域为研究区,选取针对生态恢复和水土保持的 4 种管理措施(封禁、生态林草、低效林改造和经济林果),以最小化经济净投入和最大化土壤侵蚀削减率为目标进行 BMP 情景优化研究。首先基于 SEIMS 构建了研究区流域过程模型,通过参数敏感性分析和自动率定工具对该模型进行了率定与验证;然后,以 3 类坡位(山脊[或山顶]、背坡和沟谷)为例,提取了研究区模糊坡位信息;最后,设计了两组对比实验对本文提出的基于坡位单元边界动态调整的 BMP 情景优化方法的有效性进行了验证与评价,即采用固定边界的坡位单元与其他 3 种 BMP 空间配置单元(即水文响应单元[HRUs]、空间显式 HRUs 和具有上下游关系的地块)的对比,以及采用固定边界的坡位单元与边界动态调整的坡位单元的对比。得到的主要结论如下:

(1) 本文提出的以坡位单元作为 BMP 空间配置单元、考虑 BMP 空间配置关系知识进行 BMP 配置的情景优化方法能够有效地缩小搜索解空间、提高优化效率,并且能够得到更符合地学意义和实际管理经验的 BMP 情景集,其综合优化性能优于其他 3 种 BMP 空间配置单元。

(2) 本文提出的基于坡位单元边界动态调整的 BMP 情景优化方法能够显著扩大采用固定边界坡位单元的情景优化的搜索解空间,得到综合成本-效益更优

的 BMP 情景集，且具有更高的优化效率。

本文提出的“基于坡位单元边界动态调整的 BMP 情景优化方法”也可应用于其他分布式流域过程模型和智能优化算法构成的 BMP 情景优化框架。

**关键词：**最佳管理措施，空间优化，空间配置单元，模糊坡位，边界自适应



## Abstract

Soil erosion and non-point source pollution are two severe ecological and environmental problems widely existing in watersheds. Different kinds of best or beneficial management practices (BMPs) should be implemented in a spatial combination way to promote sustainable development of watershed through controlling runoff, sediment, and nutrients, etc. The scenario analysis and optimization based on watershed processes modeling can efficiently and quantitatively evaluate the cost-effectiveness of different BMP spatial configurations (the so-called BMP scenarios) and therefore is valuable for decision support of integrated watershed management.

Reasonable spatial configuration among different BMPs (i.e., the optimization of BMPs' locations and sizes considering the spatial relationship of BMPs), is needed for the comprehensive watershed management. In a watershed, the spatial relationship of BMPs often means the interaction of BMPs implemented in spatial positions at the hill-slope scale. However, existing methods of the spatial configuration of BMPs normally determines the spatial units for BMP placement (hereafter called BMP configuration units) following the boundaries of landuse, soil type, etc., which means that the BMP configuration units have fixed boundaries and cannot be adjusted during the spatial optimization to achieve the optimization of BMPs' areas (or sizes). Besides, the existing BMP configuration units often have weak relationships with terrain positions in reality, and thus cannot effectively represent the spatial relationship between BMPs and spatial locations with respect to hillslope processes from upstream to downstream.

Aiming at solving the above problems, this thesis proposes a method of using the slope position units with clear geographical meanings and the characteristic of fuzzy boundaries as the BMP configuration units and adjusting the unit boundary according to fuzzy slope position information. Based on the proposed method, a BMP scenario optimization approach was developed which includes the following three research contents.

- (1) A modular and parallelized watershed modeling framework

Build on the existing research, this thesis designs and implements a modular and parallelized watershed modeling framework called SEIMS (short for Spatially Explicit Integrated Modeling System). Two main features of SEIMS include the flexible modular structure and multi-level parallel computing middleware (i.e., the two-level parallelization strategy at the subbasin level and the basic simulation unit level for the inside-model parallel computation, and the model level parallel computation). With the two main features, SEIMS allows users to add their own algorithms in a nearly serial programming manner and construct parallelized watershed models and associated applications (such as BMP scenario optimization).

(2) Automatic method of deriving fuzzy slope positions based on domain knowledge and data mining

The selected prototype-based inference method in this thesis for deriving fuzzy slope positions requires extensive user intervention and was implemented in serial programming which means low computational efficiency. To overcome these shortcomings, this thesis proposes an automatic method by combing the domain knowledge (e.g., presetting possible fuzzy membership function types for individual topographic attribute of each slope position type) and data mining (e.g., fitting the frequency distribution of each topographic attribute within the candidate area of typical locations of each slope position type). The computational efficiency of the proposed automatic method is improved significantly through parallel computing.

(3) BMP scenario optimization method based on the boundary-adaptive slope position units

Using slope position units as BMP configuration units can well support the representation of spatial relationships between BMPs and spatial positions, so as to effectively utilize the empirical knowledge of BMP configuration derived from the local experience of integrated watershed management. Also note that positions in the transition area of two adjacent slope position types on the same hillslope normally have low similarity values to each slope position types, thus it is reasonable to assign any one type for these positions to form slope position units used as BMP configuration units. Therefore, this thesis proposes a dynamic boundary adaptive strategy to adjust the boundary

of slope position units during BMP scenario optimization. The elitist non-dominated sorting genetic algorithm (NSGA-II) is selected as the multi-objective optimization algorithm for BMP scenario optimization which is customized to support the representation of the proposed dynamic boundary adaptive strategy with slope position units and the spatial configuration strategy of BMPs.

For evaluating the above-mentioned BMP scenario optimization approach, the Youwuzhen watershed located in Changting County, Fujian Province was selected as the case study area to conduct the optimization of spatial configuration among four widely implemented BMPs in Changting County for ecological restoration and soil and water conservation, i.e., closing measures, arbor-bush-herb mixed plantation, low-quality forest improvement, and orchard improvement. The multi-objective considered in the case study was to minimize the net cost of the BMP scenario and maximize the reduction rate of soil erosion. Firstly, a watershed process model of the Youwuzhen watershed was constructed and calibrated based on SEIMS. Then, the fuzzy slope information of a simple system of three slope position types (i.e., ridge [or summit], back slope, and valley) in the study area were extracted by the proposed automatic method. Finally, two experiments of BMP scenario optimization were conducted to evaluate the effectiveness of the proposed BMP scenario optimization method. The first experiment was for the comparison between the applications of slope position units with fixed boundary and three commonly used BMP configuration units (i.e., hydrologic response units [HRUs], spatially explicit HRUs, and hydrologically connected fields), respectively. The second experiment was for the comparison between the applications of slope position units with fixed boundary and adaptive boundary, respectively. The main conclusions from the experiment results are as follows.

(1) The proposed BMP scenario optimization method, when takes slope position units as BMP configuration unit and applies the expert knowledge on the spatial relationship between BMPs and slope positions along the hillslope, can effectively narrow the solution space, improve the optimizing efficiency, and obtain BMP scenarios with geographical and practical meanings. The performance of slope position units was better than that of the other three types of BMP configuration units under test.

(2) The proposed BMP scenario optimization method based on the boundary adaptive slope position units can significantly expand the solution space of that based on slope position units with fixed boundary, and obtain BMP scenarios with better comprehensive cost-effectiveness and higher optimizing efficiency.

The BMP scenario optimization approach based on the boundary-adaptive slope position units proposed in this thesis can also be applied to the BMP scenario optimization framework composed of other distributed watershed process models and intelligent optimization algorithms.

**Keywords:** Best management practices (or beneficial management practices; BMPs), Spatial optimization, Spatial configuration units, Fuzzy slope positions, Adaptive boundary

## 目 录

|   |    |
|---|----|
| 第 1 章 绪论 .....                          | 1  |
| 1.1 研究背景及意义 .....                       | 1  |
| 1.2 流域最佳管理措施空间配置优化研究现状 .....            | 3  |
| 1.2.1 BMPs 空间配置对环境效益的影响 .....           | 3  |
| 1.2.2 基于流域过程模拟的 BMP 情景分析及优化 .....       | 6  |
| 1.2.3 BMP 情景分析中采用的 BMP 空间配置单元 .....     | 13 |
| 1.2.4 小结 .....                          | 15 |
| 1.3 研究问题 .....                          | 16 |
| 1.4 基本思路 .....                          | 16 |
| 1.5 研究内容 .....                          | 18 |
| 1.6 论文组织结构 .....                        | 19 |
| 第 2 章 模块化、并行化的流域建模框架 .....              | 21 |
| 2.1 基本思路和整体设计 .....                     | 21 |
| 2.2 模块化结构 .....                         | 25 |
| 2.2.1 元数据函数 .....                       | 25 |
| 2.2.2 输入和输出系列函数 .....                   | 28 |
| 2.2.3 检查输入数据函数和初始化输出数据函数 .....          | 28 |
| 2.2.4 执行函数 .....                        | 28 |
| 2.3 并行计算中间件 .....                       | 29 |
| 2.3.1 流域空间数据域分解 .....                   | 29 |
| 2.3.2 基本模拟单元层次的并行化 .....                | 30 |
| 2.3.3 子流域层次的并行化 .....                   | 31 |
| 2.3.4 模型层次的并行化 .....                    | 32 |
| 2.4 流域数据库 .....                         | 34 |
| 2.5 代码实现 .....                          | 34 |
| 2.5.1 整体实现 .....                        | 34 |
| 2.5.2 SEIMS 实用工具集 .....                 | 35 |
| 第 3 章 基于领域知识和数据挖掘的模糊坡位信息自动提取方法 .....    | 37 |
| 3.1 基于原型的模糊坡位推理方法流程 (Qin 等, 2009) ..... | 37 |
| 3.2 自动化方法思路 .....                       | 39 |

|                                     |           |
|-------------------------------------|-----------|
| 3.3 自动化方法设计                         | 39        |
| 3.3.1 自动准备地形属性集                     | 39        |
| 3.3.2 自动提取坡位典型位置                    | 40        |
| 3.3.3 计算模糊推理函数参数                    | 43        |
| 3.4 自动化方法实现                         | 44        |
| 3.5 方法评价                            | 44        |
| 3.5.1 实验设计                          | 44        |
| 3.5.2 模糊坡位自动化提取结果                   | 45        |
| 3.5.3 与 Qin 等 (2009) 模糊坡位结果的对比      | 48        |
| 3.5.4 自动化方法计算效率                     | 48        |
| 3.6 小结                              | 50        |
| <b>第 4 章 坡位单元边界动态调整的 BMP 情景优化方法</b> | <b>51</b> |
| 4.1 边界固定坡位单元的划分                     | 52        |
| 4.2 基于模糊坡位的边界调整方法                   | 53        |
| 4.3 考虑 BMP 空间配置关系的配置策略              | 55        |
| 4.4 多目标优化算法的选择与适配                   | 55        |
| 4.4.1 NSGA-II 算法                    | 55        |
| 4.4.2 遗传算法编码设计                      | 56        |
| 4.4.3 BMP 情景初始化和生成新一代情景             | 57        |
| <b>第 5 章 应用案例</b>                   | <b>59</b> |
| 5.1 研究区及数据                          | 59        |
| 5.1.1 研究区概况                         | 59        |
| 5.1.2 基础地理信息数据                      | 60        |
| 5.1.3 气象及径流泥沙数据                     | 62        |
| 5.1.4 BMP 知识库                       | 62        |
| 5.2 基于 SEIMS 的流域过程建模                | 65        |
| 5.2.1 日尺度流域过程模型的构建                  | 65        |
| 5.2.2 参数敏感性分析                       | 72        |
| 5.2.3 参数自动率定                        | 77        |
| 5.2.4 SEIMS 并行性能测试                  | 80        |
| 5.3 BMP 空间配置单元的划分                   | 83        |
| 5.3.1 HRUs                          | 83        |
| 5.3.2 空间显式 HRUs                     | 83        |
| 5.3.3 具有上下游关系的地块                    | 84        |
| 5.3.4 坡位单元                          | 85        |

---

|  |            |
|--|------------|
| 5.4 基于多目标优化算法的 BMP 情景分析·····                       | 87         |
| 5.5 评价实验 1: 不同类型的边界固定 BMP 空间配置单元对 BMP 情景优化的影响····· | 88         |
| 5.5.1 评价实验设计·····                                  | 88         |
| 5.5.2 应用随机配置策略时 4 种 BMP 空间配置单元的比较·····             | 91         |
| 5.5.3 应用适宜配置策略时 4 种 BMP 空间配置单元的比较·····             | 93         |
| 5.5.4 BMP 空间配置单元应用上下游规则配置策略的比较·····                | 94         |
| 5.5.5 4 种 BMP 空间配置单元应用其相应最佳配置策略的比较·····            | 95         |
| 5.5.6 小结与讨论·····                                   | 98         |
| 5.6 评价实验 2: 采用固定边界的坡位单元与边界动态调整的坡位单元的对比·····        | 99         |
| 5.6.1 评价实验设计·····                                  | 99         |
| 5.6.2 评价实验结果与讨论·····                               | 99         |
| <b>第 6 章 结论与展望·····</b>                            | <b>103</b> |
| 6.1 主要结论·····                                      | 103        |
| 6.2 创新点·····                                       | 105        |
| 6.3 展望·····  | 105        |
| 参考文献·····  | 107        |
| 致谢·····  | 121        |
| 作者简历及攻读学位期间发表的学术论文与研究成果·····                       | 123        |



## 图 目 录

|      |  |    |
|------|--|----|
| 1.1  | 基于流域过程模拟的情景分析研究框架（据朱阿兴等, 2019）   | 2  |
| 1.2  | 流域空间离散化得到不同尺度的管理措施（BMP）空间配置单元（如子流域、水文响应单元、农场、具有上下游关系的地块、栅格等）及相应的 BMP 情景示例（Zhu 等, 2019）   | 2  |
| 1.3  | 黄土丘陵沟壑区第三副区小流域综合治理模式示意图（据蔡强国等, 2012）   | 5  |
| 1.4  | BMP 情景多目标优化得到的近似 Pareto 最优解集示意图  | 11 |
| 1.5  | “坡面-坡位-基本模拟单元”层级划分示意图  | 17 |
| 1.6  | 本文研究整体技术路线图  | 19 |
| 2.1  | (a) 不同尺度流域离散化空间单元（即子流域、坡面、坡位和基本模拟单元）；根据流向算法得到的 (b) 基本模拟单元和 (c) 子流域的汇流关系示意图   | 22 |
| 2.2  | 支持多种并行计算平台的流域建模框架（SEIMS）整体架构（包括模块库、OpenMP 版本和 MPI&OpenMP 版本的 SEIMS 主程序、流域数据库、流域建模应用工具集）  | 24 |
| 2.3  | SEIMS 模块元数据函数接口中的输入和输出信息伪代码示例  | 26 |
| 2.4  | OpenMP 版本和 MPI&OpenMP 版本 SEIMS 主程序在河道汇流模块中某输入/输出变量（即输出变量同时作为 MPI&OpenMP 版本中下游子流域模拟时的输入变量）的计算过程示意图（该输入/输出变量的输出数据类型为 <i>DT_ArrayID</i> 、数据传输的数据类型为 <i>TF_SingleValue</i> ） | 27 |
| 2.5  | SEIMS 主程序中时间步长循环伪代码  | 29 |
| 2.6  | (a) 流域汇流网络；(b) 上游-下游策略分层；(c) 下游-上游策略分层（据 Liu 等, 2016a）   | 30 |
| 2.7  | (a) 栅格流向图；(b) 上游-下游策略分层；(c) 下游-上游策略分层（据 Liu 等, 2014）   | 30 |
| 2.8  | 基本模拟单元层次并行计算伪代码示例（据 Liu 等, 2014）   | 31 |
| 2.9  | 子流域层次静态任务调度策略伪代码   | 33 |
| 2.10 | 子流域对象在一个河道汇流时间步长内模拟工作流的伪代码   | 33 |
| 3.1  | 3 种模糊隶属度函数（a: 钟形函数, b: Z 形函数, c: S 形函数）  | 38 |
| 3.2  | 5 类坡位（山脊 [或山顶]、坡肩、背坡、坡脚和沟谷）示意图（据 Wysocki 等, 2011）  | 40 |

|      |  |    |
|------|--|----|
| 3.3  | 地形属性频率分布及 bi-Gaussian 模型拟合示例 (a: 山脊备选区坡度分布及单峰拟合曲线, b: 坡脚备选区坡度分布及双峰拟合曲线, 图中 $max\_freq\_x$ 为最大频率的坡度值, $dist2maxFreq$ 为中心值 $\alpha$ 与 $max\_freq\_x$ 间的距离) ..... | 42 |
| 3.4  | 根据典型坡位候选区地形属性确定模糊推理函数形状和中心值流程图 ( $priorShape$ 为预设形状, $fitShape$ 为 bi-Gaussian 混合模型拟合结果得到的推理函数形状, $finalShape$ 为地形属性对该坡位的最终推理函数形状) .....                        | 43 |
| 3.5  | 美国 Pleasant Valley 研究区空间位置 .....   | 45 |
| 3.6  | 模糊坡位提取自动化方法提取的 Pleasant Valley 研究区坡位典型位置空间分布图 .....  | 46 |
| 3.7  | 模糊坡位提取自动化方法得到的 Pleasant Valley 研究区 5 类模糊坡位图 (a: 山脊, b: 肩坡, c: 背坡, d: 坡脚, e: 沟谷) .....  | 47 |
| 3.8  | 模糊坡位提取自动化方法得到的 Pleasant Valley 研究区 5 类坡位沿某流线方向的相似度曲线 .....   | 48 |
| 3.9  | Qin 等 (2009) 研究中 Pleasant Valley 研究区 5 类模糊坡位图 (a: 山脊, b: 肩坡, c: 背坡, d: 坡脚, e: 沟谷) .....  | 49 |
| 3.10 | 模糊坡位提取自动化方法在 Pleasant Valley 研究区的 (a) 并行加速比和 (b) 并行效率 .....  | 50 |
| 4.1  | 基于坡位单元的流域管理措施 (BMP) 情景优化方法框架 .....   | 51 |
| 4.2  | 坡位单元索引数据的数据结构示例 (其中, -1 表示没有上游/下游坡位单元) .....   | 53 |
| 4.3  | 坡面上沿某剖面线的 5 类模糊坡位信息及坡位单元边界动态调整示意图 .....  | 54 |
| 4.4  | 考虑 BMP 空间配置单元边界动态调整的遗传算法编码设计 (以 3 类坡位为例) .....   | 57 |
| 5.1  | 福建省长汀县游屋圳流域空间位置图 .....   | 59 |
| 5.2  | 游屋圳流域土地利用图 .....   | 61 |
| 5.3  | 游屋圳流域土壤类型图 .....   | 61 |
| 5.4  | 水文过程模拟相关参数的敏感性分析结果: (a) NSE; (b) RSR; (c) PBIAS .....  | 76 |
| 5.5  | 水文过程模拟相关参数自动率定结果: (a) Hypervolume 指数随进化代数的变化以及不同进化代数得到的近似最优 Pareto 前沿: (b) 第 1 代; (c) 第 14 代; (d) 第 32 代 .....   | 78 |
| 5.6  | 参数自动率定得到的一个近似 Pareto 最优解的流域出口流量率定和验证结果 .....   | 79 |

|   |     |
|---|-----|
| 5.7 参数自动率定得到的一个近似 Pareto 最优解的流域出口泥沙率定和验证结果 .....  | 79  |
| 5.8 不同进程数和线程数组合下 OpenMP 版本和 MPI&OpenMP 版本流域过程模型的 (a) 计算时间和 (b) 并行加速比 .....  | 81  |
| 5.9 游屋圳流域 4 种固定边界 BMP 空间配置单元的划分: (a) HRUs; (b) 空间显式 HRUs; (c) 具有上下游关系的地块; (d) 坡位单元 .....  | 84  |
| 5.10 模糊坡位提取自动化方法提取的游屋圳流域 3 类坡位典型位置图 ..  | 86  |
| 5.11 模糊坡位提取自动化方法提取的游屋圳流域 3 类模糊坡位: (a) 山脊; (b) 背坡; (c) 沟谷 .....  | 87  |
| 5.12 4 种 BMP 空间配置单元应用随机配置策略 (RAND) 的比较: (a) 进化代数为 100 时的近似最优 Pareto 解集; (b) Hypervolume 指数随进化代数的变化 .....  | 92  |
| 5.13 4 种 BMP 空间配置单元应用适宜配置策略 (SUIT) 的比较: (a) 进化代数为 100 时的近似最优 Pareto 解集; (b) Hypervolume 指数随进化代数的变化 .....  | 93  |
| 5.14 2 种 BMP 空间配置单元应用上下游规则配置策略 (UPDOWN) 的比较: (a) 进化代数为 100 时的近似最优 Pareto 解集; (b) Hypervolume 指数随进化代数的变化 .....   | 95  |
| 5.15 4 种 BMP 空间配置单元应用最优配置策略的比较: (a) 进化代数为 100 时的近似最优 Pareto 解集; (b) Hypervolume 指数随进化代数的变化 .....  | 96  |
| 5.16 4 种 BMP 空间配置单元分别应用最佳配置策略在进化代数为 100 时得到的最优 BMP 情景的空间分布对比: (a) HRU+SUIT 组合得到的土壤侵蚀削减率为 0.41、经济净投入为 98 万元的情景; (b) EXPLICIT+SUIT 组合得到的土壤侵蚀削减率为 0.40、经济净投入为 97 万元的情景; (c) CONNFIELD+UPDOWN 组合得到的土壤侵蚀削减率为 0.40、经济净投入为 108 万元的情景; (d) SLPPOS+HILLSLP 组合得到的土壤侵蚀削减率为 0.40、经济净投入为 78 万元的情景 .. | 97  |
| 5.17 固定边界的坡位单元与边界动态调整的坡位单元应用 HILLSLP 配置策略的比较: (a) 近似最优 Pareto 解集; (b) Hypervolume 指数随进化代数的变化 .....  | 100 |
| 5.18 边界动态调整的坡位单元应用 HILLSLP 策略在进化代数为 50 时得到的最优 BMP 情景的空间分布对比: (a) SLPPOS+HILLSLP+DYN 组合得到的土壤侵蚀削减率为 0.40、经济净投入为 69 万元的情景; (b) DYN SLPPOS+HILLSLP 组合得到的土壤侵蚀削减率为 0.40、经济净投入为 64 万元的情景 .....   | 101 |



## 表 目 录

|   |    |
|---|----|
| 3.1 地形属性对 5 类坡位模糊推理函数形状的预判 .....                                  | 41 |
| 3.2 坡位典型位置候选区的相对位置指数 (RPI) 默认值域范围 .....                           | 41 |
| 3.3 模糊坡位提取自动化方法得到的 Pleasant Valley 研究区坡位典型位置<br>提取参数及典型位置个数 ..... | 46 |
| 3.4 模糊坡位提取自动化方法得到的 Pleasant Valley 研究区模糊坡位推理<br>参数 .....          | 47 |
| 3.5 不同并行进程数下模糊坡位提取自动化方法在 Pleasant Valley 研究区<br>的计算时间和总运行时间 ..... | 49 |
|   |    |
| 5.1 游屋圳流域 2012–2015 年连续 3 天以上降水且产流产沙的次暴雨事<br>件统计 .....            | 62 |
| 5.2 长汀县常见的 4 种流域管理措施简介 (据陈志彪 等, 2013) .....                       | 63 |
| 5.3 长汀县常见的 4 种流域管理措施实施 8 年后土壤属性变化 .....                           | 64 |
| 5.4 长汀县常见的 4 种流域管理措施环境效益和经济成本-收益 .....                            | 65 |
| 5.5 长汀县常见的 4 种流域管理措施适宜配置的土地利用类型和坡位以<br>及综合环境效益等级 .....            | 65 |
| 5.6 进行参数敏感性分析的水文过程模拟相关参数及其率定值取值范围                                 | 74 |
| 5.7 进行参数敏感性分析的土壤侵蚀模拟相关参数及其率定值取值范围                                 | 75 |
| 5.8 进行参数敏感性分析的同时影响水文过程和土壤侵蚀模拟相关参数<br>及其率定值取值范围 .....              | 75 |
| 5.9 通过参数敏感性分析得到的用于流域出口流量和泥沙模拟自动率定<br>的参数及本文选用的率定结果 .....          | 77 |
| 5.10 模糊坡位提取自动化方法得到的游屋圳流域 3 类坡位典型位置提取<br>参数及典型位置个数 .....           | 85 |
| 5.11 模糊坡位提取自动化方法得到的游屋圳流域 3 类坡位模糊推理参数                              | 86 |



## 第1章 绪论

### 1.1 研究背景及意义

土壤侵蚀和非点源污染等生态环境问题是制约社会经济可持续发展的重大问题。流域作为空间上相对封闭的自然地理单元,是由多种地理要素、多过程间的交互作用构成的“社会-经济-自然”复合系统(傅伯杰等,2006),是资源、生态、环境等问题发生的载体和应对这些挑战的最佳研究对象,也是解决或缓解经济发展与资源环境保护之间矛盾时决策制定的最佳自然体(朱阿兴等,2019)。

流域最佳管理措施(Best or Beneficial Management Practices,简称BMPs)是指能够有效控制流域土壤侵蚀、非点源污染等生态环境问题的管理措施,流域综合治理则是通过在流域内实施一系列BMPs,以实现流域径流、泥沙及污染物的产生、输移、堆积等过程的控制(如Panagopoulos等,2012; Arabi等,2006a; Turpin等,2005; Gitau等,2004)。在兼顾多方利益的基础上,科学合理地制定流域综合治理方案对促进流域可持续发展具有重要意义。

近年来,基于流域过程模拟(如SWAT [Soil and Water Assessment Tool]; Arnold等,1998)的流域管理措施情景分析方法逐渐兴起并被引入到流域管理中(如刘永波等,2012; 朱阿兴等,2012; Duriancik等,2008; 王少丽等,2007; Yang等,2007; Bekele和Nicklow,2005; Turpin等,2005),尤其是与智能优化算法(如NSGA-II [Non-dominated Sorting Genetic Algorithm II]; Deb等,2002)相结合的情景优化方法(如Zhu等,2019; Qin等,2018; Maringanti等,2011; Veith等,2004),形成了流域综合治理研究的新范式(朱阿兴等,2019)。该范式的基本框架为通过情景分析工具自动生成不同的流域管理措施情景(即多种管理措施在流域内的空间组合配置,本文简称BMP情景),利用流域过程模型对流域水文、生态、侵蚀、养分循环等过程进行模拟,分析流域行为(径流、泥沙、污染物等)的响应,并根据目标函数评价不同BMP情景的环境效益和经济效益,通过优化算法选优得到最优BMP情景(集),从而为流域综合治理提供科学的决策支持(图1.1)。

BMP情景通常是在将流域离散化为某一尺度空间单元(如子流域、水文响应单元 [Hydrologic Response Units, HRUs])的基础上,根据特定的配置策略(如随机配置)选取BMPs并配置在选定的空间单元(本文将用于配置BMP的

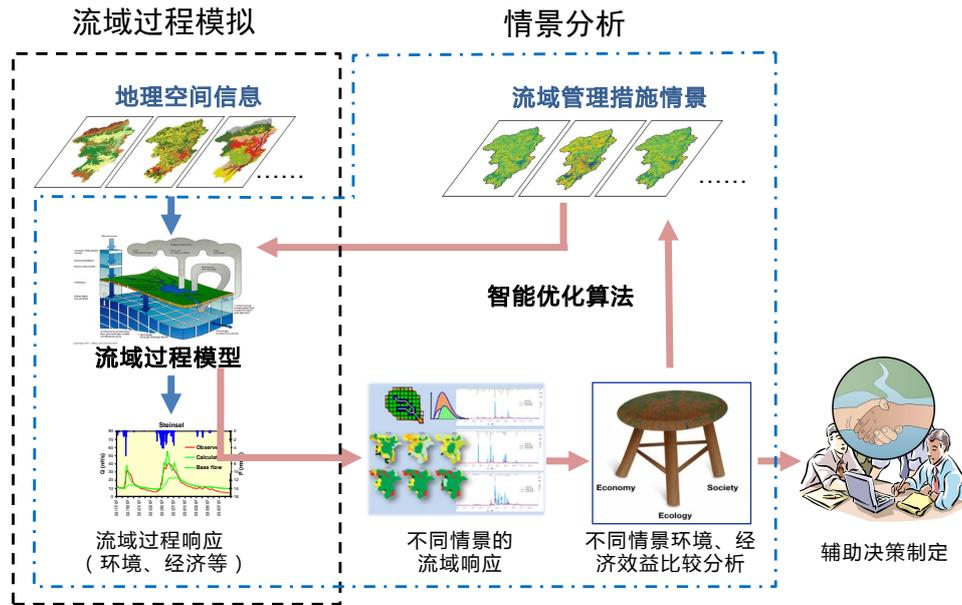


图 1.1 基于流域过程模拟的情景分析研究框架 (据朱阿兴等, 2019)

Figure 1.1 Methodological framework of BMP scenario analysis based on watershed processes modeling. Adapted from Zhu A X et al. (2019).

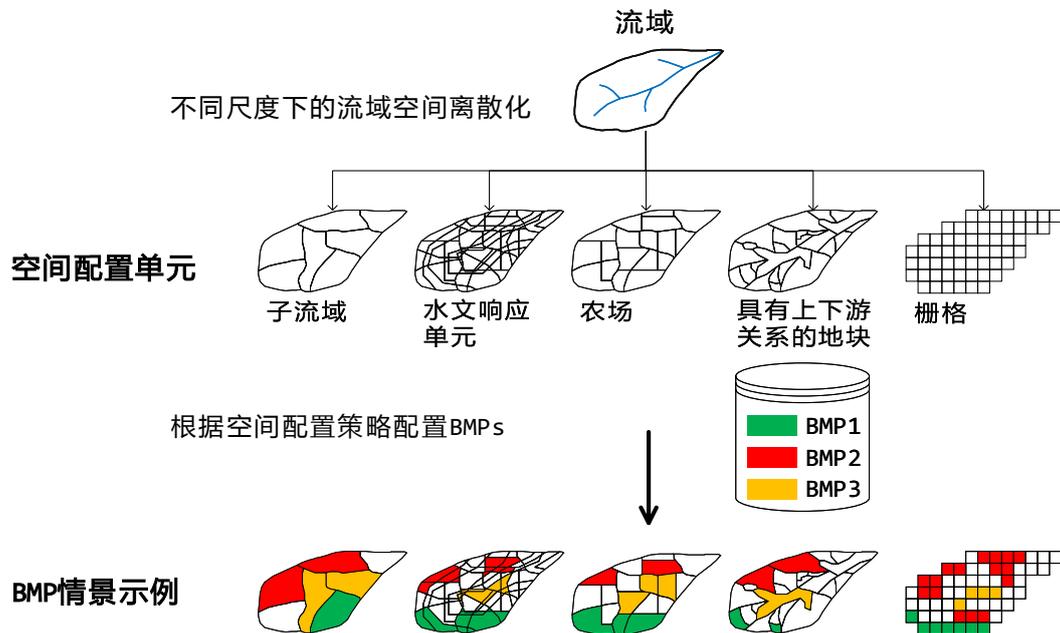


图 1.2 流域空间离散化得到不同尺度的管理措施 (BMP) 空间配置单元 (如子流域、水文响应单元、农场、具有上下游关系的地块、栅格等) 及相应的 BMP 情景示例 (Zhu 等, 2019)

Figure 1.2 Schematic diagram of spatial discretization of a watershed at different levels (such as subbasins, hydrologic response units [HRUs], farms, hydrologically connected fields, and grid cells) and the corresponding best management practice (BMP) scenario examples (Zhu et al., 2019b).

空间单元统称为 BMP 空间配置单元)上得到的 BMPs 空间分布(图1.2; Zhu 等, 2019)。BMPs 的环境效益因其功能、空间位置以及与其他管理措施的空间组合关系而不同(Waidler 等, 2011; Mudgal 等, 2010; Sahu 和 Gu, 2009; Heathwaite 等, 2000), 基于不同类型 BMP 空间配置单元和配置策略的 BMP 情景优化在综合成本-效益、计算效率和实际实施可操作性等方面具有显著差异(Zhu 等, 2019)。因此, 如何设计 BMP 空间配置单元及相应的 BMP 配置策略是 BMP 空间配置优化研究的关键问题。

## 1.2 流域最佳管理措施空间配置优化研究现状

流域最佳管理措施通常可分为结构化措施和非结构化措施(吴辉 等, 2013; Panagopoulos 等, 2012), 其中结构化措施包括植物过滤带、入渗沟、梯田、河道加固、河岸植被缓冲区等具有一定物理结构的措施; 非结构化措施包括免耕、退耕还林、保护性耕作等具有操作程序性质的措施。

BMP 在实际实施时均具有明确的空间位置。因此, BMP 空间配置(即 BMP 情景设计)需要回答在哪些位置、多大面积、以什么策略配置何种 BMP 的问题, 而 BMP 情景分析及优化则是回答如何在众多可能的 BMP 情景中选出综合成本-效益(如最大化侵蚀削减率和最小化综合经济投入)最优情景(集)的问题。

### 1.2.1 BMPs 空间配置对环境效益的影响

不同 BMPs 具有不同的结构、功能, 通过不同的方式影响流域过程, 如“坡改梯”会截短坡长、拦截径流从而保持水土资源, “植被过滤带”通过拦截径流泥沙、增加入渗等过程削减污染物含量(Waidler 等, 2011)。单一 BMP 功能各异, 适用于不同的土地利用、水文、土壤、地形等条件, 甚至有可能出现环境效益互斥的情况。例如, 流域中氮主要以硝态氮的形式通过淋溶流失, 而磷可通过地表和地下水流失, 单一针对氮或磷的管理措施有可能对另一种产生副作用, 如针对作物氮需求的有机肥施用会使氮淋溶至地下水的量最小化, 但同时可能会增加土壤磷含量, 并增大随土壤侵蚀流失的磷含量(Heathwaite 等, 2000); 此时如配合采用梯田、横坡耕作、作物覆盖等农田管理措施, 则可通过减小坡长、增加地表粗糙度等降低土壤侵蚀量(Waidler 等, 2011)。因此, 在流域综合治理中为了达到泥沙、氮、磷削减的治理目标, 需要多种 BMPs 组合实施(如Kalcic 等,

2015b; 蔡强国 等, 2012)。

自然地理过程具有空间异质性, 且流域不同部位的生态环境特征各异, 因此, BMPs 常常具有最适配置位置 (如Hsieh 等, 2010; Perez-Pedini 等, 2005)。例如, 山地流域中 90% 磷流失发生在不足 10% 的面积上, 且主要集中在靠近河流区域 (Pionke 等, 1997); 又如, 不同地形部位碳氮过程不同, 在凸上坡实施少耕或免耕、退耕还草措施可以增加固碳, 在洼地及河岸处林下种草可减少氮排放等 (Pennock, 2005)。

因此, 不同的 BMPs 空间配置会产生不同的环境效益, BMPs 空间配置可以体现为 BMPs 空间配置关系和配置面积, 其中, BMPs 空间配置关系又包括 BMPs 空间位置与地形部位的关系以及 BMPs 之间的空间关系。

### (1) BMPs 空间位置与地形部位的关系

Sahu 和 Gu (2009) 利用 SWAT 模型模拟了河岸缓冲区和等高隔离带对水质的影响, 认为在坡面中部布设的植被隔离带效果优于河岸缓冲区, 并推测沿等高线布设多条隔离带比单一的河岸缓冲区的治理效率更高; Williams 等 (2011) 也有类似结论; Jiang 等 (2007) 认为相比山脊和坡脚, 在背坡处种植多年生植物具有最大的生态效益; Mudgal 等 (2010) 认为背坡修建梯田可有效降低径流和农药负荷。

### (2) BMPs 间的空间关系

空间上相邻位置上配置的 BMPs 并不是孤立存在的, 而是具有一定的交互作用, 在这种作用的指导下进行 BMPs 空间配置能够得到更优的治理效益 (Zhu 等, 2019; 高会然 等, 2018; 高会然, 2017; Qin 等, 2018; Wu 等, 2018; 陈志彪 等, 2013; 蔡强国 等, 2012)。比如 Wu 等 (2018) 根据自然地理过程考虑相邻 BMP 空间配置单元的约束规则, 相比随机配置 BMPs 能够得到综合效益更优的解集; 又如我国在长期水土保持治理实践中总结的具有区域特色的小流域综合治理模式, 这种模式通常描述为以坡面为管理单元, 以“坡上、坡中、坡下”三道防线为基础配置单元, 强调多种 BMPs 的空间组合关系, 从而实现调控径流、削减泥沙、减少污染的生态环境效益 (如蔡强国 等, 2012; 毕华兴 等, 2010; 张富 等, 2007; 上官周平, 2006; 赵诚信 等, 1994; 王礼先 等, 1993)。图1.3所示为黄土丘陵沟壑区第三副区小流域综合治理模式示意图, 以坡面治理为核心, 根据不同的地形部位依次建立梁峁顶、梁峁坡、峁缘线、沟坡及沟底防护体系, 形成了“山顶戴帽子, 山腰

系带子，沟底穿靴子”的空间模式（蔡强国等, 2012）。

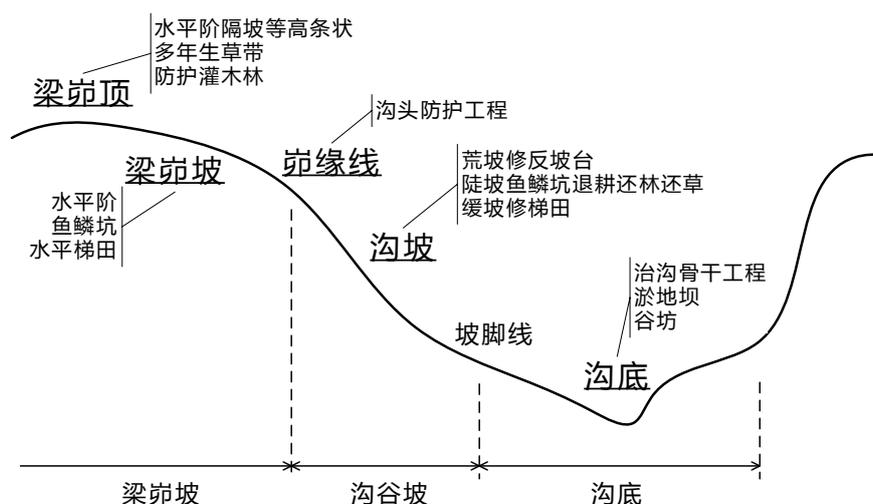


图 1.3 黄土丘陵沟壑区第三副区小流域综合治理模式示意图（据蔡强国等, 2012）

Figure 1.3 Schematic diagram of watershed integrated management mode in the third sub-region of the loess hilly region in the Loess Plateau (Adapted from Cai et al., 2012).

### (3) BMPs 配置面积

不同空间范围（或面积）的 BMPs 影响的流域过程程度不同，从而导致环境效益的差异。如 Sahu 和 Gu (2009) 对比了植被隔离带占坡面面积不同比例（10%、20%、30%、50%）的 BMP 情景的环境效益差异，表明在面积比例在 30%~50% 时污染物削减效益趋于平稳；Lee 等 (1998) 通过小区实验发现 6 m 和 3 m 宽的植被隔离带的硝态氮削减率分别为 42% 和 25%；Hernandez-Santana 等 (2013) 对不同坡面部位（坡肩、背坡、坡脚）不同面积的多年生草本进行了径流削减率实验，发现将流域面积 10% 的坡脚处耕地转换为多年生草本，能在最小经济损失下获得最优径流削减效益。

综上，BMPs 空间配置应遵循不同地形部位和地表过程分异规律进行的多种 BMPs 的空间对位配置（张富等, 2007）。BMPs 空间配置关系是坡面尺度上的 BMPs 空间组合，通常定性描述为不同地形部位配置相应的 BMPs，从而形成的有序组合，这种定性描述并不明确指定 BMP 空间配置单元边界。因此，BMPs 空间配置关系（包括 BMPs 配置位置和 BMPs 间的空间关系）及配置面积（体现为空间单元边界变化）是 BMP 情景设计及优化中的需要考虑的关键问题。

## 1.2.2 基于流域过程模拟的 BMP 情景分析及优化

如前所述,在流域综合治理过程中需要充分考虑 BMPs 空间配置关系及配置面积,以寻求最优的综合治理效益。然而,实际操作中不可能实地实施每一种情景后进行评估,基于流域过程模拟和智能优化算法的情景分析及优化方法能够快速定量地预先评估不同情景配置下的流域治理综合效益,成为支持流域管理决策的重要手段(图1.1;朱阿兴等,2019;Duinker和Greig,2007;Veith等,2004)。

### 1.2.2.1 BMP 情景的综合效益评价

BMP 情景的综合效益评价通常包括经济效益评价和环境效益评价。

#### (1) BMP 情景的经济效益评价

经济效益主要包括 BMPs 建设维护成本和经济收入变化等(吴辉等,2013),是 BMP 情景分析中的重要组成部分,常作为 BMP 情景优化的目标之一(Srivastava等,2003)。由于不同流域经济、社会发展水平不同,需要大量野外调研以获取 BMPs 经济效益数据用于经济效益评价模型,因此多数研究均采用简单成本-收益函数进行计算(Zhu等,2019;Qin等,2018;Qi和Altinakar,2011;Gitau等,2004)。

#### (2) BMP 情景的环境效益评价

BMP 情景的环境效益通常包括洪峰削减率、径流泥沙削减率、污染物(如氮、磷)削减率等,其评价方法可分为经验削减率法(如Geng等,2015;Gitau等,2004)、经验方程法(如White和Arnold,2009)和多物理过程模拟法(如Wu等,2014;Bracmort等,2006;Muñoz-Carpena等,1999;Lowrance等,1998)。

经验削减率法即根据野外观测实验或其他研究模拟数据为 BMPs 设置径流、泥沙及污染物等的削减效率,如Gitau等(2004)的研究中河岸缓冲带对溶解态磷的削减率为38%,等高条状耕作措施的削减率则随坡度、水文土壤组而变化。经验削减率法使用简单,但是缺乏过程机理,且不同研究区间直接进行削减率的移植应用也会带来不确定性的问题,因此Wild和Davis(2009)建议在 BMPs 效益评价时考虑水文输入及污染物浓度的分布特征,而不是单一的削减率值。

经验方程法即采用易获取参数构建经验方程计算 BMPs 的环境效益,如SWAT 2009 中植被缓冲带效益计算公式是由文献中数据和VFSSMOD模型(Vegetative Filter Strip Modeling System; Muñoz-Carpena等,1999)的随机模拟数据建

立统计关系得到的 (White 和 Arnold, 2009)。

多物理过程模拟法又可分为修改流域过程模型参数法和单独物理模型法。前者通过修改配置 BMP 的空间位置的流域过程相关参数实现 BMP 对流域过程影响的模拟, 如Bracmort 等 (2006) 通过修改SWAT模型  $CH\_COV$ 、 $CH\_EROD$  和  $CH\_N(2)$  参数体现“草沟”(Grassed waterway) 增加沟道覆盖、降低沟道可蚀性、增加沟道粗糙度的功能, 进而通过SWAT模拟评价 BMP 情景环境效益。单独物理模型法则是针对 BMP 涉及的水文过程、侵蚀过程、生态过程等进行建模, 评价其生态环境效益, 如VFSMOD、REMM (Riparian Ecosystem Management Model, Lowrance 等, 1998) 等, 这些模型用于流域尺度 BMP 情景评价时通常需要将其与流域过程模型 (如SWAT、AGNPS [AGricultural Non-Point Source Pollution Model; Young 等, 1989]、AnnAGNPS [Annualized AGNPS; Bingner 和 Theurer, 2001]) 进行耦合 (如Park 等, 2011; Ryu 等, 2011; Liu 等, 2007; Yuan 等, 2007)。

因此, 当今流域 BMP 情景的环境效益评价离不开流域过程模型, 以下做进一步介绍。

### 1.2.2.2 流域过程模型

流域过程模型是对流域水文、侵蚀、生态、养分循环等复杂自然地理过程的简化数学表达, 按照反映水流运动空间变化能力及对流域过程空间变化刻画精细程度, 可分为集总式、半分布式和全分布式模型。

集总式模型 (如新安江模型) 属黑箱模型, 忽略下垫面条件的空间异质性和输入数据的空间分布及其不均匀性对流域产汇流的影响, 将整个流域作为一个整体进行建模, 计算简单且一般可获得较好结果, 但是无法体现流域过程的空间分布特征, 进而无法模拟下垫面条件变化下的流域过程 (芮孝芳, 2017)。

半分布式模型通常采用水文响应单元 (HRUs) 作为模拟单元, 单元内部视为均质, 不考虑单元间水流的横向运动, 具有一定的物理机理, 模型经过参数率定后可获得较好模拟结果, 如SWAT、AGNPS模型等。

全分布式模型多以栅格 (Grid) 或地块 (Patch) 作为模拟单元, 通过流向算法考虑单元间交互, 模型参数较多, 运算复杂, 需要率定及参数敏感性分析, 如DHSVM (Distributed Hydrology-Soil-Vegetation Model; Wigmosta 等, 2002)、RHESSys (Regional Hydro-Ecologic Simulation System; Tague 和 Band, 2004) 模

型等。

现有的BMP情景分析及优化研究中多采用半分布式流域过程模型(如SWAT),而半分布式模型对模拟单元(如SWAT中的HRUs)间物质和能量交流的描述能力不足,难以体现BMPs之间的交互作用(Arnold等,2010)。近年来,SWAT模型添加了空间单元汇流算法,如Landscape-SWAT(Volk等,2007)、Grid-SWAT(Rathjens等,2015)及SWAT+(Bieger等,2017),使其具备了一定描述空间单元相互作用的能力。因此,能够详细刻画流域各过程和下垫面因子的空间分布(芮孝芳等,2004)、精细模拟流域对BMP情景的响应的全分布式流域过程模型是BMP环境效益评价所采用流域过程模型的趋势(Gaddis等,2014;吴辉等,2013)。

面对不同研究区各具特色的自然过程特点和多样化的BMPs类型及其模拟方法,单一的流域过程模型通常难以满足所有建模需求(Kneis,2015);同时,流域过程模拟考虑的过程越来越复杂、可获取的影响流域过程的基础地理信息数据(如地形、植被、土壤等要素)时空分辨率越来越高,导致流域过程建模的计算量越来越大,如何提高流域过程模型计算效率受到广泛关注(Liu等,2016a)。因此,需要一个灵活、易用、可扩展性强、具有高性能计算特点的建模系统来满足多样化的建模需求(Liu等,2018b;刘军志等,2015;Kneis,2015)。

环境建模框架(Environmental Modeling Framework, EMF)为应对上述需求提供了有效途径(Formetta等,2014;David等,2013;Wagener等,2001)。通用环境建模框架为耦合现有模型定义了标准的数据交换接口,具有良好的兼容性、灵活性和可扩展性,在多学科交叉研究中得到了广泛应用,如ESMF(Earth System Modeling Framework; Hill等,2004)、OpenMI(Open Modeling Interface; Moore和Tindall,2005)和CSDMS(Community Surface Dynamics Modeling System; Peckham等,2013)等。这类通用环境建模框架通常针对独立模型间的数据交互提供并行计算支持,如数据转换(Hill等,2004)。但是,通用环境建模框架主要是为耦合现有模型而设计,尚无针对空间显式的流域建模提供特定的并行框架支持,而且也不以促进新模型的快速开发为目标(Kneis,2015)。

流域建模框架是专门针对流域过程建模的一类环境建模框架,通常具有灵活性、可重用性和高性能计算等特点(Buahin和Horsburgh,2018;Kneis,2015;David等,2013)。具体而言,流域建模框架的特点通常包括:1)采用面向对象设计思想,提供标准模块接口,方便扩展新的模拟算法;2)以定制的方式组装

现有流域过程模拟模块完成特定的建模任务；3）尽可能多地隐藏框架实现的细节，提供给用户简洁的接口以促进快速开发；4）提供框架层次的并行计算，无需（或尽可能少）用户处理并行编程细节便可实现并行流域过程模型的开发。OMS3（Object Modeling System 3；Formetta 等, 2014；David 等, 2013）和ECHSE（Eco-Hydrological Simulation Environment；Kneis, 2015）是这类流域建模框架的典型代表。

但是，现有流域建模框架多关注于建模灵活性，而对并行性能的考虑不足。比如，OMS3采用模块化结构将不同流域子过程的模拟组织为独立的模块（David 等, 2013）；ECHSE将多个类型空间单元（如子流域、河道、湖泊、河流交汇点等）被视为不同的模拟对象，每类对象包含对应的变量和模拟方法（Kneis, 2015）。这些框架通过同时执行不具有计算顺序依赖的流域子过程模块或空间单元模拟对象来实现并行计算，而且多采用共享内存的多线程编程方法实现，如 OpenMP（Open Multi-Processing）。OpenMP 是共享内存机器上多线程并行计算事实上的标准应用编程接口（Application Programming Interface, API），使用编译器指令指示需要并行执行的代码区域（Chapman 等, 2007）。这种基于共享内存的多线程并行编程模型无法充分利用具有更好扩展性的分布式内存并行计算平台，如 SMP（Symmetric MultiProcessing）集群，因此，限制了这些流域建模框架的可扩展性（Wenderholm, 2005）。

近年来，针对特定的流域过程模型，已有研究提出了多种可有效利用 SMP 集群和共享内存机器并行计算能力的并行化策略（Liu 等, 2016a；Yalew 等, 2013；Wang 等, 2011, 2013a,b；Vivoni 等, 2011），但鲜有整合到流域建模框架中的研究。这些并行化策略通常是在流域空间域离散化（Liu 等, 2016a；Yalew 等, 2013；Vivoni 等, 2011）或时空域离散化（Wang 等, 2013b）的基础上进行并行任务调度，并采用消息传递接口（Message Passing Interface, MPI）编程模型或 MPI 和 OpenMP 的混合方式（Liu 等, 2016a）实现并行计算。但是，这些并行策略通常涉及较多的并行编程细节，如计算域划分、并行任务调度和数据通信等（Liu 等, 2016a；Wang 等, 2013b），对用户并行编程能力要求较高。同时，由于这些并行策略多为特定的流域过程模型设计，而特定的模型通常不具备简洁的标准化接口以扩展新的流域子过程模块。这导致具有较少并行编程经验的研究者（如水文学家）难以为这些并行化的流域过程模型添加流域子过程模拟的新算法，特别

是那些不同流域子过程通过全局变量紧密耦合，或并行编程代码与特定的变量、模块紧密结合的流域过程模型。

综上，仍缺乏一个具有良好模块化结构且支持高性能并行计算的流域建模框架，以促进多种并行计算平台上流域过程模型的快速开发，满足 BMP 情景分析中多样化的建模需求。

### 1.2.2.3 BMP 情景分析及优化

BMP 情景分析及优化方法大致可分为基于关键源区识别的情景分析方法和基于智能优化算法的情景优化方法。

基于关键源区识别的情景分析在关键源区（流域中侵蚀、污染严重区域）识别（Chen 等, 2012; Renschler 和 Lee, 2005; 周慧平等, 2005; Berry 等, 2003, 2005）的基础上，基于专家知识手动配置不同的 BMP 情景并评价其环境效益和经济效益，并从中选优（Parajuli 等, 2008; Dickinson 等, 1990; Heatwole 等, 1987）。该方法需要对研究区特点和所选 BMPs 有较好的理解，且考虑的 BMP 情景个数有限，可能会忽略一些潜在更优的方案，因此不属于本文的研究范畴。

基于智能优化算法的情景优化是在 BMP 空间配置单元划分的基础上，根据特定的配置策略自动生成若干初始 BMP 情景（图1.1；图1.2），针对每个 BMP 情景运行流域过程模型和 BMPs 经济效益评价模型，并利用智能优化算法（如遗传算法）在单个目标（Gitau 等, 2004）或多个目标（如考虑环境效益和经济效益的最大化）的引导下进行优化选优，从而得到最优解（集）（Wu 等, 2018; Kalcic 等, 2015b; Chang 等, 2007; Veith 等, 2004; Srivastava 等, 2003）。单目标优化的解只有一个，而多目标优化的解则是由众多解组成的解集，称为近似 Pareto 最优解集（肖晓伟等, 2011），其中近似 Pareto 最优解是在其目标函数空间中落在搜索区域的边界线（即 Pareto 最优前沿）上的解集（如图1.4；Chiang 等, 2014; Maringanti 等, 2011）。该方法能够在大规模的解空间中自动寻优，获得总体目标最优的解集，是 BMP 情景分析的研究前沿和发展方向。

BMP 情景自动生成策略（本文称为 BMP 空间配置策略）是 BMP 情景优化的关键问题之一。早期研究中多使用随机配置策略，即随机选取 BMPs 并配置在 BMP 空间配置单元上，完全依靠优化算法自动选优（如 Veith 等, 2004; Srivastava 等, 2003）。但是，在随机配置策略下，BMP 情景优化的搜索解空间很大，且优化得到的 BMP 情景可能存在不符合实际流域管理经验的现象。随后，有研究将专

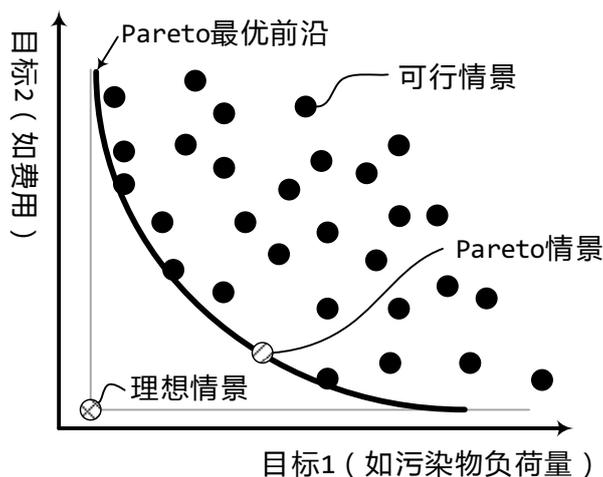


图 1.4 BMP 情景多目标优化得到的近似 Pareto 最优解集示意图

Figure 1.4 Schematic diagram of near-optimal Pareto solutions derived from multi-objective optimization of BMP scenarios

家知识与随机配置策略结合提出适宜配置策略，即在预先选定流域中各类 BMPs 适宜实施的配置单元（Liu 等, 2016b; Hsieh 等, 2010）或考虑 BMPs 适宜配置条件（如坡度、地表状态、土地利用等；Yang 和 Best, 2015; Shen 等, 2013）的基础上，在 BMP 空间配置单元上随机配置可选的 BMPs，从而有效提高了 BMP 情景优化的计算效率和最优解集的合理性。但是，随机配置策略和适宜配置策略均为单一 BMP 空间配置单元上的配置策略，无法考虑 BMPs 空间配置关系。

Wu 等 (2018) 首次在 BMP 空间配置策略中考虑了 **BMP 空间配置关系**，即相邻 BMP 空间配置单元的 BMPs 配置约束规则——如果一个地块配置了 BMP，则与其相邻的上游地块无需配置 BMP，反之，则根据其相邻上游地块的土地利用类型随机选取并配置适宜的 BMP。但是，这种策略仍无法体现坡面尺度自上而下的 BMPs 空间配置关系（见第 1.2.1 节）。此外，Wu 等 (2018) 的研究只在 BMP 情景优化的情景初始化中应用了该配置策略，而并未在优化过程中新 BMP 情景生成时加以考虑，因此可能导致最终得到的优化解集不符合该配置策略（Zhu 等, 2019; 吴辉, 2014）。

#### 1.2.2.4 BMP 情景优化的计算效率

与其他基于流域过程模型的应用（如模型参数敏感性分析 [Zhan 等, 2013]、参数自动率定 [Zhang 等, 2013; Rouholahnejad 等, 2012] 等）类似，BMP 情景优化需反复运行流域过程模型，根据模型模拟结果评价不同 BMP 情景的环境效益

并进行迭代选优 (Qin 等, 2018)。因此, BMP 情景优化属计算密集型应用, 需要大量的计算资源, 成千上万次的模型运行可能耗费数天甚至几周时间 (Arabi 等, 2006a)。如何提高 BMP 情景优化的计算效率受到越来越多研究者的关注, 且主要形成了如下三种解决思路。

第一种思路为选用计算效率高的流域过程模型进行 BMP 情景的环境效益评价。如1.2.2.2节所述, 空间显式 BMPs 的空间配置优化需要分布式流域过程模型对流域过程进行精细刻画, 而该类模型通常具有一定的计算复杂性。除采用并行计算提高模型计算效率外 (详见1.2.2.2节), 有研究通过运行少量预定义的 BMP 情景下的流域过程模型, 根据其模拟结果设计代理模型 (Surrogate models; Srekanth 和 Datta, 2011) 或针对 BMP 空间配置单元上不同种类 BMPs 设计环境效益查找表 (Maringanti 等, 2009, 2011; Gitau 等, 2004), 以此替代 BMP 情景优化中直接运行流域过程模型进行环境效益评价, 从而极大降低了 BMP 情景评价所需计算量, 提高了 BMP 情景优化效率 (Srekanth 和 Datta, 2011; Maringanti 等, 2009)。但是, 代理模型或查找表方法是对不同 BMP 情景下复杂流域过程响应的简化表达, 将为 BMP 情景优化引入更多的不确定性 (Srekanth 和 Datta, 2011)。

第二种思路为选取或改进高效率的智能优化算法, 以促进 BMP 情景空间优化的寻优速度, 从而减少流域过程模型的运行次数, 达到提高计算效率的目的。进化算法 (如遗传算法; Holland, 1975) 近年来在 BMP 空间配置优化研究中得到了广泛的应用 (如Qin 等, 2018; Maringanti 等, 2009; Gitau 等, 2004; Veith 等, 2004; Srivastava 等, 2002)。遗传算法的主要步骤为种群初始化、种群个体适应度评价以及通过选择、交叉、变异等操作生成下一代种群并迭代至满足算法终止条件 (Deb 等, 2002)。对智能优化算法的改进通常以缩小优化算法搜索解空间、迅速找到近似 Pareto 最优解为目标, 大致可分为四类方法:

- 1) 设计新的 BMP 空间配置策略并应用到种群初始化和子代新个体生成 (即交叉和变异) 中, 如在 BMP 情景设计中加入专家知识的限制可直接缩小搜索解空间, 并可获得更合理、符合专家知识的最优解集 (详见1.2.2.3节; Zhu 等, 2019; Qin 等, 2018; Wu 等, 2018; Pyo 等, 2017);
- 2) 分解优化问题的方法, 如Cibin 和 Chaubey (2015) 将流域 BMP 情景优化问题拆分为子流域层次基于流域过程模型模拟的优化和流域层次基于查找表的优化, 从而极大减少了所需流域过程模型的运行次数;

- 3) 优化算法本身的改进, 如将遗传算法参数(如交叉概率、变异概率、变异基因个数等)视为基因添加至每个 BMP 情景对应的染色体中, 作为待优化变量, 因此种群个体数由传统的固定方式改进为自适应方式, 使得优化算法从最初的全局解空间搜索逐渐集中于局部解空间搜索 (Chen 等, 2015);
- 4) 多种优化算法相结合的方法, 如在子代新个体生成中自适应使用四种常用优化算法(NSGA-II [Deb 等, 2002], PSO [Particle Swarm Optimization; Kennedy 和 Eberhart, 2001], AMS [Adaptive Metropolis Search; Haario 等, 2001], 和 DE [Differential Evolution; Storn 和 Price, 1997]) 的 AMALGAM 方法 (MultiAlgorithm Genetically Adaptive Method; Vrugt 和 Robinson, 2007) 比单个算法的优化效率高 (Cibin 和 Chaubey, 2015; Vrugt 和 Robinson, 2007)。

第三种提高 BMP 情景优化的计算效率的思路则是在流域过程模型层次引入并行计算 (吴辉 等, 2013, 2016; Cibin 和 Chaubey, 2015)。BMP 情景优化中, 利用流域过程模型对不同 BMP 情景进行的环境效益评价相互独立, 具有极强的可并行性, 通过主从式并行策略在并行集群上的研究表明其加速比在 8 ~ 256 核 (即划分并行任务数) 范围内可接近线性加速比 (吴辉 等, 2016)。

在实际研究中, 这些提高 BMP 情景优化计算效率的思路并不是互斥的, 因此, 如何综合考虑多种解决思路可能成为将来的研究方向。

### 1.2.3 BMP 情景分析中采用的 BMP 空间配置单元

BMP 空间配置单元的选取影响 BMP 配置策略的设计, 从而影响 BMP 情景优化的有效性、计算效率和实际实施的可操作性等 (Zhu 等, 2019)。目前, 已有多不同尺度下的流域空间离散化单元被应用于 BMP 情景分析及优化研究 (图1.2), 如子流域 (Qiu 等, 2018; Yang 和 Best, 2015; Chichakly 等, 2013; Chang 等, 2007)、HRUs (Panagopoulos 等, 2012; Maringanti 等, 2011; Rodriguez 等, 2011)、农场 (Kalcic 等, 2015b; Gitau 等, 2004) 以及具有上下游关系的地块 (Wu 等, 2018) 等。

子流域通常被认为是相对封闭且独立的地理空间单元, 其内部可继续离散化为不同尺度的空间单元, 如 HRUs 和栅格等 (图1.2)。因此, 将子流域作为空间显式 BMPs 的空间配置单元过于粗略, 其仅适用于所选 BMPs 在子流域内部

的潜在分布位置已预先定义的研究（如Yang 和 Best, 2015）。同时，相比其他更小尺度的空间单元，将子流域作为 BMP 空间配置单元可以缩小 BMP 情景优化的搜索解空间，从而获得较好的优化效率。然而，子流域单元无法应用于单个子流域内部需要配置多种空间显式 BMPs 的情形（如Qin 等, 2018; Mudgal 等, 2010; Jiang 等, 2007）。

HRU 通常是根据土地利用、土壤和地形要素（多为坡度分级）在子流域内部划分得到的下垫面水文响应均一的空间单元。HRUs 是SWAT模型的基本模拟单元，因此，为方便起见，多数基于SWAT模型的情景分析研究直接采用 HRU 单元作为 BMP 空间配置单元。但是，单个 HRU 单元往往是空间离散的，即可能同时分布在坡面上的多个地形部位，而当 HRUs 划分时的三个面积比例阈值（即土地利用类型占子流域面积的最小面积比例、土壤类型占土地利用类型的最小面积比例和坡度分级占土壤类型的最小面积比例；Arnold 等, 1998）不同时为 0% 时，HRUs 单元甚至是空间模糊的，不具备显式的空间分布（Arnold 等, 2010）。虽然设置非零 HRUs 划分阈值能够减少 HRUs 数量，提高单次模型模拟的计算效率，但其不合理的空间表达会带来一定程度上的模拟不确定性。基于 HRUs 的 BMP 情景优化得到的最优情景集可能不易实施在流域空间上，因此，与子流域类似，在空间显式 BMPs 的情景分析中使用 HRUs 作为 BMP 空间配置单元也是不合适的。而且，SWAT模型中的 HRUs 单元不具有空间上下游关系，如无法表达上游 HRU 配置的 BMP 对下游 HRU 的影响（Arnold 等, 2010），因此无法在 BMP 情景优化中充分利用 BMPs 空间配置的专家知识（如Qin 等, 2018; Wu 等, 2018）。

为了提高 BMP 情景实际实施的可操作性，有研究直接采用农场单元作为 BMP 空间配置单元（Kalcic 等, 2015b; Gitau 等, 2004）。更普遍地，有研究提出利用农场边界数据或者经过预处理的土地利用/土地覆盖地块数据划分空间显式 HRUs 作为 BMP 空间配置单元（Teshager 等, 2016; Kalcic 等, 2015a）。这些 BMP 空间配置单元和农场或土地利用/土地覆盖地块在空间上是一一对应的，可以统称为空间显式 HRUs（Teshager 等, 2016）。与传统空间离散的 HRUs 相比，基于空间显式 HRUs 的 BMP 情景对流域管理决策者（如农场主、土地管理者等）来讲具有更强的可操作性。同时，由于空间显式 HRUs 通常忽略了单元内部的地形变化，在同一研究区划分的单元数比空间离散 HRUs 少，因此具有较好的优化效率（Zhu 等, 2019; Teshager 等, 2016; Kalcic 等, 2015b）。但是，空间显式 HRUs 之

间仍然没有显式定义的空间上下游关系，不能有效表达 BMPs 空间配置的专家知识（如Qin 等, 2018; Wu 等, 2018）。

Wu 等 (2018) 提出将土地利用图和流向图叠加生成的具有上下游关系的地块作为 BMP 空间配置单元，并将 BMP 空间配置的专家知识形式化表达为相邻单元上下游配置规则用于 BMP 情景优化，即：如果一个地块配置了 BMP，则与其相邻的上游地块无需配置 BMP；反之，则根据其相邻上游地块的土地利用类型随机选取并配置适宜的 BMP。该研究首次将 BMPs 之间的空间关系应用于 BMP 情景优化中以提高优化解集的综合成本-效益和计算效率。但是，这种地块的上下游关系是在整个流域尺度上仅根据流向确定的，同一地块可能会跨多个子流域或坡面尺度上的多个地形部位。因此，该方法划分的地块与地形部位的空间关系较弱，难以合理地体现坡面上自然过程的上下游关系，因此仍难以有效利用我国流域综合治理模式中的 BMP 空间配置经验知识（见第1.2.1节）。

需特别指出，当空间显式 HRUs 或具有上下游关系的地块在坡面尺度上的均质功能单元（即自然过程角度上的功能单元）内划分为很小的斑块甚至是栅格（Gaddis 等, 2014; Limbrunner 等, 2013; Perez-Pedini 等, 2005）时，则可以克服上述缺点。然而，基于这种 BMP 空间配置单元的 BMP 情景优化将具有巨大的计算量甚至很难收敛（Gaddis 等, 2014）。所以，这种 BMP 空间配置单元仅适用于在小流域内考虑一种 BMP 的情景优化研究（Limbrunner 等, 2013; Perez-Pedini 等, 2005），因此在考虑多种 BMPs 的实际流域管理中应用受限。

综上，现有的 BMP 空间配置单元的划分受土地利用、土壤类型等边界的影响、边界固定，且在情景优化过程中不发生变化，而对不同 BMP 配置面积的效益差异评价仅能通过设置 BMP（如植被隔离带）占配置单元的面积比例（如Kaini 等, 2012; Sahu 和 Gu, 2009），或不同的子流域、HRU 划分方案来间接体现（Wang 等, 2016; Arabi 等, 2006b），未能从配置单元边界调整的角度出发，实现 BMP 配置面积的优化。此外，现有的 BMP 空间配置单元通常与地形部位关系较弱，很难体现坡面上自然过程的上下游关系。因此，现有 BMP 空间配置单元划分方法不能很好体现 BMPs 空间配置关系，同时也不能有效满足配置面积优化的需求。

#### 1.2.4 小结

对流域最佳管理措施（BMPs）空间配置优化研究现状进行总结，可得如下结论：

(1) 基于流域过程模拟的 BMP 情景优化中, 为精细模拟流域对 BMP 情景的响应, 流域过程模型需详细刻画流域各过程和下垫面因子的空间分布, 而且应具有灵活、易用、可定制的模型结构以支持多样化的建模需求; 同时, 流域过程模型本身和基于优化算法的情景优化均具有计算密集型的特点, 亟需并行计算的支持以提高 BMP 情景优化效率。目前, 仍缺乏一个可以满足上述需求的具有模块化结构、模型内部和模型层次均支持并行计算的流域建模框架。

(2) 现有的 BMP 空间配置单元划分通常受制于土地利用、土壤类型等要素已有斑块的影响, 边界固定, 且在 BMP 情景优化过程中不发生变化。一方面, 边界固定的 BMP 空间配置单元通常与地形部位关系较弱, 难以合理地体现坡面上自然过程的上下游关系, 以有效利用我国流域综合治理模式中的 BMP 空间配置经验知识; 另一方面, 现有的 BMP 情景优化只考虑了在边界固定的空间配置单元上配置 BMP 种类及组合的可能性, 而忽略了构建解空间的一个维度——边界动态调整——所带来的 BMP 配置面积的变化, 即不能从空间配置单元边界调整的角度出发实现 BMP 配置面积优化。

### 1.3 研究问题

基于上面的综述分析, 本文研究的科学问题是: 如何在基于灵活高效的分布式流域过程模型进行 BMP 情景优化的方法框架下, 设计 BMP 空间配置单元及相应的 BMP 配置策略, 实现 BMP 空间配置单元边界动态调整, 有效地体现坡面上自然过程的上下游关系、利用流域综合治理模式中 BMP 空间配置经验知识, 从而更合理、高效地进行 BMP 情景优化。

### 1.4 基本思路

本文解决上述科学问题的基本思路如下:

(1) 现有 BMP 空间配置单元普遍与地形部位关系较弱, 且情景优化时不便于动态调整边界, 而坡位直接对应了坡面上的地形部位, 是对地形的综合体现, 不但与坡面过程的上下游关系直接关联 (Geng 等, 2017; Mudgal 等, 2010; Ruhe, 1960), 且与流域综合治理模式中定性描述坡面上 BMP 配置的空间单元概念相对应——流域综合治理模式常体现为不同 BMPs 在不同坡位单元间的空间组合 (蔡强国 等, 2012)。因此, 可将坡位单元作为 BMP 空间配置单元, 单元内配置

单一 BMP。不同坡位具有不同的功能，从而将坡面单元划分为多个功能区，通过其内部坡位单元的组合，体现流域综合治理模式中坡面上的 BMPs 空间配置关系知识。BMP 空间配置单元下可继续划分为不规则多边形地块（Patch）或栅格（Grid）作为分布式流域过程模型的基本模拟单元，图1.5为“坡面-坡位-基本模拟单元”层级关系示意图。

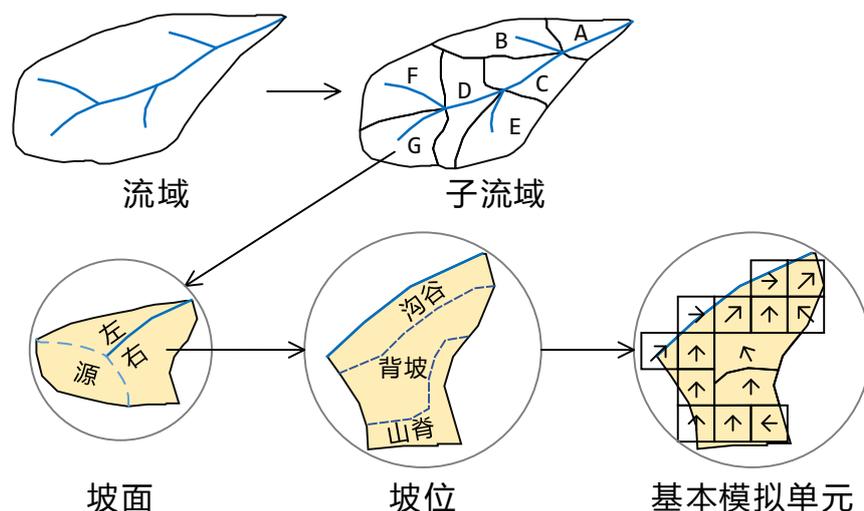


图 1.5 “坡面-坡位-基本模拟单元”层级划分示意图

Figure 1.5 Schematic diagram of the delineation of hillslope-slope position-basic simulation units

(2) 自然界中流域、子流域及坡面单元的边界相对清晰，而坡位则普遍具有空间渐变、边界模糊的特点（MacMillan 等, 2000），作为 BMP 空间配置单元时进行边界动态调整具有合理性（Tomer 等, 2013; Mudgal 等, 2010; Sahu 和 Gu, 2009; Wang 等, 2008; Berry 等, 2005; Goddard, 2005; Pennock, 2005; MacMillan 等, 1999）。对于坡位的空间渐变特征，目前数字地形分析领域已有相关算法提取模糊坡位信息（Qin 等, 2009; 秦承志 等, 2007）来进行定量刻画。因此，可利用模糊坡位信息支持坡位单元在情景优化过程中进行边界动态调整。

(3) 采用模块化结构的流域建模框架具有良好的可扩展性和易维护性（David 等, 2013; Peckham 等, 2013; Leavesley 等, 2006），在此基础上借鉴已有研究中针对特定流域过程模型的并行化策略设计并行计算中间件，如子流域-基本模拟单元双层并行策略（Liu 等, 2014, 2016a），可构建模块化、并行化的流域建模框架以支持高性能流域过程模型的快速定制开发。同时，模型层次的并行化可通过并行任务管理（Zhao 等, 2013）或 MPI（Zhang 等, 2013）实现并整合至该流域建模

框架中。

因此,可在构建高性能分布式流域建模框架的基础上,以坡位单元作为 BMP 空间配置单元,建立一套坡位单元边界动态调整方法以及相应的 BMP 情景自动优化算法,从而解决现有的 BMP 空间配置单元边界固化的问题,搜索、评价符合流域综合治理模式的各种潜在 BMP 情景,更合理、高效地进行 BMP 情景优化,促进流域综合治理经验模式的推广应用,服务于流域管理的决策支持。

## 1.5 研究内容

根据上述研究思路,本文具体研究内容划分如下:

### (1) 模块化、并行化流域建模框架的构建

构建一个模块化、并行化的流域建模框架,为本文 BMP 情景优化研究提供高性能流域过程模型,通过模型内部“子流域-基本模拟单元”层次和模型层次的并行计算提高 BMP 情景优化的计算效率。

### (2) 坡位单元划分及其边界动态调整方法

选择合适的模糊坡位定量化方法,设计一套利用模糊坡位信息划分初始坡位单元边界并进行坡位单元边界动态调整的方法,以利用 BMPs 空间配置关系知识对各 BMPs 配置空间范围进行优化。

### (3) 考虑 BMP 空间配置单元动态调整的情景优化方法

在模糊坡位信息提取的基础上,设计能够合理表达 BMP 空间配置单元边界调整的方法,并据此改进智能优化算法,以在 BMP 情景优化过程中实现空间配置单元的边界优化。此外,如何考虑 BMPs 空间配置关系设计 BMPs 配置策略并在 BMP 情景优化中予以表达是基于坡位单元的 BMP 情景优化方法设计的另一个研究内容。

### (4) 案例分析及方法验证

将上述方法实现到基于分布式流域过程模拟的 BMP 情景优化方法框架中,选择典型小流域作为案例研究区,考虑流域综合治理模式中关于 BMPs 在坡面上空间组合配置的经验性知识设计 BMP 空间配置策略,开展研究区水土保持管理措施优化的示范应用。通过坡位单元与其他类型 BMP 空间配置单元的对比以及边界固定的坡位单元与边界动态调整的坡位单元的对比,对本文所提方法的有效性进行验证。

本文的整体技术路线图如图1.6所示。

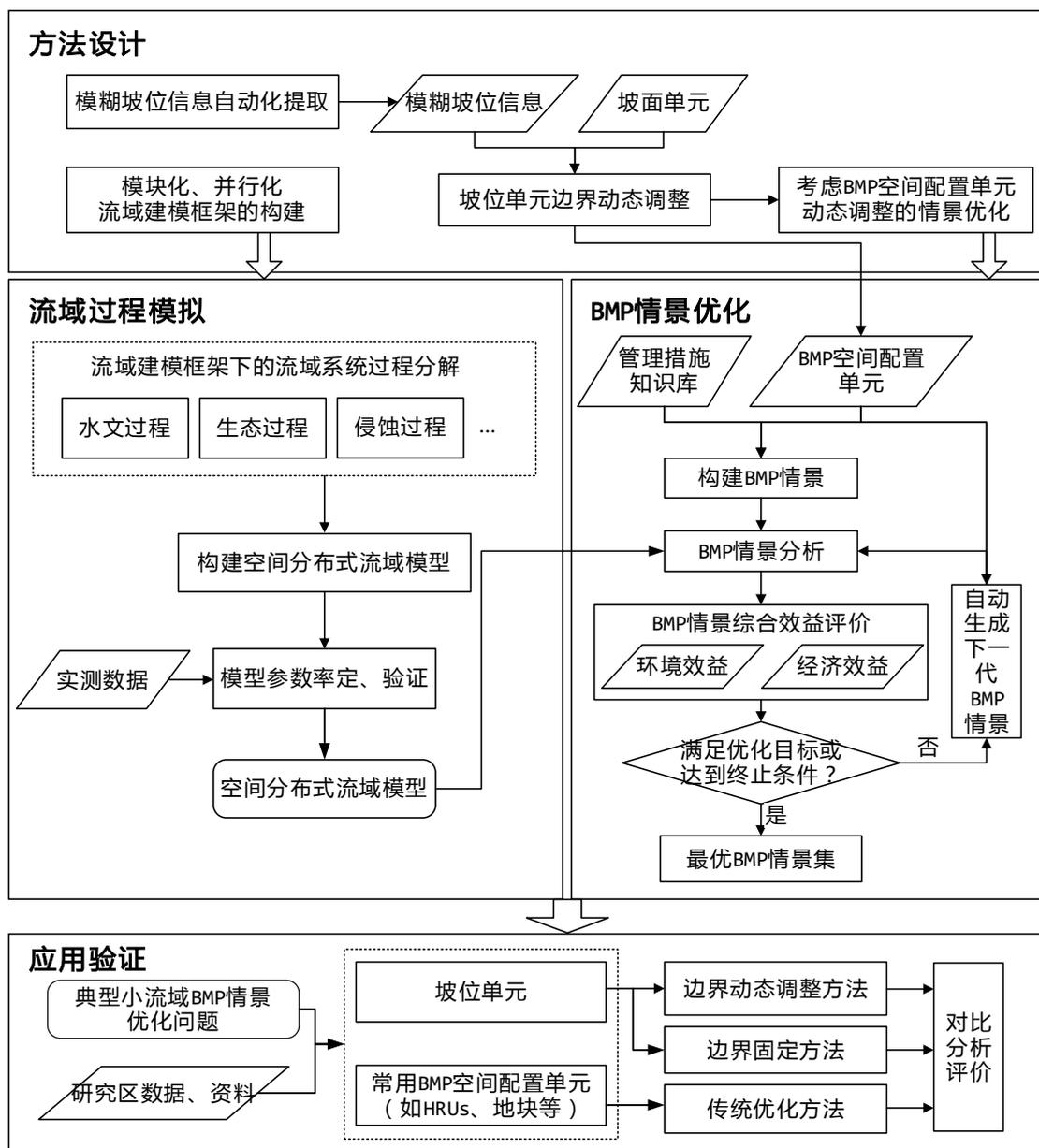


图 1.6 本研究整体技术路线图

Figure 1.6 The overall flowchart of this study

## 1.6 论文组织结构

本文共分六章。

第一章（即本章）主要阐述了流域管理措施空间配置优化的研究背景，介绍了该领域的国内外研究进展，简述了本文的研究问题、研究思路、研究内容以及论文的整体框架。

第二章构建了一个面向 BMP 情景优化的模块化、并行化流域建模框架 SEIMS (Spatially Explicit Integrated Modeling System), 其设计特点主要包括灵活的模块化结构和多层次并行计算中间件, 支持用户以近乎串行编程的方式快速实现并行化流域过程模型的开发。SEIMS 将用于本研究中流域过程模型的构建及所提 BMP 情景优化方法的实现。

第三章实现了基于原型的模糊坡位提取方法的自动化, 克服了原方法在实际应用中需要过多手动设置的不足, 同时采用并行计算极大提高了计算效率。该方法将用于本研究所需模糊坡位信息的自动提取。

第四章提出了以坡位单元作为 BMP 空间配置单元并支持配置单元边界动态调整的 BMP 情景优化方法, 包括边界固定坡位单元的划分、基于模糊坡位信息的配置单元边界调整方法、考虑 BMP 空间配置关系的配置策略、多目标优化算法的选择与适配等。

第五章选取典型小流域, 基于本文构建的并行化流域建模框架 SEIMS, 对本文提出的将坡位单元作为 BMP 空间配置单元且支持配置单元边界动态调整方法的有效性进行了应用验证。

第六章为结论与展望, 对本文的研究工作进行了总结, 凝炼了其创新点, 并结合本文存在的问题和局限, 对进一步的研究工作做了展望。

## 第2章 模块化、并行化的流域建模框架

本章设计实现了一个模块化、并行化的流域建模框架SEIMS (Spatially Explicit Integrated Modeling System), 以基于此框架进行后续流域过程模型的构建及BMP情景优化方法的实现。SEIMS的设计特点包括灵活的模块化结构和多层次并行计算中间件, 以支持用户以近乎串行编程的方式快速实现并行化流域过程模型的开发, 利用多种并行计算平台进行高效率流域过程建模及应用。

### 2.1 基本思路和整体设计

SEIMS主要关注于坡面/壤中流汇流和河道汇流均遵循上下游关系顺序执行的一类分布式流域过程模型 (Liu 等, 2014)。这类模型常见的如下两个基本假设 (Liu 等, 2014, 2016a; Wang 等, 2011, 2013a,b) 也体现在SEIMS的设计中。

(1) 流域在空间上可离散化为由粗到细不同尺度的空间单元, 如子流域、坡面、坡位和基本模拟单元 (如栅格、不规则多边形、水文响应单元等) (图2.1a; Bieger 等, 2017; Vivoni 等, 2011; Band 等, 2000; Band, 1999)。子流域单元通常定义为相对封闭和独立的集水区域, 包含2个或3个坡面单元 (即源、左和右坡面), 子流域单元之间通过流域汇流网络连接 (图2.1a)。坡位则是坡面尺度上具有相对均一自然地理功能特征的空间单元, 用作分布式流域过程模型的基本模拟单元通常过于粗略, 而更适合作为评价流域管理措施的空间配置单元 (Zhu 等, 2019; Qin 等, 2018)。具有更均一水文响应特征的精细尺度空间单元 (如栅格、不规则多边形) 则定义为SEIMS的基本模拟单元 (图2.1a), 即垂直和水平方向上的坡面过程在这类空间单元上进行模拟。

(2) 每个空间单元均具有基于地形的水流流向。不同层次空间单元内部的流域过程模拟可能存在计算依赖, 且遵循上下游汇流关系, 如坡面/壤中流汇流模拟在每个子流域内部遵循基本模拟单元的上下游依赖关系 (图2.1b; Liu 等, 2014), 河道汇流模拟则遵循子流域间的上下游依赖关系 (图2.1c; Wang 等, 2011)。

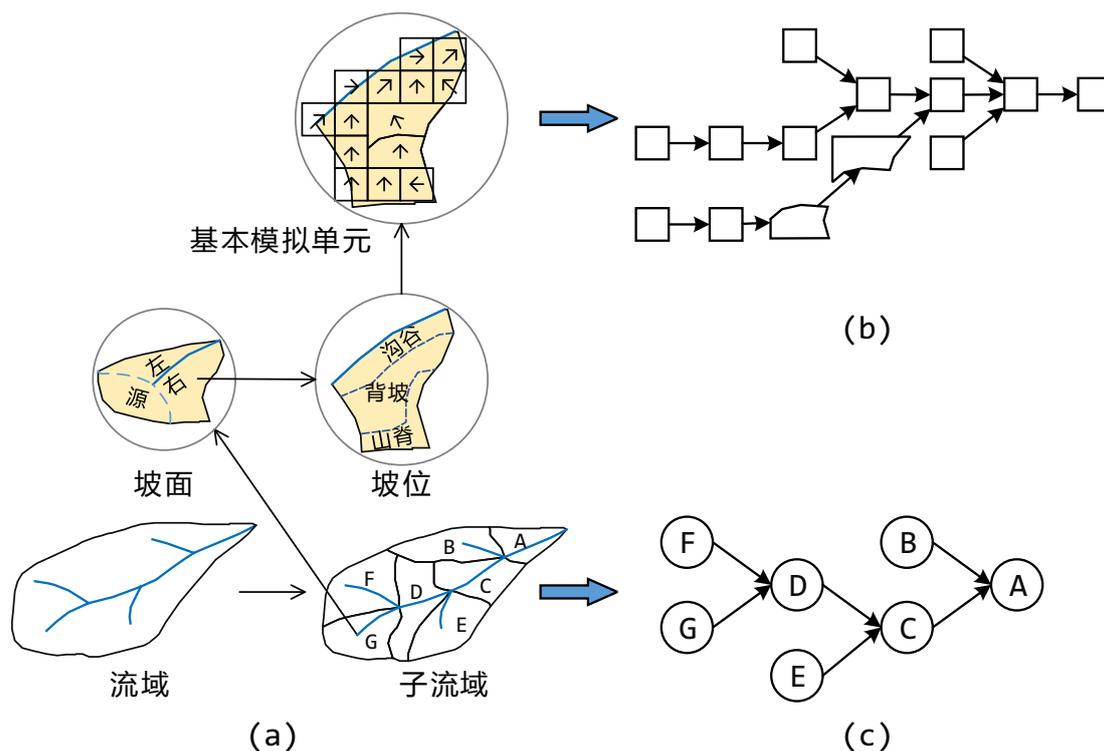


图 2.1 (a) 不同尺度流域离散化空间单元（即子流域、坡面、坡位和基本模拟单元）；根据流向算法得到的 (b) 基本模拟单元和 (c) 子流域的汇流关系示意图

Figure 2.1 (a) Delineation of spatial hierarchical units of a watershed from coarse to fine levels, i.e., subbasins, hillslopes (source-, left-, and right-hillslope), slope positions (e.g., ridge [or summit], backslope, and valley), and basic simulation units (e.g., grid cells and irregularly shaped fields); and topography-based flow routing relationships of (b) basic simulation units for overland and subsurface flow routing processes, and (c) subbasins (or reaches) for channel flow routing process.

SEIMS的整体设计主要包括灵活的模块化结构和多层次并行计算中间件，以实现流域建模框架的可扩展性并提高计算效率。

(a) **灵活的模块化结构**。与OMS3 (David 等, 2013) 类似, SEIMS采用具有良好灵活性和方便维护特点 (Peckham 等, 2013; Leavesley 等, 2006) 的模块化结构设计, 即每个模块对应一个流域子过程的一个模拟算法 (比如采用 Penman-Monteith 方法的蒸散发子过程模块)。所有流域子过程模块均继承于标准的模块接口, 并在元数据中保存该模块的输入和输出参数信息。利用模块元数据信息, SEIMS以松散耦合的方式构建针对特定应用的流域过程模型, 即SEIMS主程序根据用户配置的模块的输入-输出关系将其动态组合为模拟 workflow 并依次进行模拟计算。

(b) **多层次并行计算中间件**。SEIMS并行计算中间件支持模型内部“子流域-基本模拟单元”双层并行计算和模型层次的并行计算。由于子流域可以视为相对独立空间单元进行流域过程模拟，因此子流域适合作为并行任务调度单元分配至 SMP 集群或其他分布式内存并行计算平台的不同计算节点进行模拟 (Liu 等, 2016a; Wang 等, 2013b; Wu 等, 2013; Yalew 等, 2013; Vivoni 等, 2011)。子流域内部的基本模拟单元数量通常较多，且在模拟中数据交换频繁，因此适合采用共享内存编程模型 (如 OpenMP) (Liu 等, 2014)。据此，Liu 等 (2014, 2016a) 提出了能够充分利用空间上粗粒度 (即子流域层次) 和细粒度 (即基本模拟单元层次) 可并行性的“子流域-基本模拟单元”双层并行策略。该并行策略将子流域作为相对独立的计算任务，利用消息传递编程模型 (MPI) 将其分配至 SMP 集群的不同计算节点进行模拟；每个子流域内部基本模拟单元的模拟则利用共享内存编程模型 (即 OpenMP) 在计算节点的多核处理器上并行执行。SEIMS采用该并行策略并进行了改进，在模块化结构的支持下，隐藏子流域层次的并行编程细节。同时，由于基于 OpenMP 实现的基本单元层次并行计算相对简单易用，使得用户可以轻松地以近乎串行编程的方式开发并行化流域过程模型。除了模型内部计算采用的“子流域-基本模拟单元”双层并行策略，SEIMS同时支持基于并行任务管理的模型层次并行计算，以提高需要反复运行流域过程模型的应用的计算效率，如模型参数敏感性分析、BMP 情景优化等。

综上，SEIMS的整体设计如图2.2所示，主要包括基于模块化结构的SEIMS模块库、SEIMS主程序 (OpenMP 版本和 MPI&OpenMP 版本)、流域数据库和模型级应用工具集 (如参数敏感性分析、自动率定、情景优化等)。基于SEIMS构建的流域过程模型包括一个SEIMS主程序、多个自定义的SEIMS模块以及一个流域数据库。

每个SEIMS模拟模块均继承自一个具有标准、简洁开发接口 (如设置输入参数、获取输出数据、执行算法模拟等) 的基本模块类，且依赖于SEIMS基础模块 (如数据输入/输出模块) (图2.2)。每个SEIMS模块内基本模拟单元层次的并行计算基于 OpenMP 实现。SEIMS主程序的基础版本 (称之为 OpenMP 版本) 用于动态加载用户配置的模块并执行模拟计算。MPI&OpenMP 版本的SEIMS主程序在子流域层次数据域分解的基础上为每个子流域创建 OpenMP 版本SEIMS主程序实例，并利用 MPI 实现任务调度和数据通信 (即将子流域模拟任务分配至不同

的计算节点执行并进行必要的的数据交换), 从而实现子流域层次的并行计算。最后, 模型层次的并行计算则是基于任务管理实现并应用于需要运行大量模型的模型级应用工具集中。

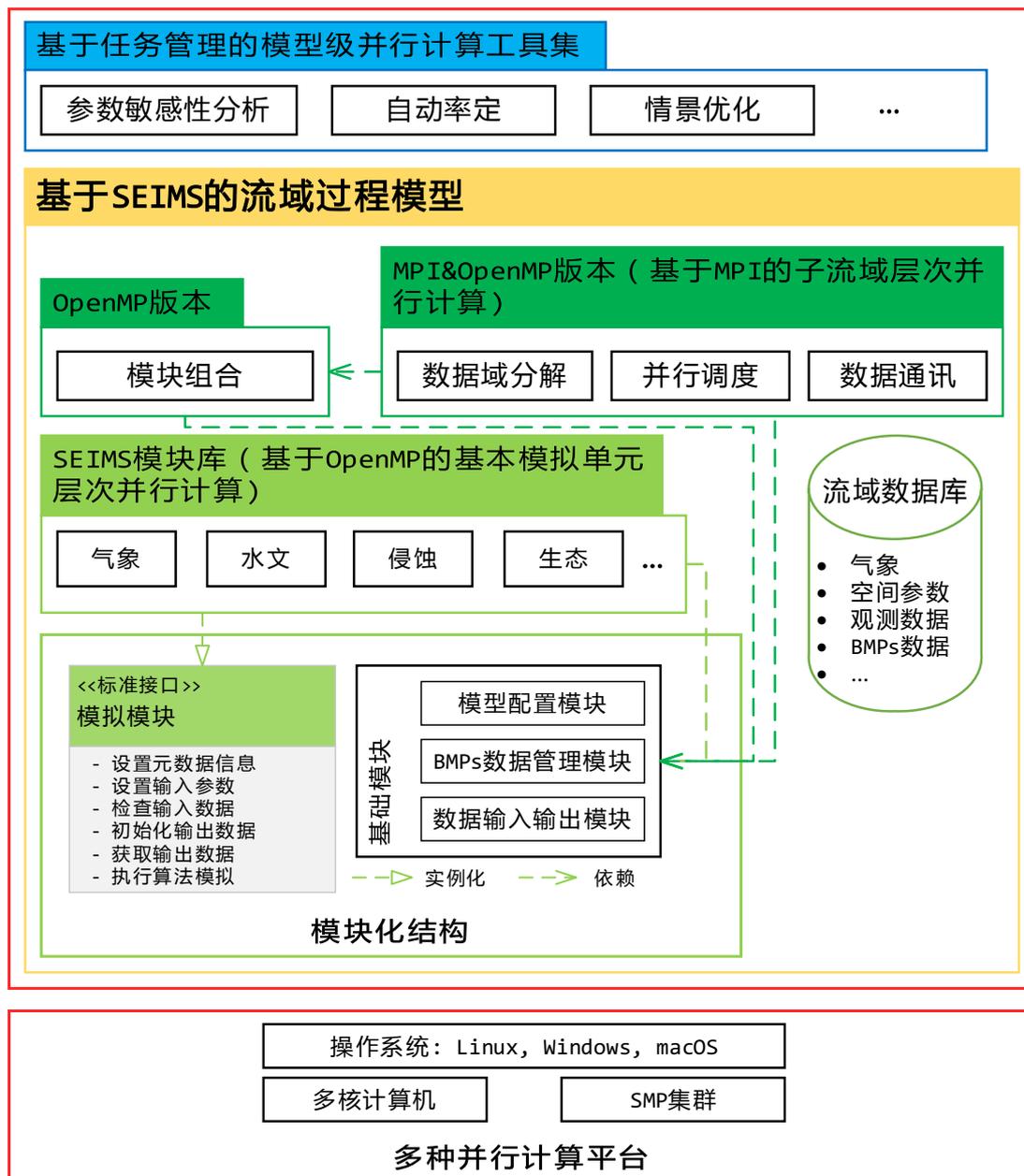


图 2.2 支持多种并行计算平台的流域建模框架 (SEIMS) 整体架构 (包括模块库、OpenMP 版本和 MPI&OpenMP 版本的SEIMS主程序、流域数据库、流域建模应用工具集)

Figure 2.2 Architecture of the Spatially Explicit Integrated Modeling System (SEIMS) which consists of the SEIMS module library, two versions of SEIMS main programs (i.e., OpenMP version and MPI&OpenMP version), the watershed database, and utility tools for watershed model applications, and can be conducted on multiple parallel computing platforms.

在并行计算技术的支持下,SEIMS兼容常见的操作系统(如 Windows<sup>®</sup>、Linux<sup>®</sup>)和并行计算平台(如个人多核计算机、SMP 集群等; Qin 等, 2014)。

## 2.2 模块化结构

SEIMS模块库中的每个流域子过程模块均继承自统一的模块接口(图2.2),并编译为独立的动态链接库文件(如 Windows<sup>®</sup> 系统下的 DLL 格式文件)。针对某一特定的流域过程模拟应用,SEIMS主程序(包括 OpenMP 版本和 MPI&OpenMP 版本)在运行时动态加载用户配置的模块列表并组织为一个 workflow 进行流域模拟。SEIMS中统一的模块接口包括 4 类函数,即元数据信息、设置输入参数和获取输出数据、检查输入数据和初始化输出数据、执行算法模拟(图2.2)。

通过SEIMS的模块化结构,用户可以按照统一的模块接口以近乎串行编程的方式编写模块代码,实现在模块内部基本模拟单元层次的并行计算;同时无需关注子流域层次的并行编程细节(如数据通信等),即可直接通过运行 MPI&OpenMP 版本的SEIMS主程序实现子流域层次的并行计算。

### 2.2.1 元数据函数

元数据函数(*MetadataInformation*)提供与SEIMS模块相关的元数据信息,包括模块基本信息(如开发者、模块功能描述)、输入和输出参数信息。模块输入和输出参数信息又可分为从流域数据库中读取的静态输入参数(如土壤饱和和导水率;图2.3第 1–6 行)、来自其他模块输出的动态输入变量(如地表径流;图2.3第 7–9 行)和模块的输出变量(如每个河道出口处流量;图2.3第 10–12 行)。每个输入和输出参数信息主要由参数名、单位、描述和数据类型构成,其中数据类型包括基本数据类型和复杂数据类型。

基本数据类型包括单个浮点值(*DT\_Single*;如河道蒸发校正系数;图2.3第 2 行)、一维浮点型数组(*DT\_Array1D*和*DT\_Raster1D*;其中*DT\_Raster1D*为单层二维数组形式的栅格数据按行展开且排除无值位置得到的一维数组;Liu 等, 2014)和二维浮点型数组(*DT\_Array2D*和*DT\_Raster2D*;如多层土壤属性数据;图2.3第 3 行)。

此外,SEIMS设计了三种复杂数据类型,即河道数据对象(*DT\_Reach*)、子流域数据对象(*DT\_Subbasin*)和情景数据对象(*DT\_Scenario*),以便于在统一的输入数据设置函数接口(见第2.2.2节)下方便地扩展这些输入数据的内容(即

通过扩展SEIMS的基础输入输出模块实现；图2.2)。河道数据对象包括汇流分层层号、并行任务调度分组、初始几何参数等河道相关数据；子流域数据对象包括子流域尺度的参数，如面积、平均坡度等统计参数；情景数据对象则为流域模拟情景设置数据，如作物管理措施实施序列及相关参数设置。

```

01 // 来自数据库（即Source_ParameterDB）中的静态输入参数
02 AddParameter("Ep_ch", "mm/h", "Reach evaporation adjustment factor", Source_ParameterDB, DT_Single);
03 AddParameter("Conductivity", "mm/h", "Saturated hydraulic conductivity", Source_ParameterDB, DT_Raster2D);
04 AddParameter("ReachParam", "", "Reach related parameters", Source_ParameterDB, DT_Reach);
05 AddParameter("SubbasinParam", "", "Subbasin scale statistical parameters", Source_ParameterDB, DT_Subbasin);
06 AddParameter("Scenario", "", "BMP scenarios information", Source_ParameterDB, DT_Scenario);
07 // 来自其他模块（即Source_Module）的动态输入变量
08 AddInput("SURU", "mm", "Surface runoff of each cell", Source_Module, DT_Raster1D);
09 AddInput("SBOF", "m^3/s", "Overland flow to reach of each subbasin", Source_Module, DT_Array1D);
10 // 本模块的输出或输入/输出变量
11 AddInOut("QRECH", "m^3/s", "Streamflow at each reach outlet", DT_Array1D, TF_SingleValue);
12 AddOutput("CHST", "m^3", "Channel water storage", DT_Array1D);
    
```

图 2.3 SEIMS模块元数据函数接口中的输入和输出信息伪代码示例

Figure 2.3 Pseudo-code of the input and output information according to the compatible metadata scheme of SEIMS module

在 MPI&OpenMP 版本的SEIMS主程序中，子流域在不同进程中进行独立模拟，因此上下游子流域间需要进行数据传递，尤其是河道汇流相关模块。这意味着有些模块的输出变量可能同时也需要作为输入变量（本文称之为输入/输出变量），比如，在河道汇流模块中，河道出口处流量是长度为子流域个数的一维数组类型（DT\_Array1D；图2.3第 11 行）的输出变量，而在 MPI&OpenMP 版本中，下游子流域对象的执行需要其上游子流域输出的流量值作为输入，此时该变量则为单个数值类型的输入变量。

图2.4展示了该输入/输出变量在 OpenMP 版本和 MPI&OpenMP 版本中的计算过程：

- 1) 在 OpenMP 版本中，该输入/输出变量仅作为普通的输出变量进行计算，即首先初始化为一个一维数组，然后遵循子流域分层顺序进行模拟计算并赋值，最后输出具有有效模拟值的一维数组；
- 2) 在 OpenMP 版本模拟过程的基础上，MPI&OpenMP 版本中，每个子流域除输出长度为整个流域子流域个数的一维数组外，还输出当前子流域的单个模拟值；下游子流域（如图2.4中的子流域 D）河道汇流模块的模拟需要在接收其上游子流域（如图2.4中的子流域 F 和 G）的模拟结果并

赋值到当前子流域对象中该一维数组变量的对应位置后进行（图2.4）。

为使元数据信息能够同时兼容 OpenMP 版本和 MPI&OpenMP 版本的上述计算过程,SEIMS设计了一个可选参数用于指定输入/输出变量的传输数据的数据类型(如图2.3第 11 行)。该可选参数有三个选项,即指示当前变量不需要在子流域间传递(*TF\_None*,可省略)、用于一维数组类型变量的单个传递值(*TF\_SingleValue*)以及用于二维数组类型变量的一维传递数组(*TF\_OneArrayID*)。通过这种兼容的元数据设计方案,子流域间需要数据传递的变量可在 MPI&OpenMP 版本运行时动态确定(见第2.2.3节),从而使得用户无需关注SEIMS主程序中子流域间数据通信的并行编程细节,即可实现子流域层次的并行计算。

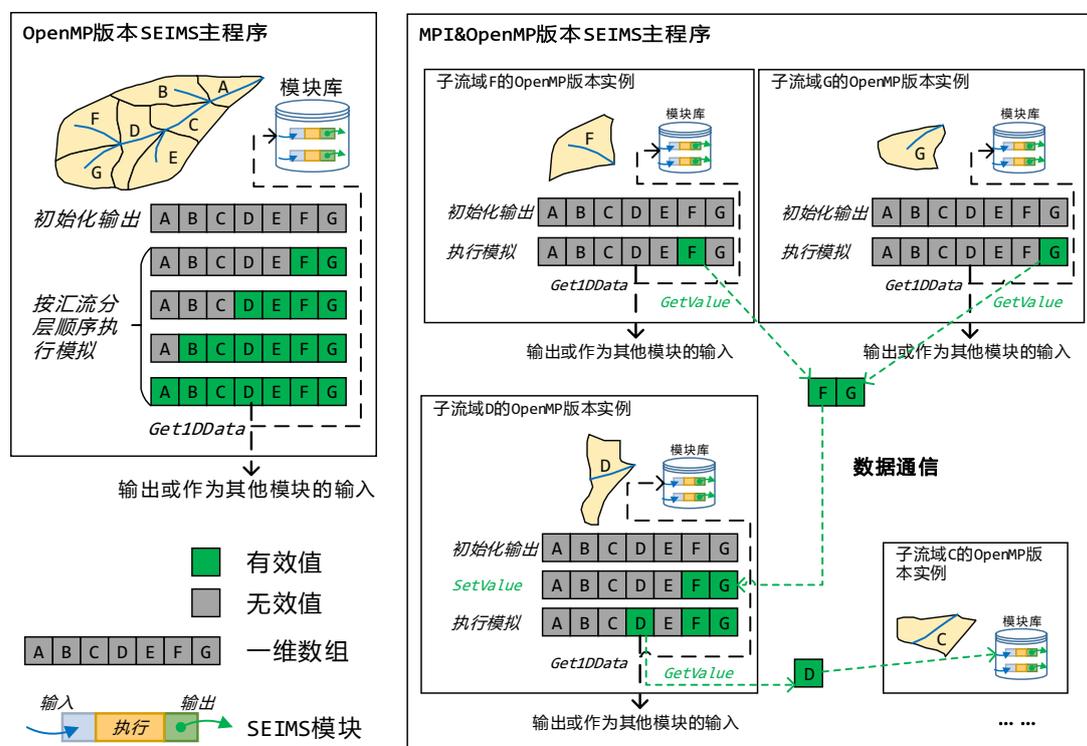


图 2.4 OpenMP 版本和 MPI&OpenMP 版本SEIMS主程序在河道汇流模块中某输入/输出变量（即输出变量同时作为 MPI&OpenMP 版本中下游子流域模拟时的输入变量）的计算过程示意图（该输入/输出变量的输出数据类型为 *DT\_ArrayID*、数据传输的数据类型为 *TF\_SingleValue*）

Figure 2.4 Example of the calculation of an InOutput variable (i.e., an output variable that is needed as input for the simulation of one subbasin in MPI&OpenMP version) by the channel flow routing module in the OpenMP version and MPI&OpenMP version of SEIMS main programs. This InOutput variable has a data type of *DT\_ArrayID* for output and a type of *TF\_SingleValue* for transferred data.

### 2.2.2 输入和输出系列函数

根据元数据函数中的相关定义，输入（*SetData*）和输出（*GetData*）系列函数分别负责为模块设置输入参数和获取输出数据（如图2.3）。针对基础数据类型的输入函数包括 *SetValue*、*Set1DData* 和 *Set2DData*，对应的输出函数包括 *GetValue*、*Get1DData* 和 *Get2DData*。复杂数据类型则只需要输入函数，即 *SetReaches*、*SetSubbasins* 和 *SetScenario*。为提高 OpenMP 版本中不同模块之间数据交换效率，数组型和复杂类型数据均以内存地址方式传递，即不同模块中用到的同一变量均指向内存中的相同地址。

为了使 OpenMP 版本和 MPI&OpenMP 版本的SEIMS主程序可以调用由相同模块代码编译的SEIMS模块库，具有特定传输数据类型（即 *TF\_SingleValue* 和 *TF\_OneArray1D*）的变量需要根据其原始数据类型和传输数据类型分别设置输入和获取输出。比如，河道汇流模块中的流量（图2.3中第 11 行；图2.4），首先将以一维数组的形式被获取为普通的输出数据（*Get1DData*），同时也将以单个数值的形式接收当前子流域上游子流域的模拟值（子流域 D 模拟时的 *SetValue*）并被获取为单个模拟值（子流域 F 和 G 模拟时的 *GetValue*）作为该子流域下游子流域的输入数据（图2.4）。

### 2.2.3 检查输入数据函数和初始化输出数据函数

检查输入数据函数（*CheckInputData*）负责确保输入变量的有效性，比如验证数组型变量是存在且可访问的，并在遇到任何无效输入时抛出异常。

初始化输出数据函数（*InitialOutputs*）用于在调用输出函数和执行函数之前，创建和初始化当前模块的输出变量和临时变量，以确保将当前模块输出变量作为输入数据的模块可以通过数据有效性验证。

### 2.2.4 执行函数

作为SEIMS模块的核心，执行函数（*Execute*）负责完成一个模拟时间步长内特定流域子过程算法的模拟。时间步长的外部循环在SEIMS主程序中处理，且支持在河道/地下水过程和坡面过程间的嵌套时间步长，即坡面过程的时间步长允许比河道/地下水过程的时间步长更精细（图2.5）。一般地，基于SEIMS的流域过程模型的模块列表按执行顺序可分为 3 类，即驱动因子相关模块（如气象数据的读取和预处理模块）、坡面过程模块和河道/地下水过程模块。

```

01 // ch_ts和hs_ts分别是河道/地下水过程和坡面过程的时间步长
02 int nHs = int(ch_ts / hs_ts);
03 for (time_t t = startTime; t < endTime; t += ch_ts) {
04     for (int i = 0; i < nHs; i++) {
05         // 执行坡面过程模拟
06         StepHillSlope(t + i * hs_ts);
07     }
08     // 执行河道/地下水过程模拟
09     StepChannel(t);
10 }

```

图 2.5 SEIMS主程序中时间步长循环伪代码

Figure 2.5 Pseudo-code of outer loop of time-steps handled in the SEIMS main program

在坡面过程模块中，执行函数内部的循环是对基本模拟单元模拟的循环，而对河道/地下水模块则是对子流域单元（或河道）模拟的循环。

### 2.3 并行计算中间件

将一个建模任务分解为若干个可以同时执行的子任务是实现并行化的第一步（Foster, 1995）。SEIMS的并行计算中间件实现了两类计算任务的并行化，即基于流域空间域离散化的单次模型执行内部的并行化（第2.3.1~2.3.3节）和基于任务管理的模型层次的并行化（第2.3.4节）。

#### 2.3.1 流域空间数据域分解

SEIMS采用Liu等(2014, 2016a)提出的“子流域-基本模拟单元”双层数据域分解方法。子流域可以根据流域汇流网络（图2.6a）以上游-下游策略（图2.6b）或下游-上游策略（图2.6c）进行分层，同一层内的子流域间不存在上下游关系。子流域分层结果构成了一个有向无环图，其中每个节点代表一个子流域，节点间的边代表上下游连接关系，每个节点具有一个计算权重（如根据子流域面积计算）用于考虑负载均衡的并行任务调度（Liu等, 2016a）。与Wang等(2011)采用的二叉树编码格式不同，SEIMS采用的这种图结构可以支持子流域存在多于2个上游子流域的情形。

以栅格为例，图2.7所示为根据流向图（图2.7a）以上游-下游策略（图2.7b）或下游-上游策略（图2.7c），基于流向图（图2.7a）对基本模拟单元进行分层，同一层内的基本模拟单元间不存在上下游关系。目前版本中，SEIMS采用最常用

的D8单流向算法 (O'Callaghan 和 Mark, 1984), 而多流向算法 (如 MFD-md 算法; Qin 等, 2007) 将在未来版本中予以支持。此外, 采用不规则地块 (如Tague 和 Band, 2004) 作为基本模拟单元的功能也在开发中。

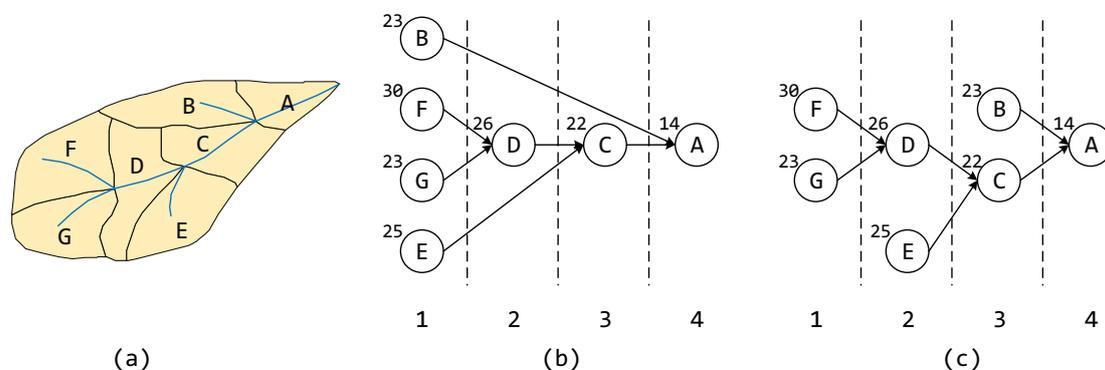


图 2.6 (a) 流域汇流网络; (b) 上游-下游策略分层; (c) 下游-上游策略分层 (据Liu 等, 2016a)

Figure 2.6 Partition of (a) subbasins into layers by (b) upstream-downstream strategy and (c) downstream-upstream strategy. Label numbers of each node in the graph (b) and (c) represent computing weights. Adapted from Liu et al. (2016a).

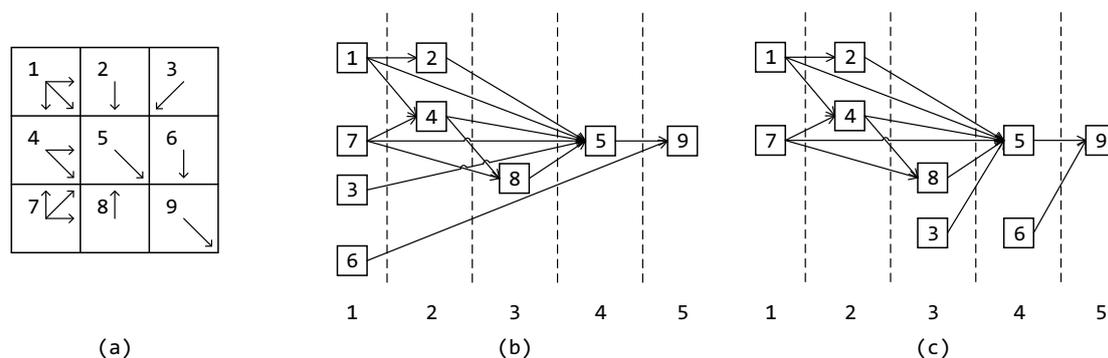


图 2.7 (a) 栅格流向图; (b) 上游-下游策略分层; (c) 下游-上游策略分层 (据Liu 等, 2014)

Figure 2.7 Division of grid cells according to (a) flow directions into layers by (b) upstream-downstream strategy and (c) downstream-upstream strategy. Numbers in grids represent grid indexes while numbers at the bottom line represent layer orders. Adapted from Liu et al. (2014).

### 2.3.2 基本模拟单元层次的并行化

在基本模拟单元 (如当前版本SEIMS采用的栅格单元) 上的流域过程模拟方法根据其计算特点可分为计算独立型模拟方法 (如蒸散发、作物生长等) 和顺序依赖型模拟方法 (如采用一维运动波方程的坡面汇流) (Liu 等, 2014)。对于计

算独立型模拟方法，可通过简单地将所有模拟单元等分为若干块同时执行以实现并行计算，而对于顺序依赖型模拟方法，并行计算只能在同一数据分层内实现（图2.7b、c），不同层的模拟则必须按分层顺序依次串行执行。虽然采用不同数据分层策略的实际计算量相同，但不同分层策略得到的各层单元数分布的差异会导致负载平衡和调度开销的不同，因而产生并行性能的差异（刘军志, 2013）。数据分层策略导致的并行计算性能差异不属于本文研究范畴，在此不再赘述。

SEIMS采用 OpenMP 编程模型实现基本模拟单元层次的并行计算。通常，OpenMP 允许用户在不破坏原代码结构的情况下，通过嵌入编译器指令（如 `#pragma` 语句）指示需要并行执行的代码块（如 `for` 循环结构）以实现并行计算（图2.8）。根据 OpenMP 编程模型版本的不同，有些情况可能需要稍多的 OpenMP 编译器指令，如根据子流域对数组型数据进行统计汇总，详见<https://github.com/lreis2415/SEIMS/issues/36>。

```

01 // 类型1 计算独立型模拟方法
02 // nUnits为基本模拟单元总数
03 #pragma omp parallel for
04 for (int i = 0; i < nUnits; i++) {
05     // 执行计算独立型模拟
06     results[i] = localIndependentFunction(i);
07 }
08
09 // 类型2 顺序依赖型模拟方法
10 // nLyrs是基于流向划分的总层数
11 for (int iLyr = 0; iLyr < nLyrs; iLyr++) {
12     // nUnits为当前层中基本模拟单元总数
13     #pragma omp parallel for
14     for (int iUnit = 0; iUnit < nUnits; iUnit++) {
15         // 执行顺序依赖型模拟
16         results[iLyr][iUnit] = sequentialIndependentFunction(iLyr, iUnit);
17     }
18 }

```

图 2.8 基本模拟单元层次并行计算伪代码示例（据Liu 等, 2014）

Figure 2.8 Pseudo-code of parallel computing at basic simulation unit level. Adapted from Liu et al. (2014).

### 2.3.3 子流域层次的并行化

SEIMS采用 MPI 编程模型实现子流域层次的并行计算。为充分、高效地利用并行计算资源，在进行并行任务调度时，应将计算量尽可能平均分配至每个计

算节点以降低负载不均衡（即将同一数据分层的子流域分配至不同的计算节点），同时应尽可能地减少计算节点间数据通信（即将具有上下游关系的子流域分配至同一计算节点）以节省通信开销（Liu 等, 2016a）。为实现负载均衡和通信开销之间的权衡，SEIMS采用 METIS 图分解算法（Karypis 和 Kumar, 1998）进行静态任务调度，该算法以子流域分层图（图2.6b 或 c）作为输入，其中每个节点的计算权重以子流域面积进行粗略估计（Liu 等, 2016a）。

以往研究在任务调度和数据通信中常用的主从式策略（Liu 等, 2016a; Wang 等, 2011）可能导致不必要的通信开销。比如，上下游子流域间传输的数据在主从式策略下要发送和接收两次，即从计算进程到主进程和从主进程到另一个计算进程。因此，SEIMS采用静态点对点通讯策略，以保证子流域间的传输数据只需在两个进程间各发送和接收一次。图2.9为子流域层次静态任务调度策略伪代码，管理进程读取数据库中预定义的任务调度方案并广播至所有进程（图2.9中第 1–6 行），因此，每个进程均可获得所有进程的任务调度方案，进而可实现点对点通讯。随后，每个进程负责创建和执行分配至该进程的子流域模拟任务（图2.9中第 7–18 行）。

图2.10为点对点通讯策略下，一个子流域对象（即子流域的 OpenMP 版本主程序实例）在一个河道汇流时间步长内的模拟 workflow 伪代码。坡面过程和河道汇流过程分别依次执行（图2.10第 2 和 11 行）。在河道汇流过程执行之前，需要从当前进程读取或从其他进程接收当前子流域与上游子流域的传输数据（图2.10第 3–10 行）。当河道汇流过程执行之后，如果当前子流域存在下游子流域，则当前子流域的传输数据将被保存供下游子流域使用（图2.10第 12–19 行）；如果下游子流域与当前子流域未分配至同一进程，该传输数据将直接发送至下游子流域所在的进程（图2.10第 15 行）。最后，将当前子流域的用户指定输出数据保存至内存（图2.10第 20 行）。

### 2.3.4 模型层次的并行化

基于流域过程模型的应用通常需要反复运行模型以获得模型对不同输入数据或参数的响应，多个模型运行之间相互独立，因此属于高度可并行化计算任务。虽然模型层次的并行计算可以通过多线程编程模型在共享内存机器上实现（Rouholahnejad 等, 2012），但是单独线程上运行的每个模型计算效率会因为与其他线程对共享硬件资源的竞争而下降，特别是并行线程数超过处理器物理核心

```

01 // 管理进程 (即进程0)
02 Read partitioned groups of subbasins and the topology information of subbasins
03 Scatter tasks to all computing nodes // 将任务调度方案广播至所有进程
04
05 // 计算进程 (即进程0-N)
06 Receive tasks of all computing nodes // 接收所有计算进程的任务调度方案
07 Create subbasin model objects of task on current computing node, i.e., subbsn_models.
08 // 开始模拟
09 for (simulation time ts during simulation period with an channel routing time-step ch_ts) {
10   for (int lyr = 1; lyr <= layers_num; lyr++) { // 据上游-下游策略或下游-上游策略分层结果
11     for (subbsn_model in lyr) {
12       Execute the subbasin_workflow(subbsn_model, ts); // 执行子流域模拟 workflow
13     }
14   }
15 }
16 MPI_Barrier(); // 等待所有进程均完成当前时间步长的模拟
17 }
18 // 结束模拟

```

图 2.9 子流域层次静态任务调度策略伪代码

Figure 2.9 Pseudo-code of the static task scheduling strategy from the perspective of spatial discretization at the subbasin level

```

01 // subbsn_model是当前子流域的OpenMP版本SEIMS主程序实例, ts是当前模拟时间,
    // tf_values表示上游子流域向下游子流域的传输数据
02 subbsn_model->StepHillSlope(ts); // 执行坡面过程
03 if (exists upstream subbasins) {
04   if (upstream subbasins not in current computing node) {
05     MPI_Irecv(tf_values of upstream subbasins); // 接收来自其他计算节点的数据
06   } else {
07     Read tf_values from memory buffer of current computing node.
08   }
09   subbsn_model->SetTransferredValue(tf_values);
10 }
11 subbsn_model->StepChannel(ts); // 执行河道汇流过程
12 if (exists downstream subbasin) {
13   tf_values = subbsn_model->GetTransferredValue();
14   if (downstream subbasin not in current computing node) {
15     MPI_Isend(tf_values); // 发送当前子流域的传输数据至其他计算节点
16   } else {
17     Save tf_values of current subbasin in current time-step to memory buffer.
18   }
19 }
20 subbsn_model->AppendOutputData(ts); // 将当前时间步长产生的输出数据保存至内存

```

图 2.10 子流域对象在一个河道汇流时间步长内模拟工作流的伪代码

Figure 2.10 Pseudo-code of the execution workflow of one subbasin object in a channel routing time-step

数的情况。因此，模型层次的并行计算更适合于通过任务管理（Zhao 等, 2013）或 MPI（Zhang 等, 2013）在分布式内存并行计算平台（如 SMP 集群、网格计算平台）上进行。SEIMS 基于任务管理提供对模型层次并行计算的支持。

## 2.4 流域数据库

SEIMS 流域数据库用于存储与流域建模相关的所有数据，如输入和输出数据、用于模型参数敏感性分析的参数调整数据等。为统一数据读写格式，所有数据均采用文本文件和栅格文件两种格式，其中文本文件以 JSON 格式存储，而栅格文件则以二进制数据格式存储以提高模型 I/O 效率（Liu 等, 2016a）。

输入数据包括但不限于气象数据（如降雨、温度）、空间数据（如数字高程模型 [Digital Elevation Model, DEM] 及其派生空间参数）以及管理措施数据（如作物管理措施）等。对于空间输入数据，除整个流域范围数据外，SEIMS 同时按照子流域边界将空间数据分解并存储在数据库中，以支持 OpenMP 版本和 MPI&OpenMP 版本 SEIMS 模型的运行。输出数据主要有时间序列数据（如流域出口流量）和空间数据（如平均土壤含水量）两类，并可分别保存为单个文本文件或 GeoTiff 格式栅格文件。

通过这种流域数据库设计，在重复运行大量根据模型率定参数或 BMP 情景设置区分的模型时，无需为每次模型运行重复复制输入数据，较其他模型（如 SWAT；Zhang 等, 2013）节省了大量存储空间。

## 2.5 代码实现

### 2.5.1 整体实现

本文构建的模块化、并行化的流域建模框架 SEIMS 采用标准 C++ 和 Python 编程语言开发，并在 GitHub 网站上开源（<https://github.com/lreis2415/SEIMS>）。SEIMS 使用 CMake（<https://cmake.org>）跨平台构建工具来管理整个项目的 C++ 源码，以实现与主流编译环境的兼容性。通过一次编译可以得到所有 SEIMS 的 C++ 程序，包括 OpenMP 版本和 MPI&OpenMP 版本的 SEIMS 主程序、SEIMS 模块库和用于数据预处理的程序（如 TauDEM 工具；Tarboton, 2016）。Python 则用于编写 SEIMS 实用工具集，包括数据预处理、参数率定、敏感性分析、情景优化等。SEIMS 采用一种并行任务管理策略的 Python 实现—SCOOP（Hold-Geoffroy 等,

2014), 进行模型层次的并行计算。SCOOP在可用计算资源间考虑动态负载平衡自动地分配并行计算任务, 且支持多种并行计算平台 (Hold-Geoffroy 等, 2014)。

在借鉴WetSpa (Water and Energy Transfer between Soil, plant, and atmosphere; Liu 等, 2006)、SWAT (Arnold 等, 1998)、LISEM (Limburg Soil Erosion Model; De Roo 等, 1996)、DHSVM (Wigmosta 等, 2002) 等模型基础上, 目前SEIMS模块库已涵盖水文、土壤侵蚀、养分循环和作物生长等流域过程模块, 可支持次降水模拟 (Wu 等, 2018; Liu 等, 2014, 2016a) 和长时段日尺度模拟 (Qin 等, 2018)。

基于SEIMS子流域层次的并行计算中间件及其SEIMS模块的标准接口, 用户无需关注 MPI 并行编程细节, 便可以串行编程方式开发SEIMS模块, 实现流域过程模型在子流域层次的并行化。更进一步地, 在SEIMS模块内部基本模拟单元层次模拟计算中, 用户可以通过简单学习后方便地实现基于 OpenMP 的并行化, 而且多数情况下无需破坏原有串行代码结构。基于SEIMS开发并行化流域过程模型的详细教程 (如开发新的 SEIMS 模块示例) 请参阅SEIMS 用户手册 (<https://github.com/lreis2415/SEIMS/blob/master/SEIMS-UserManual.pdf>)。

考虑到对数据结构灵活性和数据读写高性能的需求, SEIMS采用MongoDB (<https://www.mongodb.com>) ——广泛使用的 NoSQL 数据库, 作为流域数据库管理流域过程模拟相关数据。

### 2.5.2 SEIMS实用工具集

SEIMS数据预处理工具采用 Python 和 C++ 语言编写, 包括流域空间离散化、空间参数提取、水文气候数据处理和流域数据库管理等四类功能。流域空间离散化包括不同尺度空间单位的划分 (图2.1a), 如子流域 (基于TauDEM v5.3.7实现; Tarboton, 2016)、坡面、具有上下游关系的地块 (Wu 等, 2018) 和坡位 (见第3章; Zhu 等, 2018), 以及子流域和基本模拟单元层次的流域空间域分解 (见第2.3.1节)。

空间参数提取主要包括地形和位置相关参数的计算 (如洼地容量), 以及基于查找表的土壤和土地利用/土地覆盖相关参数的提取。

水文气候数据处理主要是指数据格式化 (如将不规则降水记录插值为规则时间间隔数据), 以及统计计算 (如年均热量单位数)。

流域数据库管理负责创建数据库并使用两种格式导入流域建模相关数据, 即

空间参数展开为一维数组并存储为二进制数据 (Liu 等, 2014)、文本数据组织为键值对的JSON格式。不同功能的预处理程序可单独运行, 也可通过一个主脚本来执行整个数据预处理 workflow。

当前SEIMS版本中的数据预处理工具是为支持当前可用的SEIMS模块而实现的, 因此, 如果用户新增的SEIMS模块所需的输入参数或数据不存在于现有流域数据库中且无法通过其他SEIMS模块的输出数据获得, 则应同时添加相应的数据预处理工具以满足该模块的数据需求。

参数敏感性分析可用于识别对特定模拟目标 (如流域出口流量) 最重要的模型参数 (Zhan 等, 2013)。典型的参数敏感性分析流程包括对用户指定的模型参数及其取值范围进行采样生成模型参数样本集, 然后根据模型参数样本集运行流域过程模型并保存特定模拟目标的模拟结果, 最后利用敏感性分析方法 (如 Morris 筛选方法 [Morris, 1991], FAST [Fourier Amplitude Sensitivity Test; Cukier 等, 1978]) 计算敏感性指数。SEIMS中的参数敏感性分析工具按照这三个主要步骤组织为不同的函数, 以便于扩展其他采样方法和参数敏感性分析算法。

与参数敏感性分析工具类似, 自动率定和情景优化工具也需要生成多种不同的模型输入、运行流域过程模型并根据模型输出进行分析评价。目前, SEIMS集成了常用的非支配排序遗传算法 NSGA-II (Deb 等, 2002) 进行模型参数自动率定和情景优化。

SEIMS实用工具的运行需要相应的配置文件, 配置文件中可以设置与应用工具相关的参数。用户可根据不同实用工具的配置文件模板进行流域建模, 更多细节信息请参考SEIMS 用户手册。

## 第3章 基于领域知识和数据挖掘的模糊坡位信息自动提取方法

现有模糊坡位定量化方法的基本思路可归纳为聚类和分类两种 (Zhu 等, 2018; 王彦文 等, 2017)。基于聚类思路的方法是对地形属性集(包括坡度、曲率等)进行模糊聚类, 之后将聚类结果解释为不同的坡位类型 (如Drăguț 和 Blaschke, 2006; Burrough 等, 2000), 该类方法的主要问题包括聚类数难以确定、缺乏对空间信息考虑、聚类结果不易给出合理地学解释等 (Qin 等, 2009)。

基于分类思路的方法是通过预设坡位分类系统, 对每种坡位采用相应的推理方法得到相似度的空间分布, 可避免基于聚类思路方法的不足。分类思路的方法又可按照对坡位的定义和推理方式大致分为两类:

- 1) 基于地形属性集计算的方法, 这类方法需要用户根据研究区特点, 基于多种地形属性显式地给出每类坡位的定义 (如MacMillan 等, 2000), 该类方法仅可通过反映相对位置关系的地形属性间接体现空间位置信息, 且选取合适地形属性集并显式定义出每类坡位也难度较大;
- 2) 基于原型的模糊坡位方法 (Qin 等, 2009), 该方法根据原型理论, 将研究区中各坡位的典型位置作为“原型”来定义对应坡位, 再利用模糊推理定量刻画坡位的空间渐变信息, 该方法能有效利用地学知识的优势, 直接考虑了空间信息, 避免了前述方法的不足。但该方法也存在着实际应用需要过多手动设置的不足 (如准备地形属性集、提取坡位典型位置、设置模糊推理参数等), 且原算法实现采用串行计算方式, 计算效率低, 限制了该方法的实际应用。

鉴于此, 本章基于领域知识和数据挖掘实现了基于原型的模糊坡位提取方法的自动化, 克服了原方法在实际应用中需要过多手动设置的不足, 同时采用并行计算提高计算效率 (Zhu 等, 2018)。

### 3.1 基于原型的模糊坡位推理方法流程 (Qin 等, 2009)

基于原型的模糊坡位推理方法的主要假设是某个区域内坡位的典型位置能被较易识别且具有较高的确定性, 典型位置能够反映坡位典型的地形属性和空间上下文的组合特征 (Shi 等, 2005), 因此可作为坡位的原型用于该区域的模糊

坡位推理 (Qin 等, 2009)。

某一位置 (如 DEM 中的一个栅格) 对某类坡位的相似度计算分为 3 个步骤:

(1) 提取该坡位的典型位置作为原型;

(2) 选取相似度计算函数计算该位置与每个原型在单个地形属性上的相似度, 如 Qin 等 (2009) 使用的 3 种模糊隶属度函数 (即钟形函数、Z 形函数和 S 形函数, 如图 3.1; 式 3.1), 进而利用最小限制因子法 (Zhu 和 Band, 1994) 计算在所有地形属性上的综合相似度, 如式 3.2;

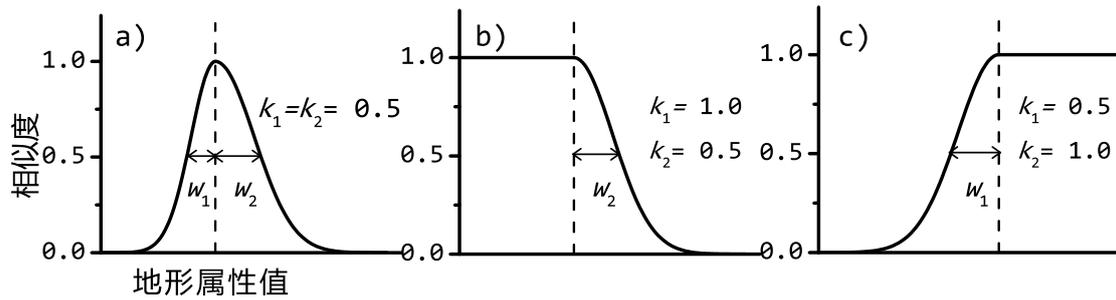


图 3.1 3 种模糊隶属度函数 (a: 钟形函数, b: Z 形函数, c: S 形函数)

Figure 3.1 Three types of curve shapes for the fuzzy membership function: (a) bell-shaped; (b) z-shaped; and (c) s-shaped

$$\begin{cases} S_{ij}^{v,t} = e^{-\left(\frac{|z_{ij}^v - z_t^v|}{w_1}\right)^2 \ln(k_1)} & , z_{ij}^v < z_t^v \\ S_{ij}^{v,t} = 1 & , z_{ij}^v = z_t^v \\ S_{ij}^{v,t} = e^{-\left(\frac{|z_{ij}^v - z_t^v|}{w_2}\right)^2 \ln(k_2)} & , z_{ij}^v > z_t^v \end{cases} \quad \dots (3.1)$$

式中,  $S_{ij}^{v,t}$  为栅格  $(i, j)$  对某坡位原型  $t$  在地形属性  $v$  上的相似度,  $z_{ij}^v$  为栅格  $(i, j)$  的  $v$  地形属性值,  $z_t^v$  为原型  $t$  的  $v$  地形属性值, 该值即为模糊推理函数的中心值,  $w_1$  和  $w_2$  (均大于等于 0)、 $k_1$  和  $k_2$  是控制模糊推理函数形状的参数 (如图 3.1), 即当  $k_1 = k_2 = 0.5$  时为钟形函数, 当  $k_1 = 1.0$  且  $k_2 = 0.5$  时为 Z 形函数, 当  $k_1 = 0.5$  且  $k_2 = 1.0$  时为 S 形函数。

$$S_{ij}^t = \min(S_{ij}^{1,t}, S_{ij}^{2,t}, \dots, S_{ij}^{v,t}, \dots, S_{ij}^{n,t}) \quad \dots (3.2)$$

式中,  $S_{ij}^t$  为栅格  $(i, j)$  对坡位原型  $t$  在地形属性域上的总相似度,  $n$  为地形属性个数。

(3) 考虑该位置与每个原型的距离对属性域上的相似度进行综合, 如式3.3, 最终得到该位置对该类坡位的模糊坡位信息 (相似度)。

$$S_{ij} = \sum_{t=1}^m (d_{ij}^t)^{-8} S_{ij}^t / \sum_{t=1}^m (d_{ij}^t)^{-8} \quad \dots (3.3)$$

式中,  $S_{ij}$  为栅格  $(i, j)$  对该坡位的综合相似度,  $d_{ij}^t$  为栅格  $(i, j)$  与坡位原型  $t$  的距离,  $m$  为该坡位原型的个数。

### 3.2 自动化方法思路

很多研究者根据地貌含义选取了一系列地形属性用于模糊坡位提取(如Schmidt和Hewitt, 2004; MacMillan等, 2000; Pennock等, 1987), 而对于某一坡位分类系统, 所选地形属性常常是相似的(Miller和Schaetzl, 2015; Qin等, 2009), 即包括区域属性(如相对位置指数; Skidmore, 1990)和局部属性(如坡度、曲率等), 这些属性均能利用现有数字地形分析算法自动提取, 且借助并行计算能够显著提高算法效率(Tarboton, 2016; Qin等, 2014)。

坡位典型位置通常具有相似的地形属性, 因此坡位典型位置点可在确定每个地形属性的典型范围后通过叠加操作得到。而地形属性典型范围可结合领域知识(即地形属性对各类坡位模糊推理函数形状的预判; Qin等, 2009, 2012)和对坡位典型位置候选区地形属性分布特征的数据挖掘来确定。在此过程中, 模糊推理函数的形状和参数亦可一并计算。

基于此思路, 本文提出并实现了一种模糊坡位提取自动化方法。

### 3.3 自动化方法设计

本文研究以5类坡位(山脊[或山顶]、坡肩、背坡、坡脚和沟谷; 图3.2; Wysocki等, 2011)为例设计自动化方法, 这5类坡位代表了典型坡面自上而下的坡位序列。

#### 3.3.1 自动准备地形属性集

不失一般性, 本文研究选用Qin等(2009)使用的地形属性集, 即1个区域地形属性(相对位置指数, RPI)和2个局部地形属性(坡度和剖面曲率), 以及高程属性。计算相对位置指数RPI(Skidmore, 1990)需要的山脊点和沟谷点分

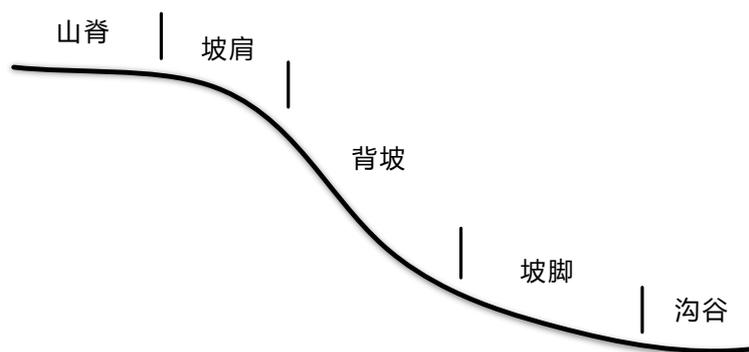


图 3.2 5 类坡位（山脊 [或山顶]、坡肩、背坡、坡脚和沟谷）示意图（据Wysocki 等, 2011）

Figure 3.2 Schematic diagram showing the five basic slope position types: ridge (or summit), shoulder slope, backslope, footslope, and valley. Adapted from Wysocki et al. (2011).

别采用 Peucker-Douglas 算法（Peucker 和 Douglas, 1975）和自动河网提取阈值的 Stream drop 算法（Tarboton 和 Ames, 2001）。

### 3.3.2 自动提取坡位典型位置

坡位典型位置的地形属性取值范围可根据地形属性对该坡位的模糊推理函数形状及中心值确定，如 S 形函数取大于中心值的属性范围。

根据目标坡位分类系统的特征，多数地形属性的模糊推理函数形状可根据领域知识进行预判，且随着研究区特点的不同，预判函数的形式会有所差异且不唯一（Qin 等, 2009, 2012），如坡度沿山脊至背坡呈增加趋势，沿背坡至沟谷呈减小趋势，因此对于背坡，坡度的推理函数应为钟形函数，又如根据对坡脚模凌两可的地形特征的预判剖面曲率为 Z 形或钟形。据此思路整理出每个地形属性对各类坡位的模糊推理函数形状预判（表3.1）。

区域地形属性能够体现任意空间位置在坡面上的相对位置，如相对位置指数 RPI 自坡顶到沟谷由 1 递减至 0，因此可以为每类坡位指定相对严格（即值域相对窄）的 RPI 范围作为典型位置备选区（如  $RPI \geq 0.99$  作为最有可能出现山脊典型位置的区域），进而对该区域内地形属性的分布进行数据挖掘（如利用 bi-Gaussian 模型拟合；Yu 和 Peng, 2010），结合领域知识预判的模糊推理函数形状，最终确定适合研究区的特定知识（即推理函数形状和中心值）。表3.2为坡位典型位置候选区的相对位置指数（RPI）默认值域范围（Qin 等, 2009, 2012），在实际应用中可根据研究区地形特征调整。

表 3.1 地形属性对 5 类坡位模糊推理函数形状的预判

Table 3.1 Possible types of the fuzzy membership function for each topographic attribute of each type of slope position preset in the proposed approach

|    | RPI | 剖面曲率 ( $\times 10^{-3} \text{m}^{-1}$ ) | 坡度 ( $^\circ$ ) | 高程 (m) |
|----|-----|---|-----------------|--------|
| 山脊 | S 形 | S 形                                     | Z 形             | S 形或 N |
| 坡肩 | 钟形  | S 形                                     | 钟形              | N      |
| 背坡 | 钟形  | 钟形                                      | S 形             | N      |
| 坡脚 | 钟形  | Z 形或钟形                                  | Z 形或钟形          | N      |
| 沟谷 | Z 形 | 钟形                                      | Z 形             | N      |

注：N 为不采用该地形属性

表 3.2 坡位典型位置候选区的相对位置指数 (RPI) 默认值域范围

Table 3.2 Default RPI value ranges for candidate area of typical locations of each slope position

|        | 山脊          | 坡肩          | 背坡         | 坡脚          | 沟谷         |
|--------|-------------|-------------|------------|-------------|------------|
| RPI 范围 | $\geq 0.99$ | [0.9, 0.95] | [0.5, 0.6] | [0.15, 0.2] | $\leq 0.1$ |

对 RPI 值域限定得到的典型位置备选区的地形属性频率分布图进行拟合时，本文研究采用 bi-Gaussian 模型（式3.4）。

$$y = \frac{\delta}{\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(x-\alpha)^2}{2\sigma^2}} \quad \text{if } x < \alpha, \sigma = \sigma_1; \text{ else } \sigma = \sigma_2 \quad \dots (3.4)$$

式中， $\alpha$  为拟合曲线峰值位置（即中心值）， $\sigma_1$  和  $\sigma_2$  为高斯模型左右侧的标准差， $\delta$  为缩放指数，这些参数均由模型拟合得到。

模型拟合结果可能会有但单峰或多峰分布（如图3.3），多峰分布的地形属性将不参与典型位置提取和后续的模糊推理计算。

对于单峰分布的地形属性，简单以一个规则判断模型拟合效果是否满意，即中心值与最大频率值（即图3.3a中的  $max\_freq\_x$ ）之间的距离（即图3.3a中的  $dist2maxFreq$ ）是否小于地形属性值域的 5%，如满意则根据式3.5）确定拟合模糊推理函数形状（ $fitShape$ ），并结合预设形状（ $priorShape$ ）确定最终推理函数形状（ $finalShape$ ）；如模型拟合结果不满意，则根据预设函数是否唯一确定是否采用该地形属性。图3.4为确定地形属性对某一坡位的推理函数形状和中心值的流程图。

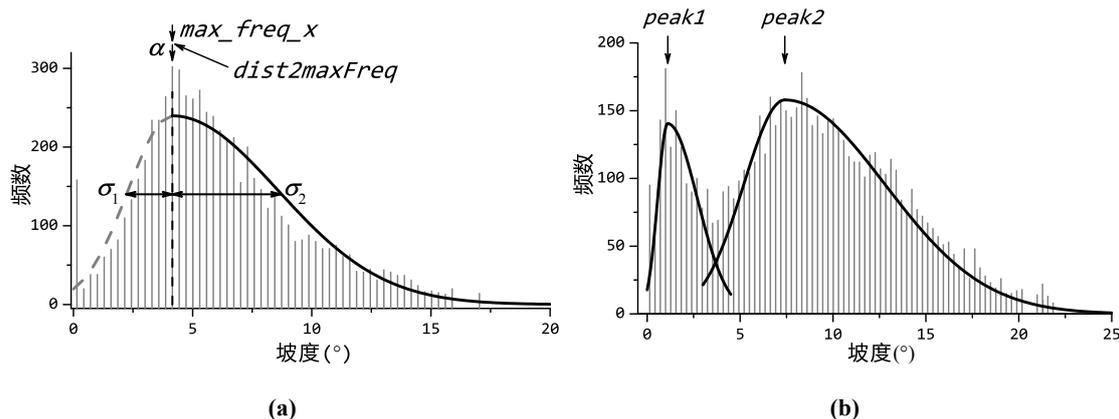


图 3.3 地形属性频率分布及 bi-Gaussian 模型拟合示例 (a: 山脊备选区坡度分布及单峰拟合曲线, b: 坡脚备选区坡度分布及双峰拟合曲线, 图中  $max\_freq\_x$  为最大频率的坡度值,  $dist2maxFreq$  为中心值  $\alpha$  与  $max\_freq\_x$  间的距离)

Figure 3.3 Examples of the frequency distribution for slope gradient in the (a) ridge and (b) footslope areas specified roughly by RPI, and the corresponding fitted bi-Gaussian models ( $max\_freq\_x$  is the slope gradient with the maximum frequency, and  $dist2maxFreq$  is the distance between the central value  $\alpha$  and  $max\_freq\_x$ ; the fitted model has single peak for ridge and multiple peaks for footslope).

$$FMF = \begin{cases} z \text{ 形,} & \text{if } BiRatio \leq 1/Threshold \\ \text{钟形或 } z \text{ 形, 且钟形优先,} & \text{if } 1/Threshold < BiRatio < 1 \\ \text{钟形} & \text{if } BiRatio = 1 \\ \text{钟形或 } s \text{ 形, 且钟形优先} & \text{if } 1 < BiRatio < Threshold \\ s \text{ 形} & \text{if } BiRatio \geq Threshold \end{cases} \dots (3.5)$$

式中,  $BiRatio$  为  $\sigma_1$  和  $\sigma_2$  的比值,  $Threshold$  为大于 1 的常数, 用于判断偏峰分布的程度与推理函数形状的关系, 即  $Threshold$  越大, 越可能是钟形函数。经过尝试, 本文中该方法设置  $Threshold$  为 4。

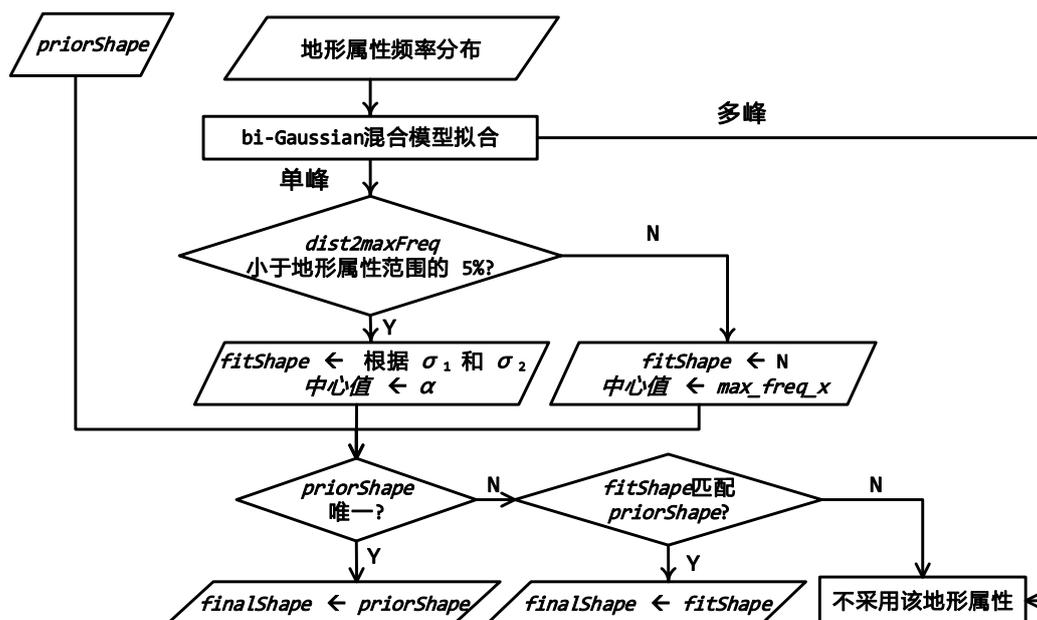


图 3.4 根据典型坡位候选区地形属性确定模糊推理函数形状和中心值流程图 ( $priorShape$  为预设形状,  $fitShape$  为 bi-Gaussian 混合模型拟合结果得到的推理函数形状,  $finalShape$  为地形属性对该坡位的最终推理函数形状)

Figure 3.4 Flow diagram of the process employed to determine the FMF type and central value according to the frequency distribution of a topographic attribute in the RPI-specified candidate area of a slope position type ( $fitShape$  is the FMF shape determined by the frequency distribution and  $priorShape$  is the corresponding FMF types according to domain knowledge).

模糊推理函数的形状和中心值一经确定, 便可得到每个地形属性的典型属性范围, 如 Z 形函数典型位置属性应小于中心值, 钟形函数典型位置属性应在中心值两侧。

典型位置的个数影响对研究区坡位特征的代表性和模糊推理计算的耗时, 典型位置过多可能导致不必要的计算代价, 过少可能不能完全代表坡位在整个研究区的分布特征。因此, 本文研究设置提取的典型位置个数在候选点个数的 10% ~ 30% 间, 以权衡计算代价和典型位置代表性。

### 3.3.3 计算模糊推理函数参数

根据每类坡位典型位置候选范围对应的区域指数 (RPI) 值域和预设推理函数形状, 区域指数 (RPI) 的模糊推理函数参数由式 3.6 计算:

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{山脊: } w_1 = \max(RPI_{\text{山脊}}) - \max(RPI_{\text{坡肩}}) \\ \text{坡肩: } w_1 = w_2 = \min(\min(RPI_{\text{坡肩}}) - \max(RPI_{\text{背坡}}), \min(RPI_{\text{山脊}}) - \max(RPI_{\text{坡肩}})) \\ \text{背坡: } w_1 = w_2 = \min(\min(RPI_{\text{背坡}}) - \max(RPI_{\text{坡脚}}), \min(RPI_{\text{坡肩}}) - \max(RPI_{\text{背坡}})) \\ \text{坡脚: } w_1 = w_2 = \min(\min(RPI_{\text{坡脚}}) - \max(RPI_{\text{沟谷}}), \min(RPI_{\text{背坡}}) - \max(RPI_{\text{坡脚}})) \\ \text{沟谷: } w_2 = \max(RPI_{\text{坡脚}}) - \max(RPI_{\text{沟谷}}) \end{array} \right. \quad \dots (3.6)$$

局部地形属性的推理函数参数则根据 bi-Gaussian 模型（式3.4）和模糊推理函数公式（式3.1）间的转换公式计算，如式3.7：

$$w_i = \sqrt{2 \ln 2} \sigma_i \quad \text{when } k_i = 0.5 (i = 1, 2) \quad \dots (3.7)$$

式中， $\sigma_i$  为 bi-Gaussian 混合模型拟合参数（式3.4）或根据中心值和候选区地形属性重新计算的标准差，如 Z 形函数的  $\sigma_2$  为候选区内所有大于中心值的属性值的标准差。

### 3.4 自动化方法实现

基于上述自动化方法设计，利用 Python 组织了模糊坡位提取的自动化 workflow，包括准备地形属性、提取典型位置、确定模糊推理函数参数以及模糊推理计算。所有自动化方法设计中涉及的参数（如地形属性集、预设推理函数形状、典型位置候选范围对应的 RPI 值域等）均可通过配置文件进行自定义。默认设置下只需提供研究区 DEM 即可进行模糊坡位提取。

自动化 workflow 中涉及的数字地形分析算法集成了 TauDEM 5.3.7（Tarboton, 2016; Wallis 等, 2009）中实现的算法，均基于消息传递并行库（MPI）进行并行化实现。该自动化方法源代码通过 Github 网站开源（<https://github.com/lreis2415/AutoFuzSlpPos>）。

### 3.5 方法评价

#### 3.5.1 实验设计

选用美国威斯康辛州西南部 Pleasant Valley 地区（图3.5）作为研究区进行模糊坡位信息自动提取的案例研究，面积 12.7 km<sup>2</sup>，DEM 分辨率为 9.14 m，平均

坡度  $9.7^\circ$ 。

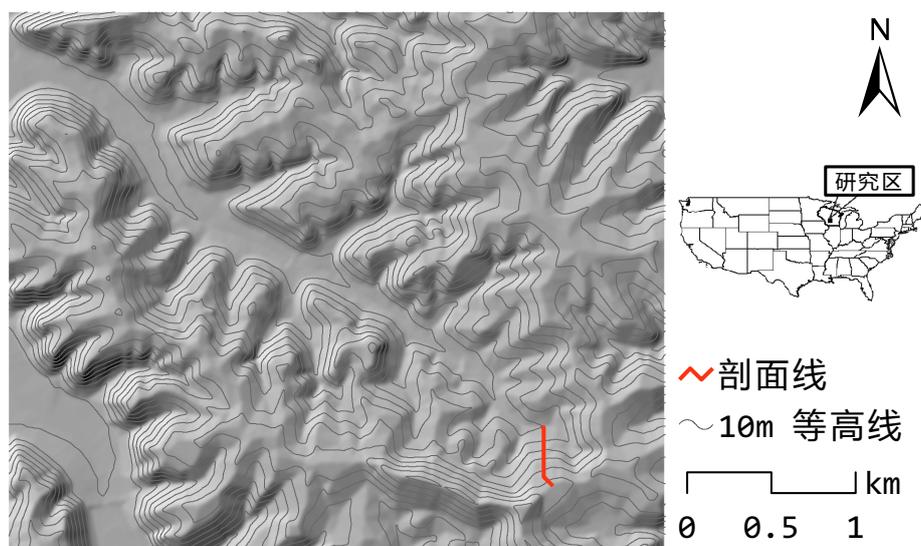


图 3.5 美国 Pleasant Valley 研究区空间位置

Figure 3.5 Map of the Pleasant Valley study area, Wisconsin, USA

测试硬件环境为具有 4 个计算节点的 Linux 集群，每个节点配置 2 个六核 Intel<sup>®</sup>Xeon<sup>®</sup>E5645 CPU、32 G 内存；软件环境包括 CentOS<sup>®</sup>6.2 系统、GCC 4.8.4 编译器、MPICH 3.1.4 并行库、Python 2.7.9（包括第三方库 GDAL 1.9.0、Numpy 1.7.1 等）。

以默认参数设置运行程序，从模糊坡位结果的合理性和并行计算效率两个方面评价本文研究提出的自动化方法。其中合理性评价从如下方面进行：1）典型位置提取参数和模糊推理参数；2）模糊坡位空间分布和沿流线方向的模糊坡位变化曲线定性分析；3）与 Qin 等 (2009) 结果对比等方面。并行效率则据计算时间加速比和并行效率分析。

### 3.5.2 模糊坡位自动化提取结果

表3.3为坡位典型位置提取参数自动化结果，通过地形属性图层的叠加得到典型位置的空间分布（图3.6），结果显示该研究区坡位典型位置数量适中且空间分布合理。

表3.4为 Pleasant Valley 研究区模糊推理函数参数的自动化结果。这些参数与 Qin 等 (2009) 手动设置的参数有所差异，如 Qin 等 (2009) 研究中坡度属性没有参与坡肩与坡脚的典型位置提取，而自动化方法则相反。尽管如此，两个研究结

果中的参数设置又具有一致性，如自动化方法确定的背坡典型位置提取参数为大于等于 11.63°，模糊推理参数为 7.23°，在Qin 等 (2009) 研究中，这两个参数分别是 10°和 5.0°。

表 3.3 模糊坡位提取自动化方法得到的 Pleasant Valley 研究区坡位典型位置提取参数及典型位置个数

Table 3.3 Parameters automatically determined by the proposed automatic approach for extracting the typical locations of each slope position in the Pleasant Valley case and the numbers of typical locations extracted

|    | RPI         | 剖面曲率 ( $\times 10^{-3}m^{-1}$ ) | 坡度 ( $^{\circ}$ ) | 典型位置个数 |
|----|-------------|---------------------------------|-------------------|--------|
| 山脊 | $\geq 0.99$ | $\geq 3.36$                     | $\leq 6.92$       | 868    |
| 坡肩 | [0.9, 0.95] | $\geq 2.7$                      | [4.89, 10.42]     | 1875   |
| 背坡 | [0.5, 0.6]  | [-0.95, 1.81]                   | $\geq 11.63$      | 4473   |
| 坡脚 | [0.15, 0.2] | [-2.04, 1.03]                   | [3.24, 10.3]      | 2581   |
| 沟谷 | $\leq 0.1$  | [-3.55, 0.4]                    | $\leq 3.26$       | 4841   |

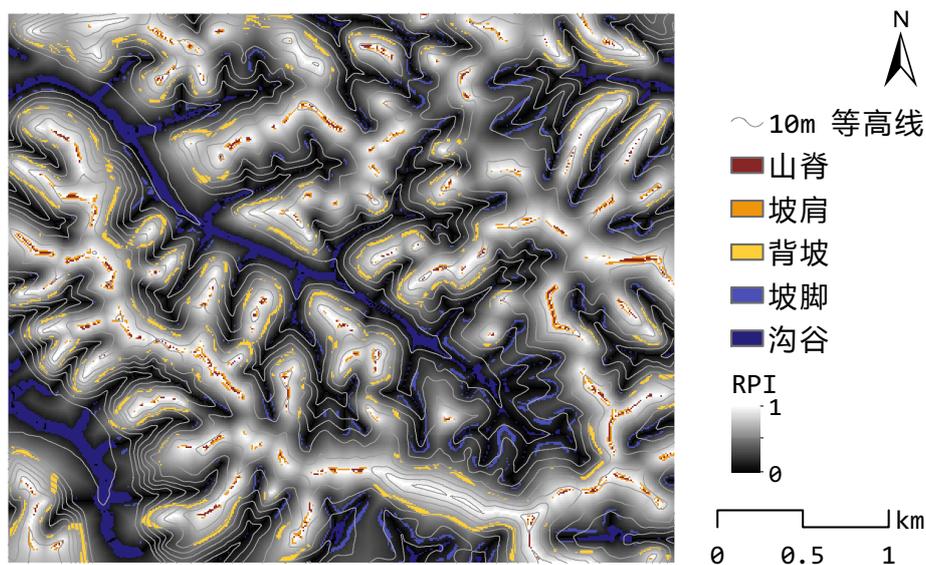


图 3.6 模糊坡位提取自动化方法提取的 Pleasant Valley 研究区坡位典型位置空间分布图

Figure 3.6 Typical locations of slope positions extracted by the proposed automatic approach for the Pleasant Valley case

图3.7为自动化方法得到的 Pleasant Valley 研究区模糊坡位结果，可以看出结果具有合理的空间分布格局。图3.8为模糊坡位沿该流域最长流线的变化曲线，由图可知，从坡顶到坡底，最大相似度随坡位序列依次变化，坡位过渡区域相似

表 3.4 模糊坡位提取自动化方法得到的 Pleasant Valley 研究区模糊坡位推理参数  
 Table 3.4 Parameters determined automatically by the proposed automatic approach for fuzzy inference in the Pleasant Valley case.

|    | RPI                   | 剖面曲率 ( $\times 10^{-3} \text{m}^{-1}$ ) | 坡度 ( $^{\circ}$ )           |
|----|-----------------------|---|-----------------------------|
| 山脊 | S: $w_1 = 0.05$       | S: $w_1 = 7.48$                         | Z: $w_2 = 5.29$             |
| 坡肩 | B: $w_1 = w_2 = 0.04$ | S: $w_1 = 4.87$                         | B: $w_1 = 3.24, w_2 = 6.43$ |
| 背坡 | B: $w_1 = w_2 = 0.3$  | B: $w_1 = 2.71, w_2 = 2.21$             | S: $w_1 = 7.23$             |
| 坡脚 | B: $w_1 = w_2 = 0.05$ | B: $w_1 = 3.2, w_2 = 2.01$              | B: $w_1 = 4.45, w_2 = 5.62$ |
| 沟谷 | Z: $w_2 = 0.1$        | B: $w_1 = 5.31, w_2 = 1.77$             | Z: $w_2 = 4.88$             |

注：B 为钟形函数，S 为 S 形函数，Z 为 Z 形函数

度普遍较低。因此，在最小化人为干预的情况下，自动化方法能够提取合理的模糊坡位信息。

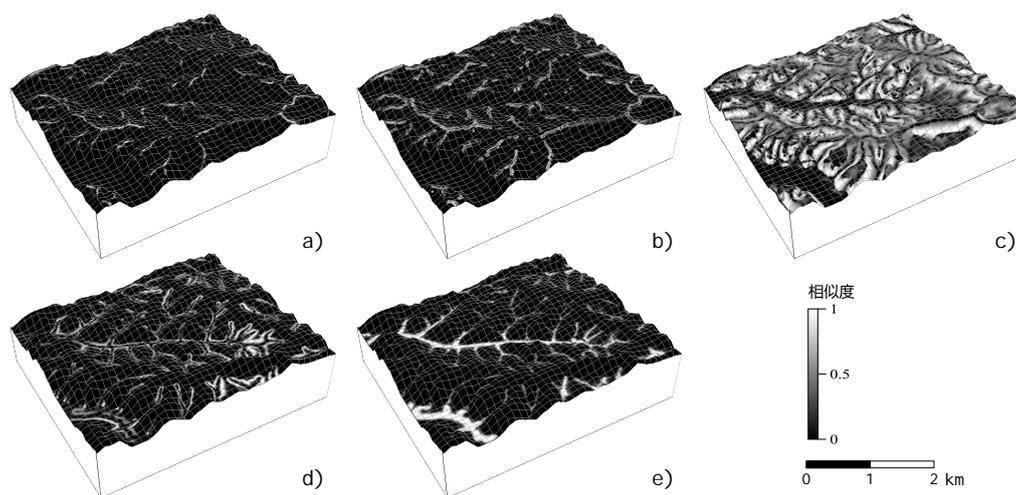


图 3.7 模糊坡位提取自动化方法得到的 Pleasant Valley 研究区 5 类模糊坡位图 (a: 山脊, b: 肩坡, c: 背坡, d: 坡脚, e: 沟谷)

Figure 3.7 Fuzzy slope positions derived by the proposed automatic approach for the Pleasant Valley case: (a) ridge; (b) shoulder slope; (c) backslope; (d) footslope; and (e) valley.

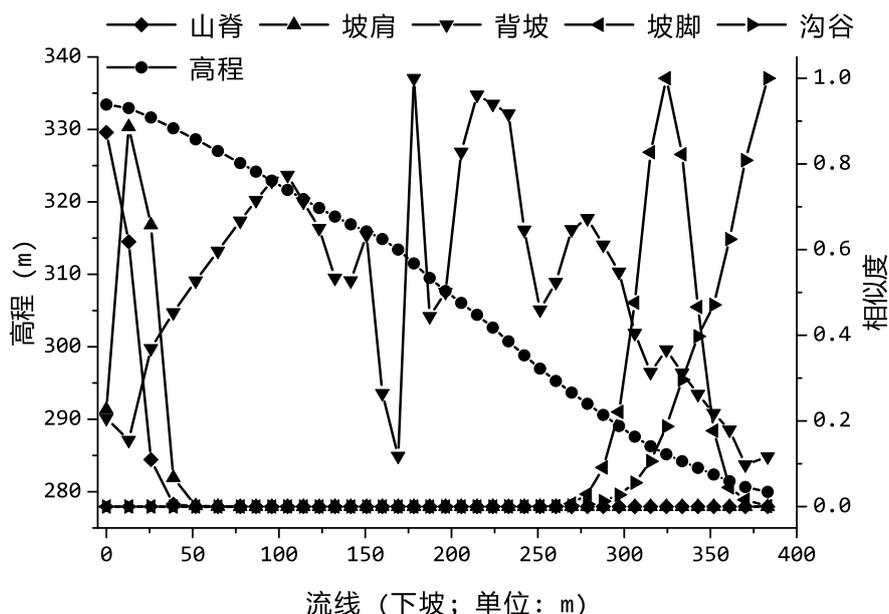


图 3.8 模糊坡位提取自动化方法得到的 Pleasant Valley 研究区 5 类坡位沿某流线方向的相似度曲线

Figure 3.8 Similarity curves for the five slope positions along the selected profile in the Pleasant Valley case

### 3.5.3 与Qin 等 (2009) 模糊坡位结果的对比

图3.9为Qin 等 (2009) 研究中 5 类模糊坡位结果。根据目视判读，自动化方法得到的结果比原始方法更详细。可能的原因是自动化方法中河网的提取比原始方法更详细，从而导致坡面剖面的缩短，由此计算的相对位置指数（RPI）便能更精细地表达地貌特征，也正因此，自动化方法提取的山脊和坡肩比原始方法更窄。总体来说，自动化方法与手动方法得到的模糊坡位结果是一致的。

### 3.5.4 自动化方法计算效率

表3.5为自动化方法三个主要步骤在 Pleasant Valley 研究区应用中的计算耗时（不含 I/O 时间）和总耗时。对地形属性集准备和典型位置提取两个步骤来说，计算速度很快，导致在进程数增多时，进程之间的通讯时间不可忽视，因此出现大于 8 进程时计算时间不降反升的现象。图3.10为计算时间（不含 I/O 时间）和总时间（含 I/O 时间）随进程数增加的加速比和并行效率，由图表可知，本文研究实现的算法得到了较好的加速效果，所有进程下的计算并行效率均超过 0.6，总时间并行效率均超过 0.4，程序运行总时间从单进程的 44.4 分钟缩短至 32 进程的 3 分钟。

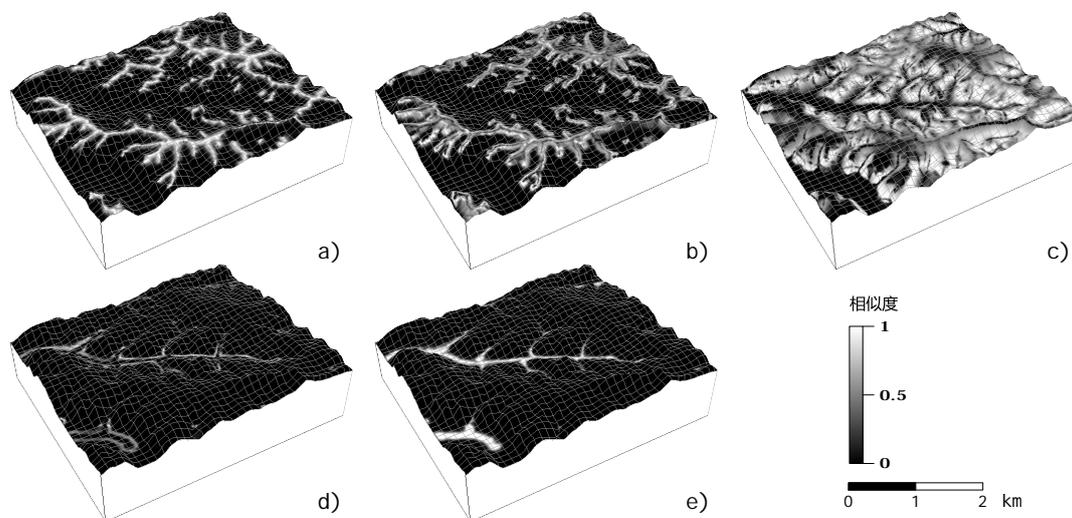


图 3.9 Qin 等 (2009) 研究中 Pleasant Valley 研究区 5 类模糊坡位图 (a: 山脊, b: 肩坡, c: 背坡, d: 坡脚, e: 沟谷)

Figure 3.9 Fuzzy slope positions from the application of Qin et al. (2009) in the Pleasant Valley case: (a) ridge; (b) shoulder slope; (c) backslope; (d) footslope; and (e) valley.

表 3.5 不同并行进程数下模糊坡位提取自动化方法在 Pleasant Valley 研究区的计算时间和总运行时间

Table 3.5 Runtime and the total runtime (unit: s) of the proposed automatic approach in the Pleasant Valley case with different processes

| 进程数 | 计算时间 (不含 I/O 时间, s) |              |            |        | 总时间 (含 I/O, s) |
|-----|---------------------|--------------|------------|--------|----------------|
|     | 步骤 1: 准备地形属性集       | 步骤 2: 提取典型位置 | 步骤 3: 模糊推理 | 总计算时间  |                |
| 1   | 24.8                | 2.1          | 2637.7     | 2664.6 | 2665.1         |
| 2   | 11.8                | 1.3          | 1405.7     | 1418.8 | 1419.4         |
| 4   | 7.9                 | 1.2          | 915.9      | 924.9  | 925.7          |
| 8   | 5.4                 | 1.2          | 479.6      | 486.3  | 487.9          |
| 16  | 8.3                 | 1.8          | 237.9      | 247.9  | 270.1          |
| 32  | 19.5                | 2.2          | 117.4      | 139.2  | 185.7          |

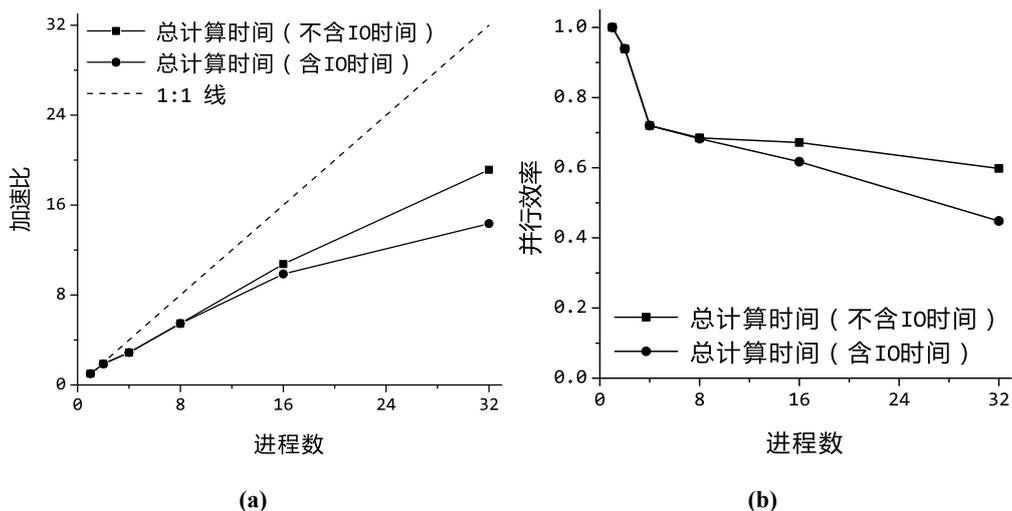


图 3.10 模糊坡位提取自动化方法在 Pleasant Valley 研究区的 (a) 并行加速比和 (b) 并行效率

Figure 3.10 (a) Speedup ratio and (b) parallel efficiency of the proposed automatic approach in the Pleasant Valley case with different processes

### 3.6 小结

针对基于原型的模糊坡位推理方法需要过多人为干预且计算效率低而导致的不易使用的问题，本文研究提出了一种基于领域知识和数据挖掘的自动化方法，结合同步并行计算实现了整个流程的自动化，并通过案例研究说明了该方法的有效性和高效性。

与基于原型的模糊坡位推理方法类似，很多地理空间分析方法的应用 workflow 同样需要繁琐的手动操作和参数设置过程，这些过程不仅主观性强，而且出错率高。本章的方法研究也为这些方法的自动化提供了可借鉴思路，即通过分析领域知识和利用数据挖掘以确定模型计算参数、通过并行计算以提高算法效率。

## 第4章 坡位单元边界动态调整的BMP情景优化方法

本章在基于流域过程模拟的BMP情景分析及优化研究框架（参见第1章图1.1）下，提出了以坡位单元作为BMP空间配置单元且支持空间配置单元边界动态调整的BMP情景优化方法（图4.1）。该方法主要包括边界固定坡位单元的划分、基于模糊坡位的配置单元边界调整方法、考虑BMP空间配置关系的配置策略、多目标优化算法的选择与适配等部分的设计（Zhu等, 2019; Qin等, 2018）。

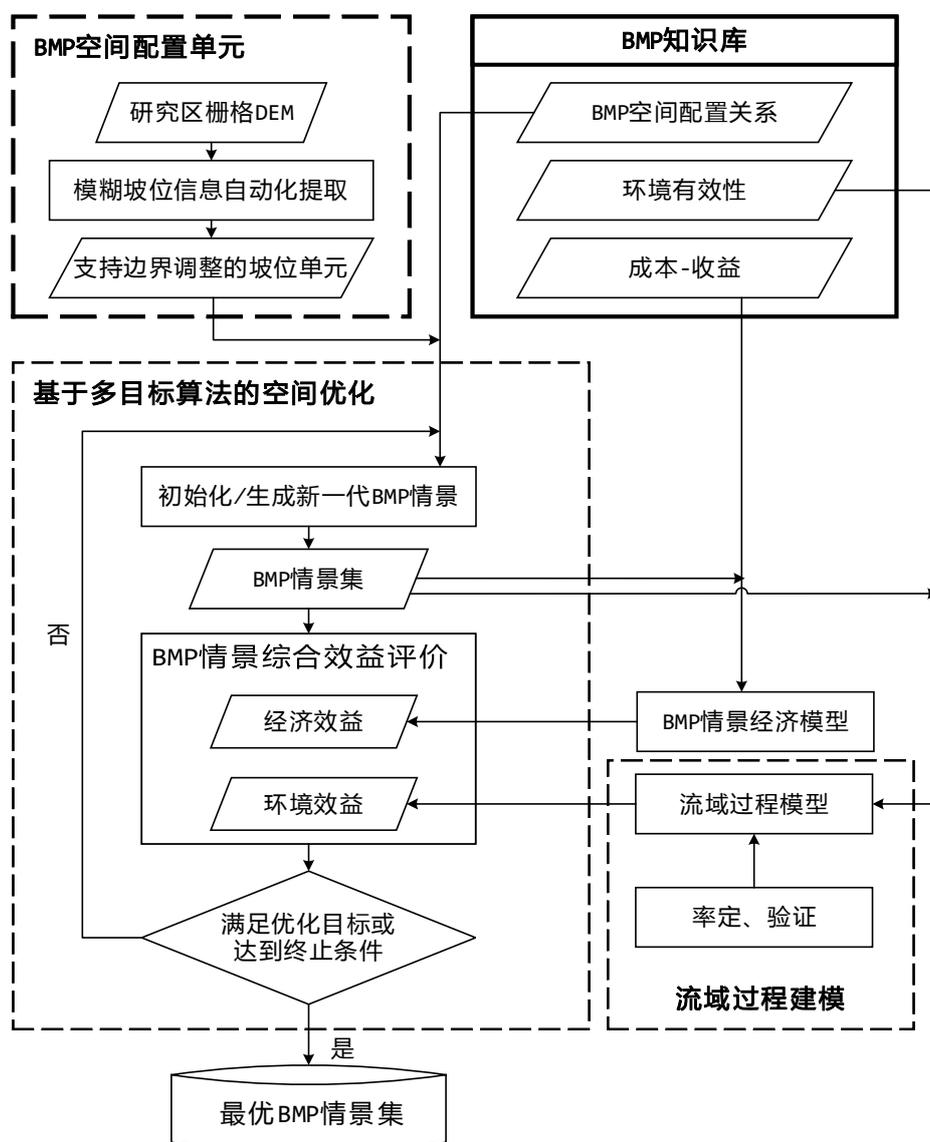


图 4.1 基于坡位单元的流域管理措施（BMP）情景优化方法框架

Figure 4.1 Framework of spatial optimization of watershed best management practice (BMP) scenarios based on slope position units

#### 4.1 边界固定坡位单元的划分

将坡面单元用作其内部一组坡位单元的空间范围约束，坡面单元在河网提取的基础上根据流向算法进行划定，并据河流流向分为源坡面、左坡面和右坡面（图1.5）。对模糊坡位信息逐栅格按最大相似度对应的坡位进行“硬化”分类（Qin 等, 2009; 秦承志 等, 2007），将所得坡位确定性分类图与坡面单元叠加得到边界固定的坡位单元（图1.5）。值得注意的是，主河道旁的子流域有可能过于狭长而导致不完整坡面（即缺失某种坡位类型）的情况，这种情况下，则将该坡面并入其相邻的当前子流域其他坡面或下游子流域的坡面（Dile 等, 2016），以保证每个坡面内坡位序列的完整性。

由于实际地形复杂多变，用于提取模糊坡位的地形属性难以完全表达研究区地形特征，因此“硬化”分类后的坡位很可能存在斑块破碎的现象，为尽量保证坡面内自上而下坡位单元序列的完整和空间分布的连续性，本文采用简单地规则判断对破碎栅格进行综合，即如果一个栅格的坡位与其 8 邻域栅格中的至少 7 个均不相同，则将其划为多数栅格所属的坡位类型。

坡位单元除了作为空间数据导入流域数据库为流域过程模拟提供 BMP 的空间配置位置外，还需与子流域单元、坡面单元、土地利用数据等叠加生成坡位单元索引数据用于 BMP 情景的初始化和生成新一代情景（图4.1），如某坡位单元所属的坡面单元编号及其上游坡位单元编号（如图4.2）、坡位单元内土地利用类型及面积等。本文采用灵活易扩展的“键-值对”数据结构组织坡位单元索引数据，并存储为JSON格式文件（图4.2）。

```

01 {
02   "overview": { // 坡位单元数量统计
03     "ridge": 1,
04     "backslope": 1,
05     "valley": 1,
06     "all_units": 3
07   },
08   "hierarchy_units": { // 层级空间单元索引
09     "1": { // 子流域单元ID
10       "18": { // 坡面单元ID
11         "ridge": 18, // 山脊ID
12         "backslope": 72, // 背坡ID
13         "valley": 288 // 沟谷ID
14       },
15       "19": {
16         "ridge": 19,
17         "backslope": 76,
18         "valley": 304
19       },
20       "20": {
21         "ridge": 20,
22         "backslope": 80,
23         "valley": 320
24       }
25     }
26   },
27   "ridge": { // 每类坡位单元数据
28     "18": { // 坡位单元ID
29       "upslope": -1, // 上游单元ID
30       "area": 0.0392, // 面积
31       "downslope": 72, // 下游单元ID
32       "landuse": { // 土地利用及面积
33         "16": 0.025,
34         "7": 0.0142
35       },
36       "subbasin": 1, // 所属子流域ID
37       "hillslope": 18 // 所属坡面ID
38     }
39   },
40   "backslope": {
41     "72": {
42       "upslope": 18,
43       "area": 0.2007,
44       "downslope": 288,
45       "landuse": {
46         "16": 0.0472,
47         "7": 0.1535
48       },
49       "subbasin": 1,
50       "hillslope": 18
51     }
52   },
53   "valley": {
54     "288": {
55       "upslope": 72,
56       "area": 0.0134,
57       "downslope": -1,
58       "landuse": {
59         "16": 0.0007,
60         "7": 0.0127
61       },
62       "subbasin": 1,
63       "hillslope": 18
64     }
65   }
66 }

```

图 4.2 坡位单元索引数据的数据结构示例（其中，-1 表示没有上游/下游坡位单元）

Figure 4.2 Example of the data structure of index data of slope position units

## 4.2 基于模糊坡位的边界调整方法

如何根据模糊坡位信息进行 BMP 空间配置单元的边界调整，是本章方法设计内容的关键。以往研究中通常直接采用“最大相似度”原则进行边界固定坡位单元的划分（第4.1节），然而相邻两类坡位交替处的坡位相似度值均较低，说明将这些位置划分为任一类坡位均具有合理性，因此，本文通过“动态阈值法”实现坡位单元边界的动态调整。

具体设计如下，同一坡面内，相邻两类坡位单元 A、B 之间的边界若由 B 向 A 的内部扩张，则扩张部分对 A 的相似度为所有坡位相似度的第二大值且与对

B 的相似度之差应小于划分阈值，如式4.1。图4.3所示为坡面上沿某剖面线的 5 类模糊坡位信息，以背坡向坡肩内部扩张为例， $P_1$ 、 $P_2$  和  $P_3$  三个位置的背坡相似度大于除坡肩的其他 3 类坡位且坡肩与背坡相似度之差小于预设阈值  $T$ （如 0.2），因此可在坡位单元边界动态调中划分为背坡。

$$\begin{cases} \max(S_{\text{山脊}}, S_{\text{坡脚}}, S_{\text{沟谷}}) < S_{\text{背坡}} < S_{\text{坡肩}} \\ S_{\text{坡肩}} - S_{\text{背坡}} < T \end{cases} \dots (4.1)$$

式中， $S$  为某一空间位置对 5 类坡位的模糊隶属度（即坡位相似度）， $T$  为背坡向坡肩内部扩张时的预设阈值。

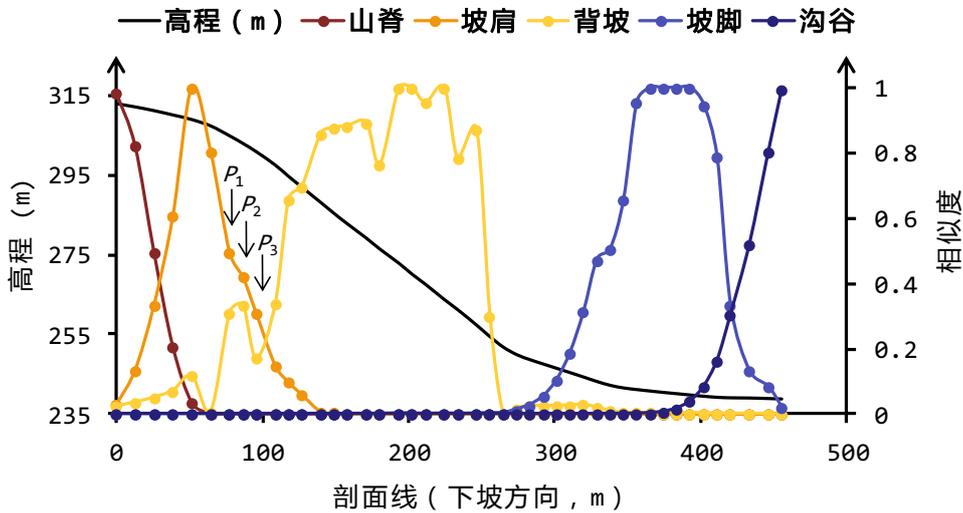


图 4.3 坡面上沿某剖面线的 5 类模糊坡位信息及坡位单元边界动态调整示意图

Figure 4.3 Schematic diagram of similarity curves for the five slope positions along one profile of the hillslope and the dynamic boundary adjustment approach of slope position units

在 BMP 情景优化中考虑坡位单元边界的动态调整可实现 BMP 空间配置单元的面积优化、增大搜索解空间，寻找综合效益更优的 BMP 情景集，即单元边界调整后的坡位单元划分结果和对应的 BMPs 空间分布。与此同时，该方法也导致了计算量规模的快速增长。为兼顾流域地形特征的空间差异和计算量，本文以坡面为单位设置坡位单元动态调整阈值，同时在边界动态调整时设置一些合理规则使得优化过程中搜索解空间的规模不至于过大，例如将边界调整阈值从值域范围（如  $0 \sim T$ ）简化为少数离散值（如  $0$ 、 $T/2$ 、 $T$ ）、坡位调整时目标坡位的相似度值不能过低（如不能低于 0.1）。

### 4.3 考虑 BMP 空间配置关系的配置策略

如1.2.1节所述, BMP 配置策略的设计应考虑 BMPs 空间配置关系(包括 BMPs 配置位置和 BMPs 间的空间关系),因此在构建 BMP 知识库时,不仅需要 BMP 环境有效性(如 BMP 对模型参数的影响)和成本-收益数据(图4.1),还应包括 BMP 适宜配置位置(土地利用、坡位类型等)和 BMP 综合环境效益等级数据(Zhu 等, 2019; Qin 等, 2018)。

BMPs 的适宜配置坡位这一信息隐含了坡面上不同 BMPs 间的空间组合关系,而 BMPs 综合环境效益等级作为评价 BMP 环境效益(如减轻土壤侵蚀)有效性程度的定性指标(Qin 等, 2018; Chen 等, 2017),则可用于制定坡面上下游关系的规则(Zhu 等, 2019; Qin 等, 2018)。以土壤侵蚀为例,背坡通常是侵蚀严重区域,因此配置在背坡上的措施的侵蚀削减效益应大于或等于其上游坡位配置的措施,封禁和生态林草措施均可配置在山脊和背坡,而生态林草通常还包括条沟种胡枝子、小穴播草等工程措施,其侵蚀削减效益要优于封禁,因此,山脊配置封禁、背坡配置生态林草或山脊和背坡均配置生态林草的情景较优,山脊和背坡均配置封禁的情景次之,而山脊配置生态林草、背坡配置封禁的情景则被排除。

## 4.4 多目标优化算法的选择与适配

### 4.4.1 NSGA-II 算法

遗传算法(Genetic Algorithm, GA)已广泛应用于多目标评价的 BMP 情景分析研究中(Chiang 等, 2014; Maringanti 等, 2011),其中带精英策略的非支配排序遗传算法 NSGA-II(Non-dominated Sorted Genetic Algorithm II)是比较典型的多目标优化算法(Deb 等, 2002)。NSGA-II 在原有 NSGA 算法的基础上采用了精英(Elitism)保留策略,可有效防止最优解的丢失,提高算法的收敛精度和速度,同时加入了拥挤度距离计算以确保精英集中的支配解的多样性(Zhang 等, 2006)。因此,本文选用 NSGA-II 算法作为 BMP 情景优化的多目标优化算法。

基于流域过程模拟和 NSGA-II 算法的 BMP 情景优化主要步骤(图4.1)如下:

- 1) NSGA-II 首先基于某一类型的 BMP 空间配置单元(如本文提出的坡位单元)利用 BMP 配置策略(见第4.3节)初始化若干 BMP 情景,称为

初始种群 (population), 其中一个 BMP 情景称为该种群的一个个体 (individual)。一般地, BMP 情景表示为一个长度等于 BMP 空间配置单元个数的数组, 称为染色体 (chromosome), 染色体每个位置均对应一个空间配置单元, 称为基因 (gene), 基因位置上的数值表示该空间配置单元上配置的 BMP 种类 (或无 BMP)。

- 2) NSGA-II 调用流域过程模型和 BMP 经济模型对初始进化代数 (generation) 中所有 BMP 情景 (个体) 进行评价, 并根据目标函数计算每个个体的目标值 (如侵蚀削减率、经济净投入), 称为个体适应度 (fitness)。
- 3) NSGA-II 基于适应度对种群内所有个体进行非支配排序, 并且选取若干个体作为每一代的精英集合, 称为近似最优 Pareto 解集 (Deb 等, 2002)。
- 4) NSGA-II 进行生成下一代种群和计算个体适应度的循环进化过程, 直到达到用户指定的最大进化代数或优化算法终止条件, 其中, 下一代种群的生成是通过将当前进化代数种群中的个体 (称为子代个体, offspring) 与前一代数得到的近似最优 Pareto 解集 (称为父代个体, parent) 组合后进行非支配排序、选择、交叉和变异操作完成的。

为实现本文提出的将坡位单元作为 BMP 空间配置单元且支持配置单元边界动态调整的情景优化算法, 需要对 NSGA-II 进行适配, 如扩展遗传算法编码、在 BMP 情景初始化及新一代情景生成 (交叉和变异操作) 时均考虑 BMP 空间配置关系等, 分别设计如下。

#### 4.4.2 遗传算法编码设计

为支持在 BMP 情景优化中对 BMP 配置单元边界的动态调整, 需对 NSGA-II 中遗传算法编码 (即染色体数据结构) 进行扩展, 扩展的编码设计如图 4.4 所示。以 3 类坡位 (山脊、背坡和沟谷) 为例, 同一坡面上共有两处坡位交替区域, 因此只需针对背坡设置 2 个阈值即可实现该坡面中 3 个坡位单元的边界调整, 阈值的正负表示边界调整的方向 (图 4.4a)。具体而言, 第一个阈值为背坡和上游山脊单元之间的调整阈值, 该值为正时表示背坡向山脊内部扩张, 为负则表示山脊向背坡扩张; 第二个阈值为背坡与下游沟谷单元之间的调整阈值, 该值为正则表示背坡向沟谷内部扩张, 为负则表示沟谷向背坡扩展。据此设计一个 BMP 情景的染色体由  $m$  个坡面基因构成, 每个坡面基因包括 3 个 BMPs 编码和 2 个边界调整阈值编码 (图 4.4b)。边界调整阈值为 0 则表示不调整边界, 因此该编码

设计同样支持边界固定坡位单元的情景优化。

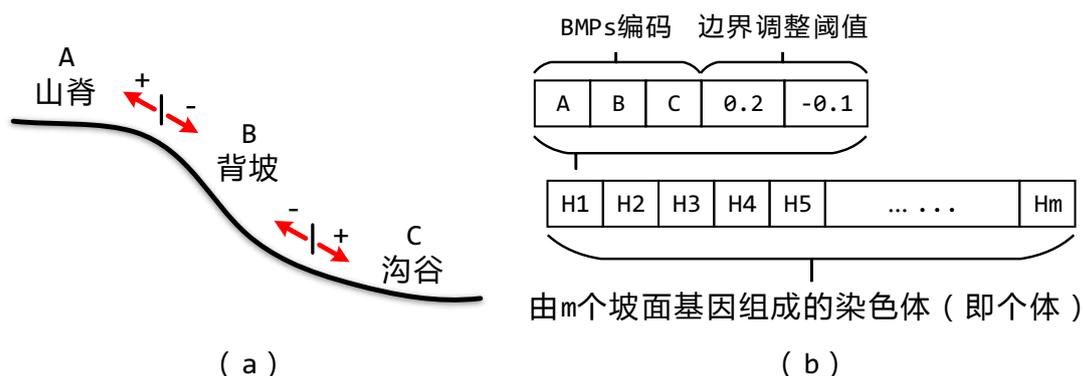


图 4.4 考虑 BMP 空间配置单元边界动态调整的遗传算法编码设计（以 3 类坡位为例）

Figure 4.4 Design of genetic algorithm coding considering dynamic boundary adjustment of BMP configuration units (taking three types of slope positions as an example)

#### 4.4.3 BMP 情景初始化和生成新一代情景

在 BMP 情景的初始化和生成新一代情景中体现 BMP 配置策略是本文研究的重要内容（Zhu 等, 2019）。

**BMP 情景初始化步骤如下：**

- 1) 读取坡位单元索引数据和 BMP 知识库，以坡面为单位，从坡面最底部坡位单元（即沟谷）开始，根据其土地利用类型和坡位类型随机配置一种适宜的 BMP 或不配置 BMP；
- 2) 追溯上游坡位，根据 BMP 空间配置策略（如下游坡位配置的 BMP 的综合环境效益等级应大于或等于上游坡位的配置；见第4.3节）在适宜配置的 BMPs 中随机选取一个进行配置或不配置；
- 3) 重复步骤2) 直至坡面最顶部的坡位单元（即山脊）；
- 4) 如果同时进行 BMP 配置面积的优化且当前坡面上配置有 BMPs，则为每个边界调整阈值编码随机选取一个边界调整阈值（如-0.1、-0.05、0、0.05、0.1），反之将所有边界调整阈值设置为 0。

生成新一代 BMP 情景的 NSGA-II 操作为交叉和变异。为保证交叉操作之后的子代 BMP 情景仍然满足 BMP 空间配置关系，与初始化操作类似，本文交叉操作随机选择两个父代中若干个坡位单元进行交换生成子代 BMP 情景。

对交叉操作生成的子代 BMP 情景进行的变异操作分为 BMPs 编码变异和边界调整阈值变异两个步骤。进行 BMPs 编码变异时，首先根据变异位置坡位单元

上下游的 BMPs 配置情况和 BMP 配置策略确定可选 BMPs 类型并排除当前配置的 BMP 类型，然后从中随机选取一个进行配置；边界调整阈值的变异操作则是直接随机选取一个不等于当前阈值的值进行配置。

## 第 5 章 应用案例

本章选择典型研究区进行案例研究，基于第2章设计的并行化流域建模框架SEIMS构建流域过程模型，利用第3章实现的模糊坡位信息自动提取方法提取研究区模糊坡位信息，在此基础上，通过两组对比实验对第4章提出的支持空间配置单元边界动态调整的 BMP 情景优化方法进行方法有效性的应用验证与评价。这两组 BMP 情景优化的对比实验包括采用坡位单元与其他常用 BMP 空间配置单元的对比，以及采用固定边界的坡位单元与边界动态调整的坡位单元的对比。

### 5.1 研究区及数据

本文选用福建省长汀县河田镇的游屋圳流域（图5.1）进行以最小化经济净投入、最大化土壤侵蚀削减率目标下的 BMP 情景优化研究。

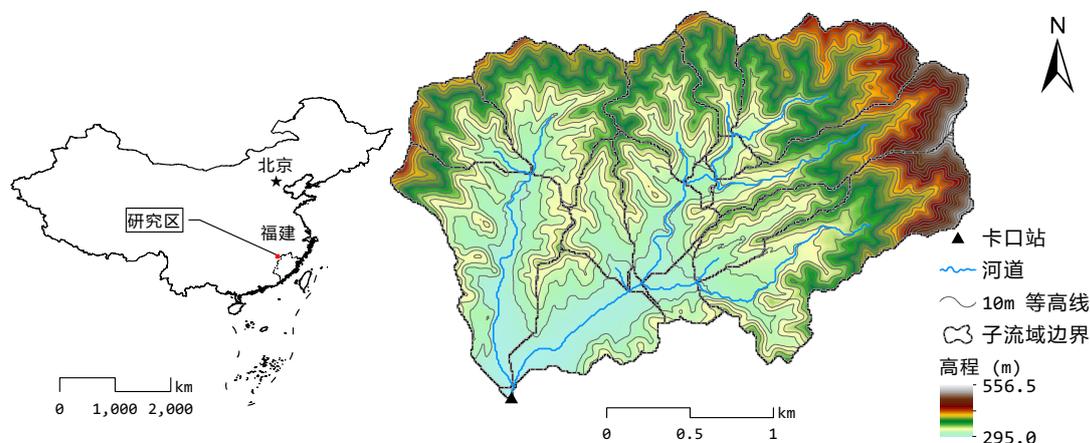


图 5.1 福建省长汀县游屋圳流域空间位置图

Figure 5.1 Map of the Youwuzhen watershed in Changting County, Fujian Province

#### 5.1.1 研究区概况

游屋圳流域位于福建省长汀县，隶属汀江水系的一级支流朱溪河流域，地理位置为（25°40'13"，116°26'35"）~（25°41'29"，116°28'40"），流域面积约为 5.39 km<sup>2</sup>（图5.1）。流域以低山、丘陵地貌为主，地势自东北向西南方向倾斜，河流沿岸地势较平坦宽阔，海拔 295–556 m，平均坡度为 16.8°。游屋圳流域的自然地理特

征、水土流失特点以及水土保持治理经验等在南方红壤侵蚀区具有代表性，是朱溪河流域内土壤侵蚀重点治理流域。游屋圳流域属中亚热带季风性湿润气候，干湿季分明，多年平均气温 18.3°C，历史上的极端高温为 39.5°C，极端低温为-8°C。多年平均降雨量为 1697.0 mm，降雨年内分配为双峰型，雨量集中且强度大，3-8 月的降雨总量可占全年的 75.4%（陈志彪等, 2013）。

流域土壤以燕山晚期粗晶黑云母花岗岩在湿热气候下风化而成的红壤为主，土层深厚、节理发育且极其松软，抗蚀性极差，且酸性强，保水保肥能力低（陈志彪等, 2013; He 等, 2004）。土壤类型（按土类分）主要为红壤和水稻土，面积比分别为 78.4% 和 21.6%（Zhu 等, 2019）。

流域土地利用主要为林地、水田和果园，面积比分别为 59.8%、20.6% 和 12.8%（Qin 等, 2018）。由于长期严重水土流失和人为破坏，原生地带性植被已不存在，植被多已退化成疏林地、亚热带灌丛或无林地，有些甚至退化成荒草坡或光板地，在有乔木林的地方，也只有极单一的、生长极差的马尾松（*Pinus massoniana*）“老头松”，林下灌木多为旱生种类，如胡枝子（*Lespedeza bicolor*）、黄瑞木（*Adinandra millettii*）等，草本植物则主要是芒萁（*Dicranopteris dichotoma*），岗松（*Baekkea frutescens*）、鹧鸪草（*Eriachne pallescens*）等。主要群落类型有裸地、鹧鸪草丛、灌草丛、马尾松疏林、马尾松混交林等（陈志彪等, 2013）。

游屋圳流域所在的长汀县经过多年的水土保持治理，总结了该地区行之有效的小流域综合治理模式，如水土流失自然生态修复模式、“老头松”综合改造模式等（陈志彪等, 2013），其中包括封禁、生态林草、低效林改造、经济林果和果园坡改梯等典型治理措施。

### 5.1.2 基础地理信息数据

用于流域过程模拟的基础地理信息数据包括 DEM、土地利用图和土壤类型图。

DEM 是流域过程建模的重要基础数据，本文以 1986 版游屋圳流域 1:1 万地形图为底图，在 ArcGIS 软件中进行数字化，并利用 TopoToRaster 工具（即 ANUDEM v5.3; Hutchinson, 1989）构建水文关系正确的 DEM，分辨率设置为 10 m 10 m。参考流域真实河网分布，确定 0.185 km<sup>2</sup> 为汇流累积量阈值进行河网提取和子流域划分，共划分 17 个子流域（陈志彪等, 2013; 图5.1）。

土地利用和土壤类型数据能够反映流域下垫面状况，是流域过程建模的主要输入数据。在人工目视解译 2009 年 ALOS 影像（Advanced Land Observation Satellite）得到的土地利用图（陈志彪等, 2013）的基础上，结合研究区最新的必应（Bing）影像进行更新得到现势性较强的土地利用图（如图 5.2）。土地利用/土地覆盖类型相关参数（如曼宁粗糙度系数）的初始值参考 SWAT 模型数据库（Arnold 等, 2012）和相关研究区文献（Chen 和 Zha, 2016）。

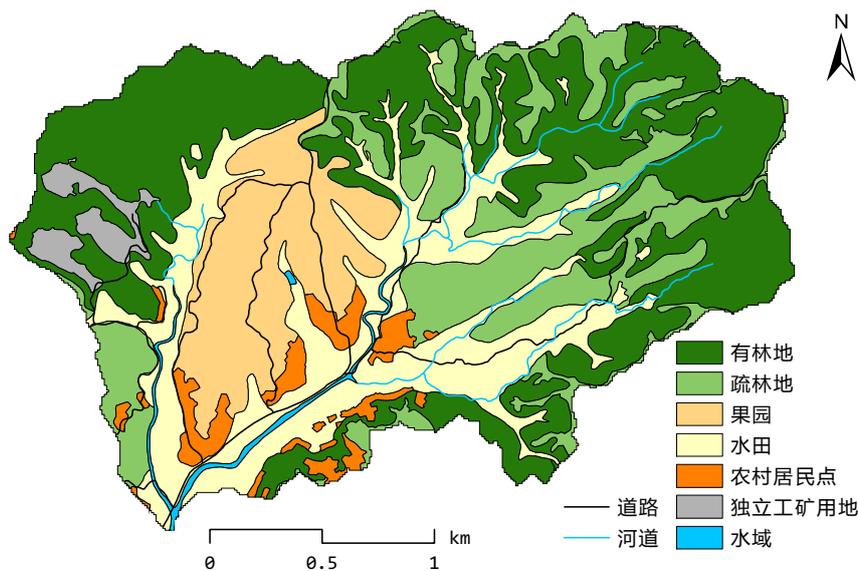


图 5.2 游屋圳流域土地利用图

Figure 5.2 Landuse map of the Youwuzhen watershed

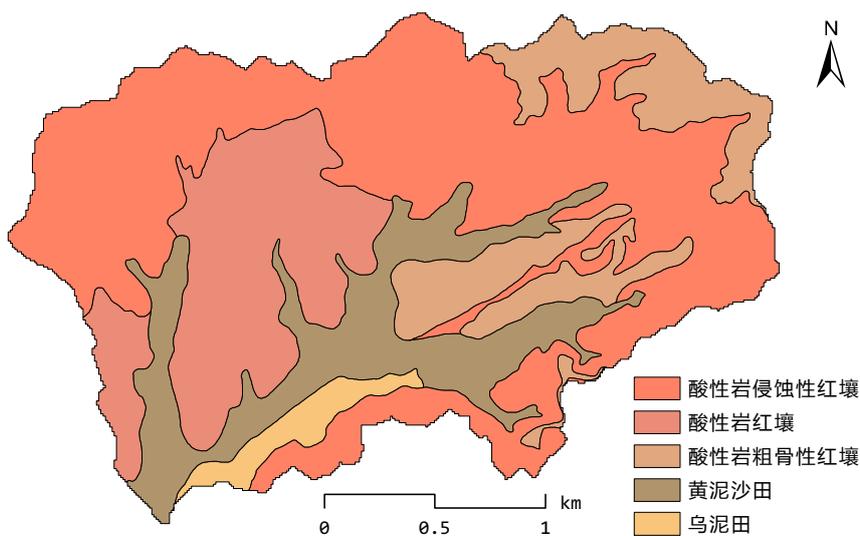


图 5.3 游屋圳流域土壤类型图

Figure 5.3 Soil types map of the Youwuzhen watershed

土壤类型图数据采用长汀县第二次土壤普查 1:5 万类型图数据（如图5.3），按照土种分共有 5 类，分布面积从大到小依次为酸性岩侵蚀红壤、酸性岩红壤、黄泥沙田、酸性岩粗骨性红壤和乌泥田，其中黄泥沙田和乌泥田分别属于渗育型水稻土和潜育型水稻土。土壤理化性状数据为野外土壤采样实测数据（谢军等, 2015; 陈志彪等, 2013）以土壤类型进行分类取平均所得，主要包括机械组成、有机质含量等。其他土壤水力特征参数（如水力传导率、田间持水量等）采用 SPAW 模型（Soil-Plant-Air-Water; Saxton 和 Rawls, 2006）计算。

### 5.1.3 气象及径流泥沙数据

由于游屋圳流域内部没有气象站点，因此采用国家气象站点长汀站（编号 58911）数据，如气温、湿度、风速等。降水数据则采用流域附近的河田降水站数据。共收集 2012–2015 年气象日值数据、次降水过程数据以及流域卡口站次降水径流和泥沙过程数据（由长汀县水土保持局提供）。由于数据质量问题，将次降水、径流和泥沙过程数据转换为日尺度数据后，选取连续 3 天以上降水且产流产沙的次暴雨事件的流域卡口站径流和泥沙数据用于流域过程模型的率定与验证，所选降雨场次分年份统计信息如表5.1。最终选用 2012 年作为模型预热期、2014–2015 为模型率定期、2013 年为模型验证期，进行游屋圳流域的流域过程建模。

表 5.1 游屋圳流域 2012–2015 年连续 3 天以上降水且产流产沙的次暴雨事件统计

Table 5.1 Statistics on rainstorm events in the Youwuzhen watershed in 2012–2015 for more than three consecutive days of precipitation, runoff generation, and sediment yield

| 年份   | 场次 | 累计天数 | 累计降雨 (mm) | 占全年降雨比例 (%) |
|------|----|------|-----------|-------------|
| 2012 | 16 | 84   | 1421.3    | 65.3        |
| 2013 | 7  | 58   | 829.75    | 57.9        |
| 2014 | 8  | 49   | 766.0     | 61.1        |
| 2015 | 19 | 95   | 1061.5    | 74.9        |

### 5.1.4 BMP 知识库

本文选取长汀县广泛实施的针对生态恢复和水土保持的 4 种管理措施进行 BMP 情景优化，即封禁、生态林草、低效林改造和经济林果（陈志彪等, 2013; 表5.2）。

表 5.2 长汀县常见的 4 种流域管理措施简介（据陈志彪等, 2013）

Table 5.2 Brief descriptions of the four BMPs widely applied in the Changting County.  
Adapted from Chen et al. (2013).

| BMP   | 典型照片  | 简介  |
|-------|---|---|
| 封禁    |    | 通过封禁消除人为干扰，促进生态环境自然恢复。适用于轻度水土流失地或立地条件较好的中度水土流失地及人迹少至的远山、陡坡、荒坡地。 |
| 生态林草  |   | 全坡面播草、条沟种胡枝子、小穴播草、条沟播草、乔灌木混交等。适用于几乎所有侵蚀地。                       |
| 低效林改造 |  | 通过挖穴施肥、整地、补植等措施对养分缺乏的林地（如马尾松林）进行改造。适用于强度侵蚀地。                    |
| 经济林果  |  | 通过建设水平梯田、排水沟、蓄水沟、灌溉设施和道路，改造果园，种植经济水果如板栗、杨梅，套种草和豆科植物等。           |

本文构建的 BMP 知识库主要包括两类知识，即用于 BMP 情景评价的环境有效性和成本-收益知识，以及用于 BMP 配置策略设计的 BMP 配置知识。

#### 5.1.4.1 BMP 环境有效性和成本-收益知识

本文选取的 4 种 BMPs 可以通过长期或（和）短期过程改善土壤性质，进而促进水土保持、减轻土壤侵蚀（Chen 等, 2017）。因此，BMPs 的环境有效性可主要表现为流域内配置 BMPs 区域的土壤性质的改善（Qin 等, 2018; Wu 等, 2018）。2000 年至 2008 年间，福建省水土保持监测站通过每年野外采样监测了实施不同种类 BMPs 样地土壤性质（如有机质含量、容重、总孔隙度等）的动态变化。本文假设 BMPs 实施后经过若干年的维护可以达到相对稳定的环境有效性（Liu 等, 2018a）。因此，本文采用 BMPs 实施 8 年后的土壤采样数据与无 BMPs 对照样地的土壤采样数据（表 5.3; 福建省水土保持监测站 等, 2010）计算得到流域建模相关参数的相对变化（表 5.4）用于 BMP 情景的环境效益评价。表 5.4 中通用土壤流失方程的侵蚀控制措施因子（USLE<sub>P</sub>）的相对变化值参考自陈志彪 等 (2013) 在该研究区的相关研究。BMPs 成本-收益数据包括初始实施成本、年维护成本和年均收益（表 5.4; 王学强, 2008）。

表 5.3 长汀县常见的 4 种流域管理措施实施 8 年后土壤属性变化

Table 5.3 Improvements of soil properties estimated by field samplings after eight years of maintenance from the first establishment of the four BMPs

| BMP   | 有机质<br><i>g/kg</i> | 容重<br><i>g/cm<sup>3</sup></i> | 总孔隙<br>度% | 砂粒%<br><i>10.05mm</i> | 粉粒%<br><i>0.050.001mm</i> | 粘粒%<br><i>&lt; 0.001mm</i> |
|-------|--------------------|-------------------------------|-----------|-----------------------|---------------------------|----------------------------|
| 封禁    | 5.75               | 1.38                          | 48.41     | 39.17                 | 40.44                     | 20.39                      |
| 生态林草  | 6.83               | 1.315                         | 50.555    | 43.66                 | 30.595                    | 25.745                     |
| 低效林改造 | 4.94               | 1.23                          | 53.36     | 44.43                 | 30.31                     | 25.26                      |
| 经济林果  | 9.625              | 1.36                          | 49.07     | 47.45                 | 34.3                      | 18.25                      |
| 对照    | 4.7                | 1.41                          | 47.42     | 47.94                 | 38.91                     | 13.15                      |

#### 5.1.4.2 BMP 配置知识

BMP 配置知识通常采用规则的形式表达，主要包括针对单个 BMP 的配置知识（如适宜配置土地利用类型/坡位类型、综合环境效益等级等；表 5.2; 表 5.5; Chen 等, 2017; 陈志彪 等, 2013），以及 BMP 空间配置关系知识（如 BMPs 与空间配置单元间的上下游关系专家知识；Wu 等, 2018）。表 5.5 中的 BMP 综合环境效益等级表示 BMP 减轻土壤侵蚀的有效性程度，数值越高表示有效性越好（Chen 等, 2017），可用于坡面尺度上 BMP 空间配置关系的形式化表达（Zhu 等, 2019;

Qin 等, 2018)。

表 5.4 长汀县常见的 4 种流域管理措施环境效益和经济成本-收益

Table 5.4 Environmental effectiveness and cost-benefit knowledge of the four BMPs

| BMP   | 环境效益 |      |      |       |        |        | 成本-收益 (万元/km <sup>2</sup> ) |     |      |
|-------|------|------|------|-------|--------|--------|-----------------------------|-----|------|
|       | OM   | BD   | PORO | SOL_K | USLE_K | USLE_P | 成本                          | 年运行 | 年均收益 |
| 封禁    | 1.22 | 0.98 | 1.02 | 0.81  | 1.01   | 0.90   | 15.5                        | 1.5 | 2.0  |
| 生态林草  | 1.45 | 0.93 | 1.07 | 1.81  | 0.82   | 0.50   | 87.5                        | 1.5 | 6.9  |
| 低效林改造 | 1.05 | 0.87 | 1.13 | 1.71  | 1.71   | 0.50   | 45.5                        | 1.5 | 3.9  |
| 经济林果  | 2.05 | 0.96 | 1.03 | 1.63  | 1.63   | 0.75   | 420                         | 20  | 60.3 |

注: BMP 环境效益包括土壤性质参数 (即有机质 OM、土壤容重 BD、总孔隙度 PORO 和土壤水力传导率 SOL\_K) 和通用土壤流失方程 (USLE) 因子 (即土壤可蚀性因子 USLE\_K 和侵蚀控制措施因子 USLE\_P); 环境效益列中数值表示与原始属性值的相对变化 (即相乘), 因此没有单位。

表 5.5 长汀县常见的 4 种流域管理措施适宜配置的土地利用类型和坡位以及综合环境效益等级

Table 5.5 Suitable landuse types/slope positions and the overall environmental effectiveness grade of the four BMPs

| BMP   | 适宜土地利用类型 | 适宜坡位类型   | 综合环境效益等级 |
|-------|----------|----------|----------|
| 封禁    | 林地       | 山脊、背坡    | 3        |
| 生态林草  | 林地、果园    | 山脊、背坡、沟谷 | 5        |
| 低效林改造 | 林地       | 背坡       | 4        |
| 经济林果  | 林地、果园    | 沟谷       | 4        |

## 5.2 基于SEIMS的流域过程建模

### 5.2.1 日尺度流域过程模型的构建

本文基于SEIMS构建了游屋圳流域的日尺度流域过程模型 (简称SEIMS模型), 对流域水文、土壤侵蚀、作物生长等过程进行模拟。该模型考虑的水文过程包括潜在蒸散发、冠层截留、入渗、填洼/地表产流、渗漏、壤中流、坡面汇流、地下水出流及河道汇流, 土壤侵蚀过程包括坡面产沙、坡面泥沙汇流及河道泥沙汇流, 作物生长过程采用SWAT模型实现的简化的 EPIC (Environment Policy Integrated Climate) 模型的作物生长模块 (Williams, 1995)。该模型中主要流域子

过程算法以及模型对空间显式 BMP 的表达简要介绍如下。

### 5.2.1.1 潜在蒸散发

潜在蒸散发利用 Penman-Monteith 公式进行模拟 (Allen 等, 1989; Monteith, 1965), 该公式既考虑了作物的生理特征, 又考虑了空气动力学参数的变化, 具有充分的理论依据和较高的计算精度, 是联合国粮农组织推荐的潜在蒸散发计算公式:

$$ET = \frac{0.408\Delta \cdot (R_n - G) + \gamma \cdot \frac{900U_2 \cdot (e_s - e_a)}{T+273}}{\Delta\gamma \cdot (1 + 0.34U_2)} \quad \dots (5.1)$$

式中,  $ET$  为潜在蒸散发量 (mm/d),  $R_n$  为地面净辐射 (MJ/m<sup>2</sup>d),  $G$  为土壤热通量 (MJ/m<sup>2</sup>d),  $e_s$ 、 $e_a$  分别为饱和水汽压、实际水汽压 (kPa),  $\Delta$  为饱和水汽压-温度关系斜率 (kPa/°C),  $\gamma$  为湿度计常数 (kPa/°C),  $U_2$  为 2 米高处的风速 (m/s),  $T$  为平均气温 (°C)。

### 5.2.1.2 冠层截留

冠层截留是指植被冠层阻截降水用于蒸发的过程。截留量采用 WetSpa 模型中基于水量平衡原理的计算方法 (Liu, 2004):

$$SI_t = SI_{t-1} + I_t - EI_t \quad \dots (5.2)$$

式中,  $SI_t$  和  $SI_{t-1}$  分别为  $t$  和  $t-1$  时段的截留储蓄量 (mm),  $I_t$  为  $t$  时段产生的截留量 (mm),  $EI_t$  为截留储蓄水分的蒸发量 (mm)。  $I_t$  和  $EI_t$  的计算方法如下:

$$I_t = \begin{cases} I_0 - SI_{t-1} & , P_t > I_0 - SI_{t-1} \\ P_t & , P_t \leq I_0 - SI_{t-1} \end{cases} \quad \dots (5.3)$$

$$EI_t = \begin{cases} 0 & , SI_t = 0 \\ SI_{t-1} & , P_t = 0 \text{ 且 } EP_t > SI_{t-1} \\ EP & , \text{其他} \end{cases} \quad \dots (5.4)$$

式中,  $P_t$  为  $t$  时段的降水量 (mm),  $EP_t$  为  $t$  时段的潜在蒸发量 (mm),  $I_0$  为截留储蓄容量 (mm), 采用最大冠层容量法 (Aston, 1979) 计算:

$$I_0 = I_{\min} + (I_{\max} - I_{\min}) \left[ 0.5 + 0.5 \sin \left( 2\pi \frac{d - 87}{365} \right) \right]^b \quad \dots (5.5)$$

式中,  $I_{\min}$  和  $I_{\max}$  是冠层最小和最大截留储蓄容量 (mm),  $d$  是一年中的日序数,  $b$  是常数。

### 5.2.1.3 入渗

入渗量的计算采用 WetSpa 模型中的经验系数法 (Liu, 2004)。在超渗产流的前提假设下, 降雨强度大于入渗强度的降水部分称为有效降水, 该部分降水或暂时以填洼的形式存于地表低洼处或直接形成地表径流, 未形成地表径流的部分降水则形成地表入渗量。地表入渗速率通常是降水特征、地表状态、土壤特征和土壤前期含水量的函数。该经验系数法根据坡度、土地利用、土壤类型、土壤水分含量和降雨强度等因素对有效降水和入渗量进行估算:

$$PE_t = C (P_t - I_t) \left( \frac{\theta_t}{\theta_s} \right)^a \quad \dots (5.6)$$

$$F_t = P_t - I_t - PE_t \quad \dots (5.7)$$

式中,  $PE_t$  为  $t$  时段的有效降水量 (mm),  $C$  为潜在径流系数, 由坡度、土壤质地类型和土地利用类型决定,  $\theta_t$  为  $t$  时段的土壤含水量 ( $\text{m}^3/\text{m}^3$ ),  $\theta_s$  为土壤孔隙度 ( $\text{m}^3/\text{m}^3$ ),  $a$  为一个与降水强度相关的常数,  $I_t$  为  $t$  时段的冠层截留量 (mm),  $F_t$  为入渗量 (mm)。

### 5.2.1.4 填洼/地表产流

当降雨强度大于地表入渗速率时, 多余的降水则储蓄在洼地 (如水坑、沟渠、地表洼地等) 中形成洼地储蓄量, 进而在降雨后被蒸发或通过入渗影响土壤含水量和壤中流过程。影响填洼过程的因素较多, 如坡度、土地利用、土壤质地、前期降雨等, 难以构建这些因素与填洼的通用关系, 因此采用 Linsley 等 (1982) 提出的简单经验公式对洼地储蓄量进行估算:

$$SD_t = SD_0 \left( 1 - e^{-\frac{PC}{SD_0}} \right) \quad \dots (5.8)$$

式中,  $SD_t$  为  $t$  时段洼地储蓄量 (mm),  $SD_0$  为洼地储蓄容量 (mm),  $PC$  为累积有效降水量 (mm)。该公式的基本假设为填洼和地表产流同时发生, 即使有效

降水量低于洼地储蓄容量，也允许部分降水形成坡面流。该式两边对  $t$  求导，可得当前时段的洼地储蓄变化量：

$$\Delta SD_t = PE_t \cdot e^{-\frac{PC}{SD_0}} \quad \dots (5.9)$$

式中， $\Delta SD_t$  为  $t$  时段洼地储蓄量增量 (mm)， $PE_t$  为  $t$  时段有效降水量 (mm)。考虑到次降水事件的不连续性，累积有效降水量可由当前时段有效降水量和前一时段的洼地储蓄量进行估算：

$$PC = PE_t - SD_0 \cdot \ln \left( 1 - \frac{SD_{t-1}}{SD_0} \right) \quad \dots (5.10)$$

显然地，当前一时段洼地储蓄量  $SD_{t-1}$  等于 0 时， $PC$  即等于  $PE_t$ ，当  $SD_{t-1}$  接近  $SD_0$  时， $PC$  则非常大进而导致  $\Delta SD_t$  趋近于 0。

填洼过程的水量平衡方程可表示为：

$$SD_t = SD_{t-1} + \Delta SD_t - ED_t - F_t \quad \dots (5.11)$$

式中， $ED_t$  和  $F_t$  分别为降雨后从洼地储蓄量中蒸发和入渗的水量 (mm)，其中  $ED_t$  的计算公式为：

$$ED_t = \begin{cases} 0 & , P_t > 0 \text{ 或 } SD_{t-1} = 0 \\ EP - EI_t & , P_t = 0 \text{ 且 } SD_{t-1} \geq EP - EI_t \\ SD_t & , P_t = 0 \text{ 且 } 0 < SD_t < EP - EI_t \end{cases} \quad \dots (5.12)$$

式中， $EP$  为潜在蒸散发 (mm)， $EI_t$  为冠层截留的蒸发量 (mm)。

根据有效降水是洼地储蓄变化量和地表产流之和以及填洼与坡面产流同时发生的假设，地表产流的计算公式为：

$$RS_t = PE_t \left( 1 - e^{-\frac{PE_t}{SD_0}} \right) \quad \dots (5.13)$$

#### 5.2.1.5 渗漏

当土壤某层含水量超过该层田间持水量且其下层土壤含水量尚未达到饱和时，根据SWAT模型中的方法进行渗漏量模拟 (Neitsch 等, 2011)：

$$w_{perc} = SW_{excess} \cdot \left(1 - e^{-\frac{\Delta t}{TT_{perc}}}\right) \quad \dots (5.14)$$

$$TT_{perc} = \frac{SAT - FC}{K_{sat}} \quad \dots (5.15)$$

式中,  $w_{perc}$  是渗漏量 (mm),  $SW_{excess}$  为允许渗漏量 (mm),  $t$  是模拟时间步长 (hr),  $TT_{perc}$  为渗漏耗时 (hr),  $SAT$  和  $FC$  分别为饱和含水量和田间持水量 (mm),  $K_{sat}$  为饱和导水率 (mm/hr)。

### 5.2.1.6 壤中流汇流

壤中流在土壤水向下层渗漏的同时发生, 一般对退水过程贡献较大, 但在坡度陡、森林覆被的湿润地区也可能对洪峰有贡献。根据达西定律和运动波方程对壤中流汇流进行近似计算 (Liu, 2004) (认为模拟单元内的水力梯度等于坡度):

$$RI_t = c_s \cdot D_{root} \cdot S \cdot K(\theta_t) \cdot \Delta t / W \quad \dots (5.16)$$

式中,  $RI_t$  为  $t$  时段的壤中流出流量 (mm),  $C_s$  为比例系数, 用于考虑河网密度以及土壤表层的有机质和根系对水平导水率的影响,  $D_{root}$  为根系层深度 (m), 主要由土地利用方式决定,  $S$  为平均坡度 (m/m),  $K(\theta_t)$  为土壤含水量为  $\theta_t$  ( $m^3/m^3$ ) 时的水力传导率 (mm/hr),  $W$  为模拟单元宽度 (m)。

### 5.2.1.7 坡面汇流

坡面汇流采用Liu等(2003)基于水流扩散传输提出的分布式单位线方法模拟, 该方法基于每个栅格单元的汇流路径和流速(据曼宁公式求解), 求解扩散波方程得到栅格至河道的汇流单位线, 进而将每个栅格的产流量累加至河道:

$$Q_i(t) = \sum_{\tau=0}^{t-\tau} V_i(\tau) U_i(t-\tau) \quad \dots (5.17)$$

式中,  $Q_i(t)$  为任意栅格  $i$  在  $t$  时段汇流至流路终点(即河道)的流量 ( $m^3/s$ );  $U_i(t-\tau)$  为流路响应函数 (1/s), 即为该栅格  $i$  在时间  $t$  的瞬时单位线值,  $\tau$  为迟滞时间 (s);  $V_i(\tau)$  为栅格  $i$  在  $\tau$  时间内的输入径流量 ( $m^3$ ), 包括地表径流和壤中流。

### 5.2.1.8 地下水出流

采用简单的线性水库概念对小流域的地下水出流过程进行模拟，同时可通过率定地下水储量指数进行非线性水库方法的估算（Liu, 2004）：

$$QG_t = c_g \left( \frac{SG_t}{1000} \right)^m \quad \dots (5.18)$$

式中， $QG_t$  为子流域出口地下水平均出流量（ $m^3/s$ ）， $SG_t$  为  $t$  时段内地下水储量（ $mm$ ）， $c_g$  为基流迟滞系数（线性水库法为  $m^2/s$ ，非线性水库法为  $m/s$ ）， $m$  为基流指数， $m$  为 1 时为线性水库法， $m$  为 2 时为非线性水库法。

### 5.2.1.9 河道汇流

采用基于槽蓄方程和水量平衡方程的马斯京根法（Cunge, 1969）进行河道汇流演算，其基本公式为：

$$V_{stored} = K \cdot q_{out} + K \cdot X \cdot (q_{in} - q_{out}) \quad \dots (5.19)$$

$$q_{out,2} = C_1 \cdot q_{in,2} + C_2 \cdot q_{in,1} + C_3 \cdot q_{out,1} \quad \dots (5.20)$$

式中， $V_{stored}$  为河道水储量（ $m^3$ ）， $q_{in}$  是入流速率（ $m^3/s$ ）， $q_{out}$  是出流速率（ $m^3/s$ ）， $K$  是槽蓄系数（ $s$ ），它是稳定流情况下的河段传播时间， $X$  是控制河道出流和入流量的权重因子， $q_{out,2}$  为该时间步长末的河道出流量（ $m^3/s$ ）， $q_{out,1}$  为该时间步长开始时刻的河道出流量（ $m^3/s$ ）， $q_{in,2}$  为该时间步长末的河道入流量（ $m^3/s$ ）， $q_{in,1}$  为该时间步长开始时的入流量（ $m^3/s$ ）， $C_1$ 、 $C_2$ 、 $C_3$  为权重系数，它们之和等于 1。

### 5.2.1.10 坡面产沙及汇流

每个栅格由于坡面片蚀和细沟侵蚀导致的产沙量采用修正的通用土壤流失方程（Modified Universal Soil Loss Equation, MUSLE; Williams, 1975）进行估算：

$$SED = 11.8 \cdot (Q_s \cdot q_{peak} \cdot A)^{0.56} \cdot K \cdot C \cdot P \cdot LS \cdot CFRG \quad \dots (5.21)$$

式中， $SED$  为坡面侵蚀产沙量（ $t$ ）， $Q_s$  为地表径流量（ $m^3$ ）， $q_{peak}$  为峰值流量（ $m^3/s$ ）， $A$  为面积（ $m^2$ ）， $K$  为通用土壤流失方程（USLE）土壤可蚀性因子， $C$

为USLE植被覆盖与管理因子,  $P$  为USLE水土保持措施因子,  $LS$  为USLE地形因子,  $CFRG$  为粗碎屑因子。

根据坡面汇流单位线法 (Liu 等, 2003) 计算由坡面径流携带入河的泥沙量。

#### 5.2.1.11 河道泥沙汇流

采用SWAT模型中实现的简化的 Bagnold 水流功率方程 (Williams, 1980) 进行河道泥沙汇流演算, 其基本思路是基于概念通过河道峰值流速计算河道水流携沙能力, 当河道含沙量大于携沙能力则以泥沙沉积过程为主, 反之则以河道侵蚀过程为主 (Neitsch 等, 2011), 基本公式为:

$$v_{ch, pk} = \frac{prf \cdot q_{ch}}{A_{ch}} \quad \dots (5.22)$$

$$conc_{max} = c_{sp} \cdot v_{ch, pk}^{spexp} \quad \dots (5.23)$$

式中,  $v_{ch, pk}$  是河道峰值流速 (m/s),  $prf$  为校正系数,  $q_{ch}$  为河道平均流量 ( $m^3/s$ ),  $A_{ch}$  为河道横截面积 ( $m^2$ ),  $conc_{max}$  为河道最大携沙力 ( $ton/m^3$ ),  $c_{sp}$  为常数系数,  $spexp$  为 1 ~ 2 的系数, 原始 Bagnold 水流功率方程中为 1.5。

#### 5.2.1.12 空间显式 BMP 在模型中的表达

本文选取的 4 种空间显式分布的流域管理措施可通过修改相关流域过程模型参数 (表5.4) 的方式实现对其环境效益的评价。SEIMS中的 BMPs 数据管理模块 (图2.2) 负责在模型模拟之前根据 BMP 知识 (即表5.4) 更新配置 BMP 位置处的模型参数。值得注意的是, BMP 空间配置单元不必要与流域过程模型的基本模拟单元一致 (图1.5), 本文中基于SEIMS的流域过程模型以栅格作为基本模拟单元, 因此, BMPs 数据管理模块在更新模型空间参数时将忽略 BMP 空间配置单元内无效的 BMP 配置位置 (栅格)。以下两种情况会出现 BMP 空间配置单元内某些栅格位置上无效的 BMP 配置: 1) BMP 空间配置单元内存在多种土地利用类型 (如具有上下游关系的地块和坡位单元), 且存在不适用当前 BMP 的土地利用位置; 2) 所有类型 BMP 空间配置单元应用随机配置策略时, 如将低效林改造措施配置在土地利用类型为水田的空间单元上。

### 5.2.2 参数敏感性分析

流域过程模型的参数敏感性分析一般分为 4 个步骤 (Pianosi 等, 2016; Song 等, 2015; Saltelli 等, 2008): 1) 确定待分析参数及其合适的取值范围; 2) 选择参数抽样方法并生成模型评价的率定参数样本集; 3) 运行模型、计算目标评价指标、并构建参数敏感性分析数据集; 4) 选用合适的敏感性分析方法得到评估结果, 其中第一步最为重要和关键 (Zhan 等, 2013)。

在流域过程建模中, 相比泥沙和污染物, 流量模拟相关参数应当在参数敏感性分析和模型率定中予以首要考虑 (Abbaspour 等, 2015)。因此, 本文针对流量和泥沙模拟的模型参数敏感性分析步骤如下:

- 1) 根据经验和少量次数手工调参, 选取与水文过程模拟相关的 23 个参数 (如表 5.6) 进行参数敏感性分析, 然后选取最敏感的若干参数及其取值范围根据流域出口流量观测值进行模型参数自动率定, 并暂时选取一套自动率定得到的水文过程模拟相关参数;
- 2) 选取土壤侵蚀过程模拟相关的 10 个参数 (如表 5.7) 进行参数敏感性分析, 随后选取最敏感的若干参数及其取值范围根据流域出口泥沙观测值进行模型参数自动率定, 并暂时选取一套自动率定得到的土壤侵蚀过程模拟相关参数;
- 3) 选取同时影响水文过程模拟和土壤侵蚀过程模拟的 6 个参数 (如表 5.8) 进行参数敏感性分析, 最后选取最敏感的若干参数及其取值范围, 并与前两步得到的分别与水文过程模拟和土壤侵蚀过程模拟相关的敏感性参数一起根据流域出口流量和泥沙观测值进行模型参数自动率定。

本文选用 Morris 筛选法 (Campolongo 等, 2007; Morris, 1991) 定性评价所选参数对模型结果评价的敏感性。虽然 Morris 筛选法无法提供所选参数对模型结果敏感程度的精确量化评价, 也无法将参数的非线性与参数间相互作用区分开 (Zhan 等, 2013; Yang, 2011), 但是它可用于通过单因子法排除非敏感参数, 为后续定量的参数敏感性分析如 FAST (Fourier Amplitude Sensitivity Test; Cukier 等, 1978), 或模型参数自动率定做准备。Morris 筛选法需要设置 2 个参数 (Morris, 1991), 即重复抽样次数  $R$  和参数取值范围分级数  $p$ , 其中  $p$  通常取值 4 ~ 10 (Yang, 2011)。本文设置  $R$  为 100,  $p$  为 10, 由此可知, 每组参数敏感性分析需要运行的模型次数为 2400 次 (即  $100 \times (23 + 1) = 2400$ )。

模型结果评价采用广泛使用的 3 个模型性能评价定量指标(Moriasi 等, 2007), 即 NSE (Nash-Sutcliffe Efficiency, 式5.24)、RSR (RMSE-observations Standard deviation Ratio, 式5.25) 和 PBIAS (Percent BIAS, 式5.26)。Moriasi 等 (2007) 认为, 以月为时间步长进行长时段模拟, 当  $NSE \geq 0.50$ ,  $RSR \leq 0.70$ , 径流 PBIAS 在  $\pm 15\% \sim \pm 25\%$  之间、泥沙 PBIAS 在  $\pm 35\% \sim \pm 55\%$  之间时, 模型模拟达到满意。同时也有研究认为时间步长越短模拟精度越低 (Engel 等, 2007)。

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y^{mean})^2} \quad \dots (5.24)$$

$$RSR = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y^{mean})^2}} \quad \dots (5.25)$$

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim}) \times 100}{\sum_{i=1}^n Y_i^{obs}} \quad \dots (5.26)$$

式中:  $Y_i^{obs}$  为第  $i$  个观测值,  $Y_i^{sim}$  为第  $i$  个模拟值;  $Y^{mean}$  为所有观测值的平均值,  $n$  为观测值个数。NSE 是描述模拟残差与实测值残差相对大小的归一化统计量, 取值范围为  $-\infty \sim 1$ , 值为 1 时表示模拟值与观测值完全一致, 大于 0 时认为模拟结果可接受; RSR 是将均方根误差利用观测值标准差归一化的统计量, 值越低说明模型模拟效果越好, 值为 0 时没有模拟残差, 模型最优; PBIAS 描述了模拟值大于或小于观测值的平均趋势, 值为 0 为最佳, 绝对值越低模拟效果越好, 值为负时模拟偏高, 值为正时模拟偏低 (Moriasi 等, 2007)。

Morris 筛选法得到的参数敏感性分析结果可以通过散点图表示 (图5.4), 其中每个点表示一个参与敏感性分析的SEIMS模型的参数 (表5.6), Morris 修正均值越大 (Campolongo 等, 2007), 模型响应对该参数变化的敏感性就越大 (Zhan 等, 2013; Yang, 2011)。由图5.4可知, 不同模型评价指标 (即 NSE、RSR、PBIAS) 得到的参数敏感性排序略有差异, 比如, 据 NSE 和 RSR 得到的前 4 个最敏感参数为  $df\_coef$ 、 $ch\_n$ 、 $Base\_ex$  和  $Kg$ , 而据 PBIAS 得到的排序则为  $ch\_n$ 、 $df\_coef$ 、 $K\_pet$  和  $ch\_width$ 。所有模型评价指标得到的前 12 个敏感参数是一致的, 因此这些参数 (即  $df\_coef$ 、 $ch\_n$ 、 $Base\_ex$ 、 $Kg$ 、 $MSK\_col$ 、 $ch\_width$ 、 $ch\_depth$ 、

*Runoff\_co*、*sw\_cap*、*Conductivity*、*K\_pet* 和 *Ki*) 作为对流域出口流量模拟的敏感性参数, 进行接下来的参数自动率定。

表 5.6 进行参数敏感性分析的水文过程模拟相关参数及其率定值取值范围

Table 5.6 List of hydrological processes related parameters and their calibration value ranges for the parameter sensitivity analysis

| 子过程算法 | 参数名                 | 描述                      | 最大值   | 最小值   | 初始值   | 率定方式 | 取值范围          |
|-------|---------------------|-------------------------|-------|-------|-------|------|---------------|
| 蒸散发   | <i>K_pet</i>        | 蒸散发校正系数                 | 1.3   | 0.7   | 1.0   | AC   | [-0.3, 0.3]   |
|       | <i>gsi</i>          | 干旱条件下最大气孔导度 (m/s)       | 5.0   | 0     | -9999 | RC   | [0.8, 2.0]    |
| 冠层截留  | <i>Interc_max</i>   | 最大截留容量 (mm)             | 100   | 0     | -9999 | RC   | [0.5, 2.0]    |
|       | <i>Interc_min</i>   | 最小截留容量 (mm)             | 100   | 0     | -9999 | RC   | [0.5, 1.6]    |
|       | <i>Pi_b</i>         | 截留能力指数                  | 1.5   | 0.5   | 1.35  | AC   | [-0.15, 0.15] |
| 地表产流  | <i>K_run</i>        | 雨强接近 0 时产流指数            | 5.0   | 0     | 2.5   | AC   | [-1.5, 1.5]   |
|       | <i>P_max</i>        | <i>K_run</i> 为 1 时对应的雨强 | 1000  | 10    | 30    | AC   | [-20, 10]     |
|       | <i>Runoff_co</i>    | 潜在径流系数                  | 1.0   | 0.5   | -9999 | RC   | [0.8, 2.5]    |
|       | <i>sw_cap</i>       | 土壤蓄水能力 (mm)             | 1000  | 0.01  | -9999 | RC   | [0.9, 1.5]    |
| 洼地储蓄  | <i>Depression</i>   | 洼地储蓄容量 (mm)             | 5.0   | 0.5   | -9999 | RC   | [0.8, 1.5]    |
| 渗漏    | <i>Conductivity</i> | 土壤水力传导率 (mm/hr)         | 2000  | 0     | -9999 | RC   | [0.6, 1.2]    |
| 壤中流   | <i>Ki</i>           | 比例系数                    | 10.0  | 0     | 3.0   | AC   | [-2.5, -1.0]  |
|       | <i>Poreindex</i>    | 土壤空隙大小分布指数              | 1.2   | 0.8   | -9999 | RC   | [0.5, 2.0]    |
| 地下水出流 | <i>Base_ex</i>      | 基流指数                    | 4.0   | 1.0   | 1.0   | AC   | [0, 1.0]      |
|       | <i>Kg</i>           | 基流迟滞指数                  | 0.1   | 0.001 | 0.005 | AC   | [-0.004, 0]   |
|       | <i>df_coef</i>      | 深层渗漏系数                  | 1.0   | 0     | 0     | AC   | [0.2, 0.5]    |
|       | <i>gwmax</i>        | 最大地下水容量 (mm)            | 50000 | 1     | 300   | AC   | [0, 500]      |
| 河道汇流  | <i>ep_ch</i>        | 河道蒸发校正因子                | 1.0   | 0     | 1.0   | AC   | [-0.5, 0]     |
|       | <i>MSK_col</i>      | 槽蓄系数 (hr)               | 1.0   | 0     | 0.75  | AC   | [0, 0.25]     |
|       | <i>MSK_X</i>        | 权重因子                    | 0.3   | 0     | 0.2   | AC   | [-0.1, 0.1]   |
|       | <i>ch_n</i>         | 河道曼宁系数                  | 0.3   | 0     | -9999 | RC   | [0.4, 1.0]    |
|       | <i>ch_width</i>     | 河道宽度 (m)                | 1000  | 0     | -9999 | RC   | [0.8, 5.0]    |
|       | <i>ch_depth</i>     | 河道深度 (m)                | 100   | 0     | -9999 | RC   | [0.8, 3.0]    |

注：“最大值”和“最小值”分别为参数的绝对最大值和最小值；“初始值”为参数初始值；“率定方式”为参数率定方式，其中，AC 表示增加、RC 表示乘以参数率定值（即“取值范围”范围内的数值）；“最大值”或“最小值”为-9999 表示取值无限制；“初始值”为-9999 表示该参数为空间分布参数或数组型参数。

表 5.7 进行参数敏感性分析的土壤侵蚀模拟相关参数及其率定值取值范围

Table 5.7 List of soil erosion processes related parameters and their calibration value ranges for the parameter sensitivity analysis

| 子过程算法  | 参数名      | 描述              | 最大值   | 最小值   | 初始值   | 率定方式 | 取值范围        |
|--------|----------|-----------------|-------|-------|-------|------|-------------|
| 坡面产沙   | acc      | 汇流累积量           | -9999 | -9999 | -9999 | RC   | [0.8, 1.5]  |
|        | USLE_K   | 土壤可蚀性因子         | 1.0   | 0     | -9999 | RC   | [0.8, 2.0]  |
|        | USLE_P   | 侵蚀控制措施因子        | 1.0   | 0     | -9999 | RC   | [0.8, 1.2]  |
|        | USLE_C   | 作物覆盖因子          | 1.0   | 0     | -9999 | RC   | [0.8, 2.5]  |
| 作物生长   | BLAI     | 最大叶面积指数         | 12.0  | 0.5   | -9999 | RC   | [1.0, 5.0]  |
|        | DLAI     | 衰老期占主导地位时的生长期比例 | 1.0   | 0.15  | -9999 | RC   | [1.0, 5.0]  |
|        | ALAI_MIN | 休眠期最小叶面积指数      | 0.99  | 0     | -9999 | RC   | [1.0, 5.0]  |
| 河道泥沙汇流 | p_rf     | 洪峰校正因子          | 2.0   | 0.5   | 1.0   | AC   | [-0.5, 1.5] |
|        | spcon    | 泥沙输移方程线性系数      | 0.01  | 0.001 | 0.001 | RC   | [1.0, 50]   |
|        | spexp    | 泥沙输移方程指数        | 2.0   | 1.0   | 1.5   | AC   | [-0.5, 0.5] |

表 5.8 进行参数敏感性分析的同时影响水文过程和土壤侵蚀模拟相关参数及其率定值取值范围

Table 5.8 List of hydrological and soil erosion processes related parameters and their calibration value ranges for the parameter sensitivity analysis

| 参数名     | 描述           | 最大值   | 最小值   | 初始值   | 率定方式 | 取值范围       |
|---------|--------------|-------|-------|-------|------|------------|
| ch_len  | 河道长度 (m)     | -9999 | 0.15  | -9999 | RC   | [0.5, 1.5] |
| ch_slp  | 河道平均坡度 (m/m) | 10.0  | 0.001 | -9999 | RC   | [0.5, 2.0] |
| ch_sslp | 河岸坡度 (m/m)   | 5.0   | 0.001 | -9999 | RC   | [0.5, 2.0] |
| Slope   | 坡度           | -9999 | 0.0   | -9999 | RC   | [0.6, 1.2] |

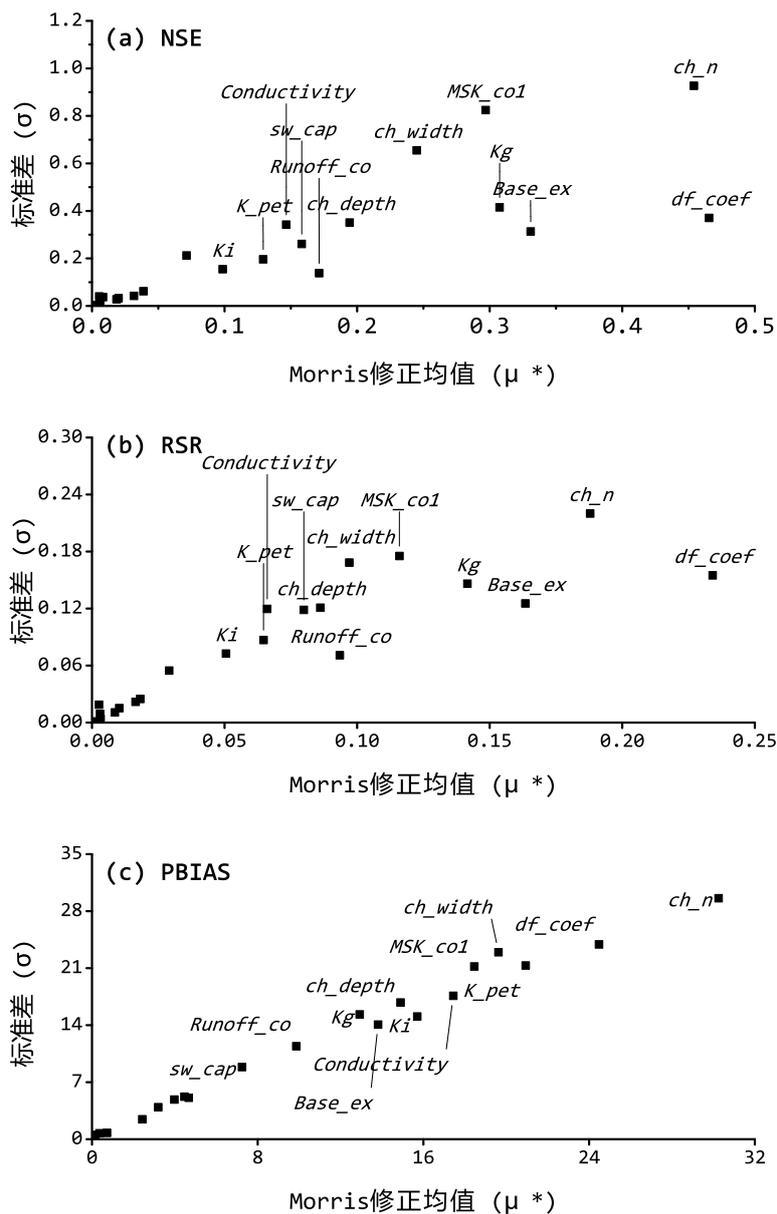


图 5.4 水文过程模拟相关参数的敏感性分析结果：(a) NSE；(b) RSR；(c) PBIAS

Figure 5.4 Parameter sensitivity analysis results with respect to the (a) NSE, (b) RSR, and (c) PBIAS of the simulated streamflow ( $m^3s^{-1}$ ) at the watershed outlet

根据参数敏感性分析实验设计，最终确定对流域出口流量模拟的敏感性参数为 *USLE\_C*、*USLE\_K*、*spcon*、*p\_rf*、*USLE\_P*、*acc*、*spexp* 和 *BLAI*，表5.8列举的参数均对流域出口流量和泥沙模拟敏感。表5.9总结了最终用于流域出口流量和泥沙模拟同时作为自动率定目标函数的 24 个参数及其率定值的取值范围。

表 5.9 通过参数敏感性分析得到的用于流域出口流量和泥沙模拟自动率定的参数及本文选用的率定结果

Table 5.9 Parameters and their calibration value ranges derived from the parameter sensitivity analysis and one selected calibration result in this study

| 参数名          | 率定方式 | 取值范围              | 本文选用的率定结果 |
|--------------|------|-------------------|-----------|
| K_pet        | AC   | [-0.3, -0.25]     | -0.2843   |
| Runoff_co    | RC   | [1.9, 2.2]        | 2.1438    |
| sw_cap       | RC   | [0.92, 0.96]      | 0.9572    |
| Conductivity | RC   | [0.9, 1.0]        | 0.9471    |
| Ki           | AC   | [-2.5, -1.9]      | -2.2325   |
| Base_ex      | AC   | [0, 0.55]         | 0.3604    |
| df_coef      | AC   | [0.45, 0.5]       | 0.4863    |
| Kg           | AC   | [-0.004, -0.0035] | -0.0035   |
| ch_width     | RC   | [2.0, 5.0]        | 3.0370    |
| ch_depth     | RC   | [1.0, 3.0]        | 2.9716    |
| MSK_col      | AC   | [0, 0.05]         | 0.0382    |
| ch_n         | RC   | [0.9, 1.0]        | 0.9576    |
| USLE_C       | RC   | [1.8, 2.4]        | 2.3469    |
| USLE_K       | RC   | [1.3, 1.6]        | 1.3880    |
| USLE_P       | RC   | [0.9, 1.2]        | 1.1116    |
| acc          | RC   | [1.2, 1.5]        | 1.4520    |
| BLAI         | RC   | [2.5, 5.0]        | 3.3801    |
| p_rf         | AC   | [0.2, 0.6]        | 0.3922    |
| spcon        | RC   | [5.0, 25.0]       | 13.5643   |
| spexp        | AC   | [0, 0.5]          | 0.1057    |
| ch_len       | RC   | [0.8, 1.5]        | 1.3093    |
| ch_slp       | RC   | [0.5, 2.0]        | 0.9590    |
| ch_sslp      | RC   | [0.5, 2.0]        | 1.7429    |
| Slope        | RC   | [0.6, 1.2]        | 0.7447    |

### 5.2.3 参数自动率定

基于 Morris 筛选法的参数敏感性分析可选出少量最敏感的参数进行模型自动率定，同时也可以通过排除不合理的参数样本集（如模型模拟结果的 NSE 小于 0）进一步缩小参数率定值的取值范围。本文选用 NSGA-II 算法进行模型参数自动率定，采用拉丁超立方采样法（Iman 和 Shortencarier, 1984）为 NSGA-II 算法生成初始化参数率定样本集。初始种群个体数设为 240，个体选择率为 0.8，最

大进化代数 50，交叉概率和变异概率分别为 0.8 和 0.1。NSGA-II 优化的多目标为最大化 NSE 以及最小化 RSR 和 PBIAS 的绝对值。

Hypervolume 指数 (Zitzler 和 Thiele, 1999) 可同时考虑优化解集的收敛性和多样性对近似 Pareto 最优解集质量进行评价 (Zitzler 等, 2003)，即 Hypervolume 指数越大解集质量越高，因此得到了广泛应用。以水文过程模拟相关参数的自动率定实验为例，Hypervolume 指数随着进化代数的增加而快速增加并在约第 32 代之后达到稳定 (图 5.5a)。图 5.5 同时展示了不同进化代数得到的近似 Pareto 最优解集的分布，图中可观察到解集由分散到集中的进化趋势。可以在自动率定算法达到稳定之后的近似 Pareto 最优解集中任选一个解进行下一步应用。

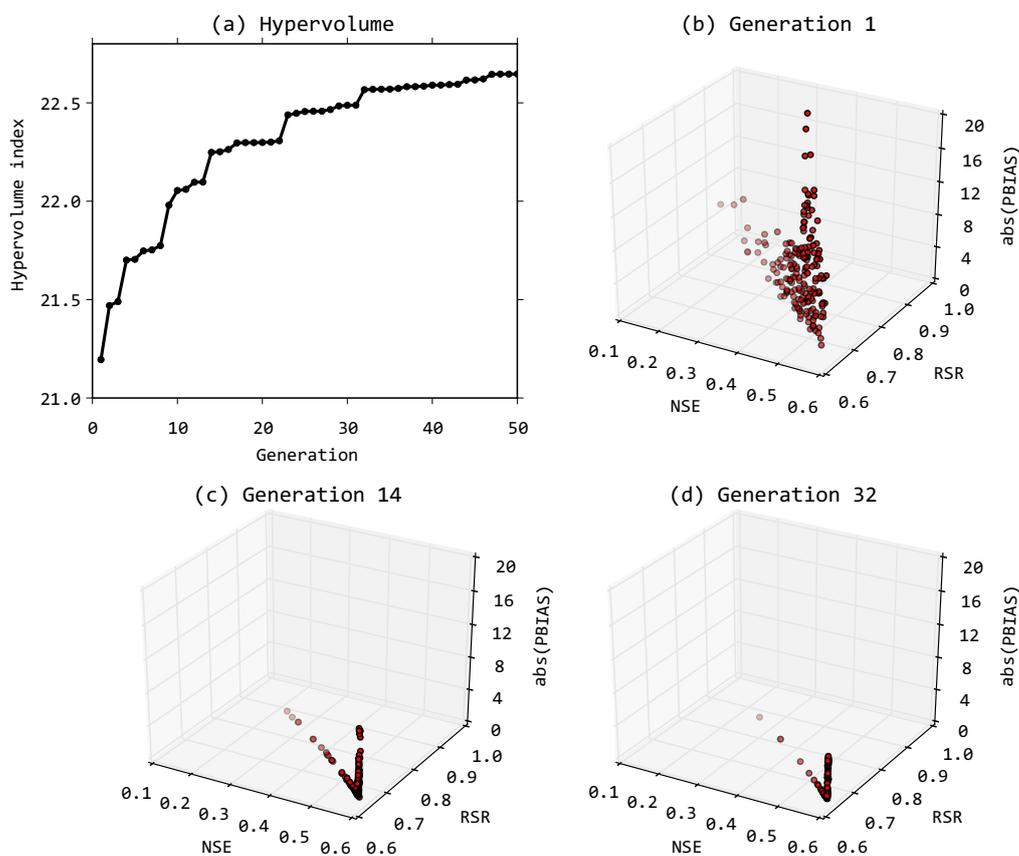


图 5.5 水文过程模拟相关参数自动率定结果：(a) Hypervolume 指数随进化代数的变化以及不同进化代数得到的近似最优 Pareto 前沿：(b) 第 1 代；(c) 第 14 代；(d) 第 32 代

Figure 5.5 Auto-calibration results of hydrological process related parameters: the (a) changes of hypervolume index with generations and the near optimal Pareto fronts of selected generations: (b) the first generation, (c) the 14<sup>th</sup> generation, and (d) the 32<sup>nd</sup> generation.

根据参数敏感性分析结果和自动率定实验设计，最终选择一组参数率定方

案（表5.9）作为率定的流域过程模型（基准情景）用于本文的 BMP 情景优化研究，该率定模型得到的流域出口流量和泥沙模拟结果分别如图5.6和图5.7所示。据Moriassi 等 (2007) 的模型性能评价标准，该率定模型得到的流量模拟结果接近满意（率定期 NSE 为 0.50，RSR 为 0.71，PBIAS 为 13.55%；验证期 NSE 为 0.57，RSR 为 0.65，PBIAS 为-14.71%），泥沙模拟结果则由于少量不合理实测峰值（图5.7）而较差（率定期 NSE 为 0.30，RSR 为 0.84，PBIAS 为 13.93%；验证期 NSE 为 0.45，RSR 为 0.74，PBIAS 为-42.39%）。虽然该率定模型的泥沙模拟存在低值偏高、峰值偏低的现象，但其模拟趋势基本符合泥沙过程的实测值（图5.7），因此将该率定模型用于分析流域土壤侵蚀量在不同 BMP 情景下的相对变化是可以接受的。

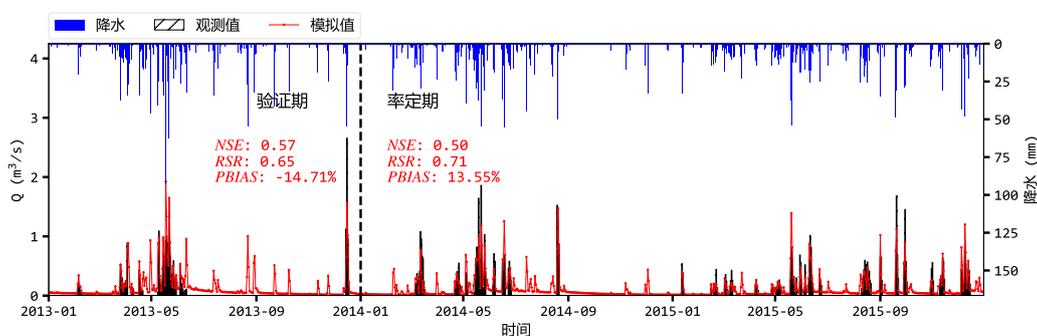


图 5.6 参数自动率定得到的一个近似 Pareto 最优解的流域出口流量率定和验证结果

Figure 5.6 The calibration and validation of the simulated streamflow ( $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ ) at the watershed outlet of the study area of one selected near optimal Pareto solution

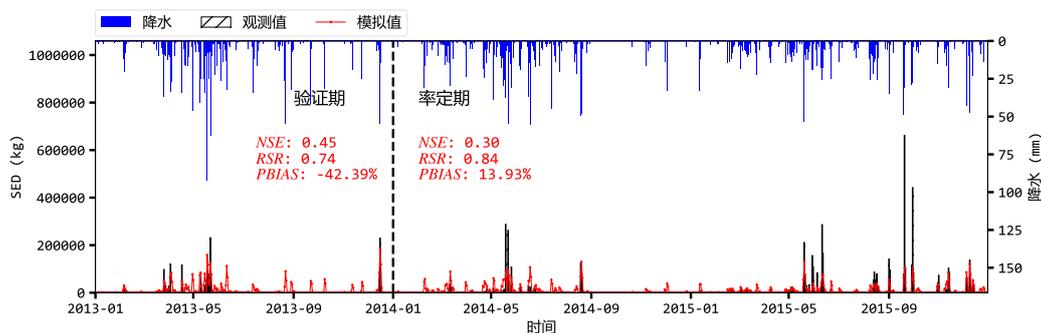


图 5.7 参数自动率定得到的一个近似 Pareto 最优解的流域出口泥沙率定和验证结果

Figure 5.7 The calibration and validation of the simulated sediment export (kg) at the watershed outlet of the study area of one selected near optimal Pareto solution

## 5.2.4 SEIMS并行性能测试

### 5.2.4.1 并行程序运行环境

本文应用案例的程序运行于中国科学院地理科学与资源研究所 IBM® 高性能计算平台。该平台配有 134 个刀片计算节点，其中配置 RedHat® Enterprise Linux® Server 6.2 系统的节点 70 个，每个节点配有 2 路 Intel® Xeon® E5-2640 2.5G 六核处理器和 24 G 内存，节点之间采用 40 Gb 带宽的 Infiniband 网卡实现高速网络互联；平台共有 6 个存储节点，采用通用并行文件系统（General Parallel File System），提供 1 GB/s 的 I/O 带宽。

SEIMS的编译环境主要包括 Intel® C++ 12.1.0 编译器（支持 OpenMP 3.1）、Intel® MPI 4.0.3 并行编程库、GDAL 1.11.5 以及 mongo-c-driver 1.6.1。SEIMS实用工具集（如模型预处理、参数敏感性分析及情景分析）的运行环境为 Python 2.7.13 以及 GDAL 1.11.5、pymongo 3.4.0、DEAP 1.2、SCOOP 0.7、SALib 1.1.2、matplotlib 1.5.3、numpy 1.12.1 等第三方 Python 库。流域数据库所用的数据库版本为 MongoDB 3.4.6。

### 5.2.4.2 模型内部并行计算性能

根据SEIMS在子流域层次的并行化策略，最大并行进程数不能超过子流域个数（本文案例研究中为 17）。因此，为方便对比，本节进行SEIMS模型内部并行计算性能测试时，运行 OpenMP 版本的线程数和 MPI&OpenMP 版本的进程数保持一致，即从 1 到 16 递增。对 MPI&OpenMP 版本，同时测试了每个进程采用不同线程数（2、3、4、6 和 8）时的运行时间。本文采用模型模拟实际用时作为模型计算时间，即排除数据读取和写入的时间。对 MPI&OpenMP 版本来讲，模型计算时间为所有并行进程计算时间的最大值。上述每组实验均运行 3 次取平均计算时间。

本节采用并行加速比评价SEIMS模型的并行性能，并行加速比定义为程序串行计算时间与并行计算时间的比值。对 OpenMP 版本，串行计算时间即为线程数为 1 时的模型计算时间，对 MPI&OpenMP 版本的串行计算时间则是进程数为 1 且每进程 1 个线程时的模型计算时间。作为对比，采用Liu 等 (2013) 针对栅格分布式流域过程模型提出的理论最大加速比方法，设置河道过程占用模型总计算时间的 1%，估算了本文研究区的理论最大加速比，该方法计算所得的

理论最大加速比对应于SEIMS中只采用子流域层次并行计算的并行加速比（即MPI&OpenMP版本在每进程1个线程时不同进程下的并行加速比）。

图5.8所示为不同进程数和线程数组合下 OpenMP 版本和 MPI&OpenMP 版本流域过程模型的计算时间和并行加速比。一般地，随着 MPI&OpenMP 版本所用进程数或 OpenMP 版本所用线程数的增加，模型计算时间持续降低、并行加速比持续增加。对于仅使用基本模拟单元层次并行计算的 OpenMP 版本，并行加速比在进程数超过 8 时到达稳定，并在进程数为 12 时达到最大加速比 2.26，随后出现降低趋势，其原因可能为，一方面，随着线程数的增加，线程间的调度开销越来越大，另一方面，由于研究区面积较小（基本模拟单元数量较少），在执行计算依赖型流域过程模拟（如壤中流汇流、河道汇流过程）时，线程数可能大于数据分层中的模拟单元个数，导致线程计算资源的闲置，也即负载不均衡（Liu 等, 2014）。与 OpenMP 版本相比，仅使用子流域层次并行计算的 MPI&OpenMP 版本（即每进程 1 个线程）的并行加速比在线程数超过 10 之后达到稳定，并在 16 个进程数时达到最大加速比 6.24，而且非常接近理论最大加速比 6.44（图5.8b）。因此，子流域层次基于 MPI 的并行策略比基本模拟单元层次基于 OpenMP 的并行策略具有更高并行计算效率。

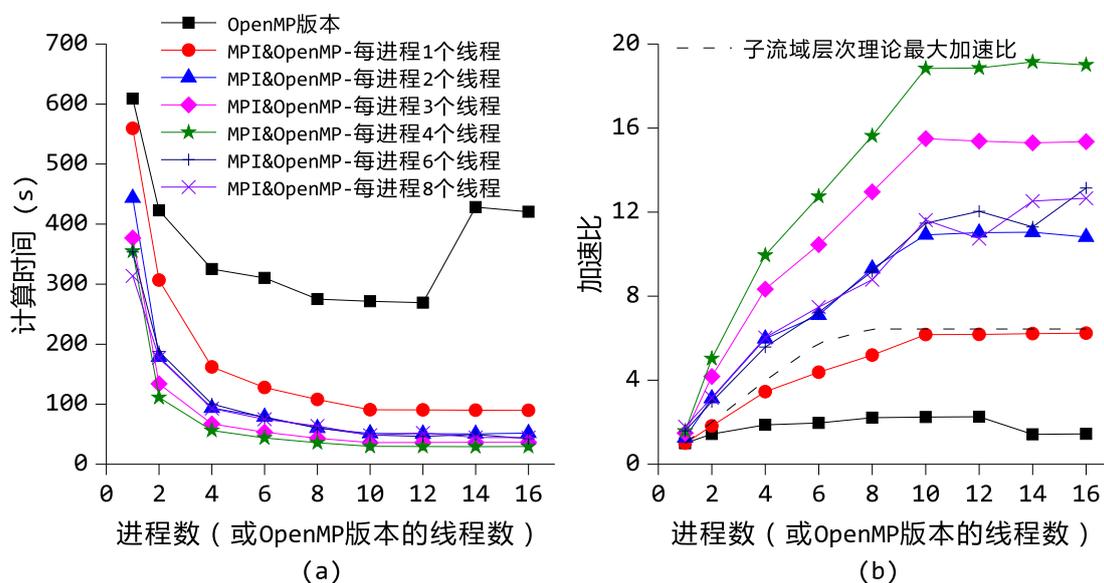


图 5.8 不同进程数和线程数组合下 OpenMP 版本和 MPI&OpenMP 版本流域过程模型的  
(a) 计算时间和 (b) 并行加速比

Figure 5.8 The (a) computing time and (b) speedup ratios of the OpenMP version and the MPI&OpenMP version using different combinations of process and thread numbers

当 MPI&OpenMP 版本每进程的线程数大于 1 时,即执行“子流域-基本模拟单元”双层并行计算的情形,SEIMS模型的并行加速比得到了显著提升(图5.8b; Liu 等, 2016b)。同样地,在进程数超过 10 时,每进程具有不同线程数组合的并行加速比均达到稳定。与只采用基本模拟单元层次并行计算(即 OpenMP 版本)的加速比变化趋势一致,本文实验中,所有线程数的情况下,SEIMS模型的并行加速比率均随着线程数量的增加而先增加后减小,并在进程数为 14 且每进程 4 个线程时达到最大加速比 19.15,约为子流域层次理论最大加速比的 3 倍(图5.8b)。本文实验结果充分说明SEIMS中实现的“子流域-基本模拟单元”双层并行策略比任一单层次的并行化策略均具有更好的可伸缩性(Liu 等, 2016b)。

结合 MPI&OpenMP 版本的并行性能以及每个计算节点的计算资源,本章后文应用中的模型级并行计算(如参数敏感性分析、参数自动率定、BMP 情景优化)均设置为每个模型运行应用 4 个进程、每进程 2 个线程。

#### 5.2.4.3 模型层次并行计算性能

本文参数敏感性分析和自动率定实验均利用 32 个计算节点,每个节点设置可同时运行 3 个SEIMS模型(主节点可同时运行 2 个),因此,至多可以同时运行 95 个SEIMS模型。据此,SEIMS在模型层次的并行计算效率可通过所有单个模型运行时间(包括 I/O 时间和计算时间)之和与并行计算任务执行时间的比值进行估算。

以水文过程模拟相关参数(如表5.6)的参数敏感性分析实验为例,该并行计算任务的执行时间为 7629.42 s (~2.12 h),而所有 2400 次SEIMS模型的运行时间总和为 539195.25 s (~149.78 h)。因此,如果忽略参数敏感性分析算法计算时间,SEIMS实现的参数敏感性分析工具在模型层次的并行加速比可达 70.67,说明SEIMS中实现的模型层次的并行计算中间件具有较好的并行效率。

与参数敏感性分析这类模型运行次数预先确定的应用不同,本文利用遗传算法进行的参数自动率定应用在每一个进化代数时需要运行的模型次数并不固定,因此可能由于计算资源的未充分利用而导致并行加速比略低。以水文过程模拟相关参数的自动率定实验为例,优化中共运行SEIMS模型 7916 次,该并行计算任务的执行时间为 38648.03 s (~10.74 h),而所有 7916 次SEIMS模型的运行时间总和为 2504051.23 s (~695.57 h)。因此,如果忽略 NSGA-II 优化算法的计算时间,SEIMS实现的参数自动率定工具在模型层次的并行加速比为 64.79。基于

NSGA-II 优化算法的自动率定在每一个进化代数时需要运行的模型次数是不固定的, 平均为 153 次, 这就意味着在每一个进化代数时执行前 95 次模型运行之后 (对应本实验中 95 个可用计算资源), 余下的约 58 次模型运行未充分利用所有的 95 个可用计算资源, 由此导致自动率定工具的并行加速比低于参数敏感性分析工具并行加速比 (即 70.67)。

整体来看, SEIMS 中实现的参数敏感性分析和参数自动率定这两类具有不同计算特点的模型层次应用均可达到良好的并行计算加速比。

### 5.3 BMP 空间配置单元的划分

#### 5.3.1 HRUs

本文采用 QSWAT—开源的 SWAT 用户界面 (Dile 等, 2016), 进行传统空间离散 HRUs 单元的划分。根据分位数分类法将坡度分为面积几乎相等的 5 类, 即 0% ~ 9%、9% ~ 23%、23% ~ 36%、36% ~ 48%、>48%。将 HRUs 划分时引入的三个面积阈值均设为 0%, 以使得 HRUs 能够覆盖整个空间范围 (5.9a)。最后, 游屋圳流域共划分得到 355 个 HRUs 单元 (图 5.9)。

#### 5.3.2 空间显式 HRUs

本文采用 Teshager 等 (2016) 提出的方法划分空间显式 HRUs 单元 (Spatially Explicit HRUs, 本文简称 EXPLICITHRU)。首先, 利用河流和道路对除林地外的其他土地利用斑块进行分割; 然后将分割后的土地利用图与子流域边界进行叠加并消除细小多边形; 随后为子流域内部具有相同土地利用类型的斑块分配不同的代码以示区分, 比如某子流域内 3 个果园土地利用斑块被重新标记为果园 1、果园 2 和果园 3。类似地, 将上述预处理后的土地利用斑块与土壤类型图叠加, 将同一子流域内具有相同土地利用和土壤类型的斑块根据土壤类型重新分配不同的代码。为避免空间显式 HRUs 单元过于破碎且确保同一子流域内的每个 HRUs 单元与单个“土地利用-土壤”斑块相对应, 上述步骤得到的空间单元不再继续与坡度分级图叠加, 即这种空间显式 HRUs 单元使用单一坡度分级。最后, 游屋圳流域共划分得到 166 个空间显式 HRUs 单元 (图 5.9b)。

### 5.3.3 具有上下游关系的地块

Wu 等 (2018) 提出的划分具有上下游关系的地块 (Hydrologically Connected Fields, 本文简称 CONNFIELD), 其基本思想是基于流向构建栅格树状结构, 并将该树状结构中具有相同土地利用类型的栅格合并为同一个地块。为避免地块划分过于破碎, 通过设置一个最小地块面积阈值 (即每栅格个数) 将低于该阈值的小地块合并至其下游地块。该阈值越小, 划分的地块数量越多。Wu 等 (2018) 进行的参数敏感性分析表明该阈值对 BMP 情景优化并不敏感。综合考虑 BMP 情景优化的计算效率以及与其他 BMP 空间配置单元的可比性, 最后设置面积阈值为 70, 共划分得到 103 个具有上下游关系的地块 (图5.9c)。该程序在输出地块栅格数据的同时生成一个文本文件用于描述地块间的上下游关系。

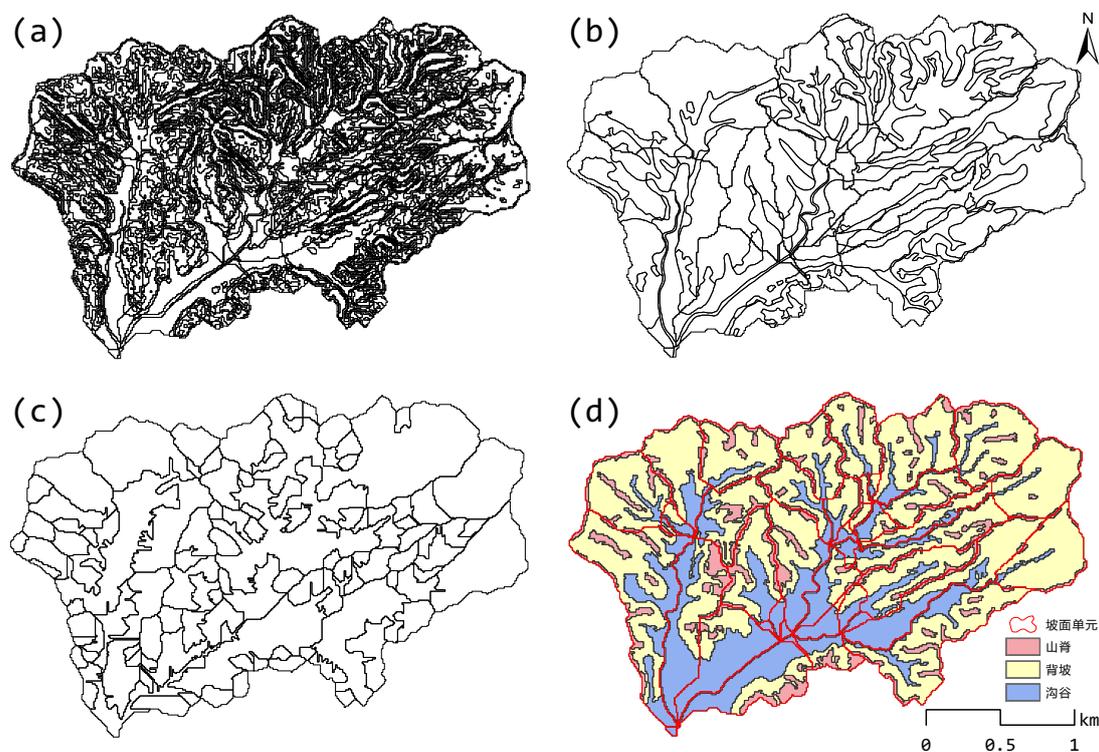


图 5.9 游屋圳流域 4 种固定边界 BMP 空间配置单元的划分: (a) HRUs; (b) 空间显式 HRUs; (c) 具有上下游关系的地块; (d) 坡位单元

Figure 5.9 Delineations of four BMP configuration units with fixed boundary of the Youwuzhen watershed: (a) HRUs; (b) spatially explicit HRUs; (c) hydrologically connected fields; and (d) slope position units

### 5.3.4 坡位单元

简单而不失一般性，本章采用 3 类坡位系统（即山脊、背坡和沟谷），利用第 3 章提出的基于领域知识和数据挖掘的模糊坡位提取自动化方法提取模糊坡位，并进一步划分坡位单元（Slope Position Units, 后文简称 SLPPOS）。虽然该自动化方法是基于 5 类坡位设计，但上述 3 类坡位可视为 5 类坡位的简化和综合，因此可以通过自定义配置（如坡位分类系统和对应 RPI 值域、地形属性及其对各坡位模糊推理函数形状的预判等；详见第 3.3.2 节）进行 3 类模糊坡位的提取。

选用相对位置指数、剖面曲率和坡度三个地形属性进行游屋圳流域模糊坡位信息的提取，坡位典型位置候选范围对应 RPI 值域设置为山脊“ $\geq 0.99$ ”、背坡“ $[0.6, 0.8]$ ”和沟谷“ $\leq 0.15$ ”。表 5.10 为自动化方法得到的坡位典型位置提取参数，图 5.10 为游屋圳流域坡位典型位置空间分布图。由图 5.10 可知，典型位置具有较好的空间分布，沟谷典型点大面积集中也符合该研究区宽河谷的地形特征。

**表 5.10 模糊坡位提取自动化方法得到的游屋圳流域 3 类坡位典型位置提取参数及典型位置个数**

**Table 5.10 Parameters determined by the proposed automatic approach for extracting the typical locations of each slope position in the Youwuzhen watershed and the numbers of typical locations extracted**

|    | RPI          | 剖面曲率 ( $\times 10^{-3} \text{m}^{-1}$ ) | 坡度 ( $^{\circ}$ ) | 典型位置个数 |
|----|--------------|---|-------------------|--------|
| 山脊 | $\geq 0.99$  | $\geq 8.11$                             | $\leq 17.11$      | 793    |
| 背坡 | $[0.6, 0.8]$ | $[-6.2, 4.2]$                           | $\geq 22.01$      | 3358   |
| 沟谷 | $\leq 0.15$  | $[-5.58, 0.31]$                         | $\leq 1.43$       | 1483   |

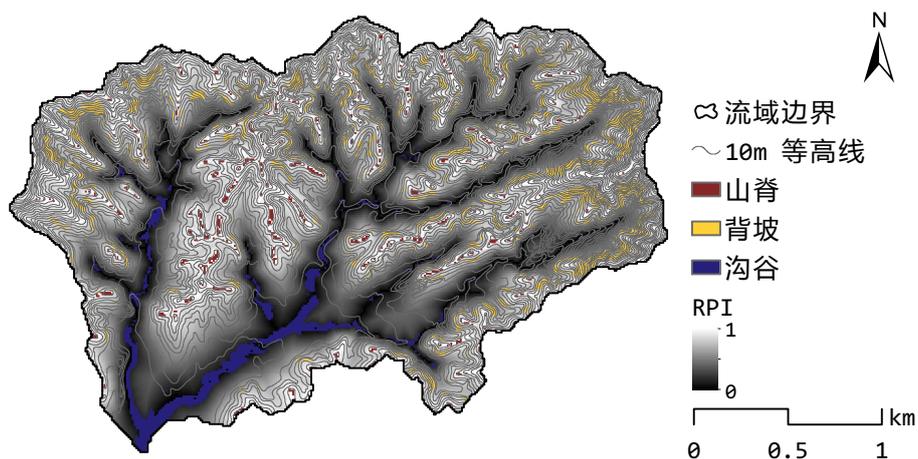


图 5.10 模糊坡位提取自动化方法提取的游屋圳流域 3 类坡位典型位置图

Figure 5.10 Typical locations of slope positions extracted by the proposed automatic approach for the Youwuzhen watershed

根据研究区特点，手动设置了相对位置指数（RPI）的模糊推理参数，其他地形属性的模糊推理参数则采用自动化方法的推荐值，由此得到 3 类坡位的模糊推理参数（表 5.11）和模糊坡位推理结果（图 5.11）。

表 5.11 模糊坡位提取自动化方法得到的游屋圳流域 3 类坡位模糊推理参数

Table 5.11 Parameters determined automatically by the proposed automatic approach for fuzzy inference in the Youwuzhen watershed. (B: bell-shaped; S: s-shaped; Z: z-shaped)

|    | RPI                         | 剖面曲率 ( $\times 10^{-3} \text{m}^{-1}$ ) | 坡度 ( $^{\circ}$ ) |
|----|-----------------------------|---|-------------------|
| 山脊 | S: $w_1 = 0.15$             | S: $w_1 = 12.93$                        | Z: $w_2 = 6.42$   |
| 背坡 | B: $w_1 = 0.45, w_2 = 0.15$ | B: $w_1 = 0.45, w_2 = 5.75$             | S: $w_1 = 10.16$  |
| 沟谷 | Z: $w_2 = 0.3$              | B: $w_1 = 11.08, w_2 = 2.67$            | Z: $w_2 = 6.15$   |

注：B 为钟形函数，S 为 S 形函数，Z 为 Z 形函数

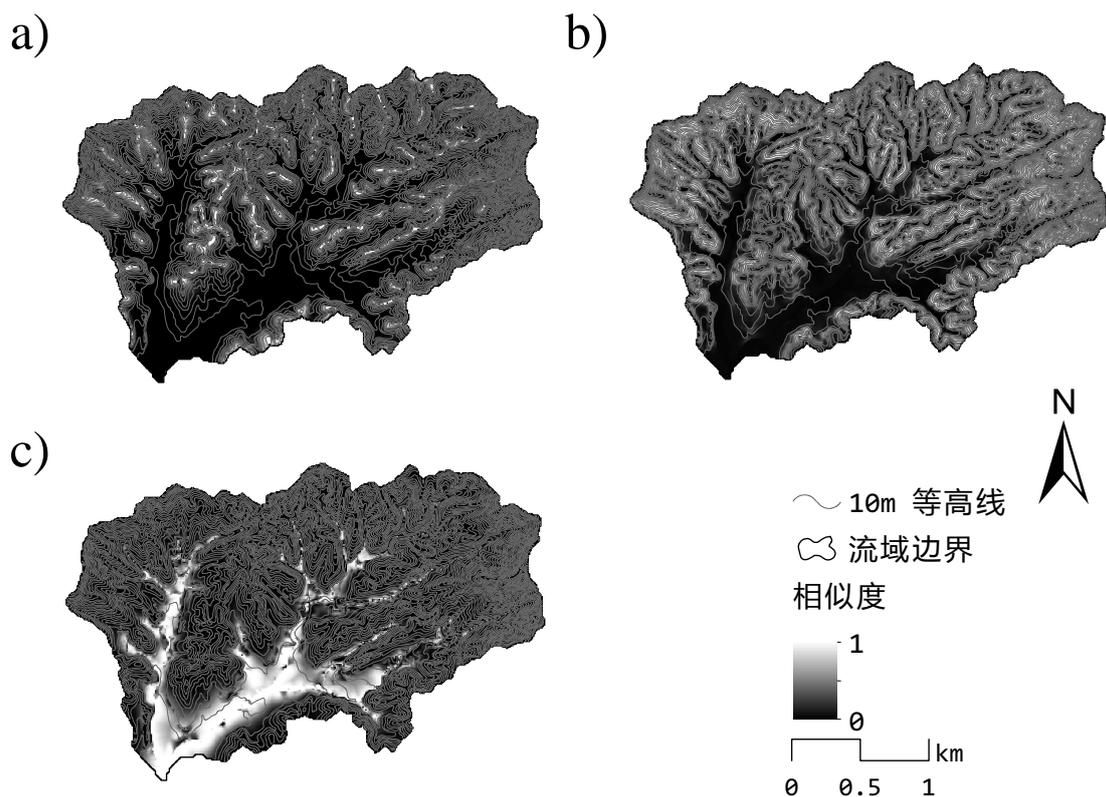


图 5.11 模糊坡位提取自动化方法提取的游屋圳流域 3 类模糊坡位：(a) 山脊；(b) 背坡；(c) 沟谷

Figure 5.11 Fuzzy slope positions derived by the proposed automatic approach for the Youwuzhen watershed: (a) ridge, (b) backslope, and (c) valley

据 4.1 节介绍的固定边界坡位单元划分方法，游屋圳流域共划分得到 17 个子流域单元、35 个坡面单元及 105 个坡位单元（图 5.9d）。

#### 5.4 基于多目标优化算法的 BMP 情景分析

流域综合治理的基本目标通常是用最小的经济代价换取最大的生态环境效益，因此流域综合治理是典型的多目标优化问题。本文的 BMP 情景优化中，生态环境目标为土壤侵蚀削减率的最大化，而经济目标则是经济净投入的最小化，如式 5.27：

$$\text{optimal solutions} = \min(-f(X), g(X)) \quad \dots (5.27)$$

式中， $f(X)$  为实施 BMP 情景后的土壤侵蚀削减率（%），如式 5.28； $g(X)$  为实施 BMP 情景所需的经济净投入（万元）。

$$f(X) = \frac{V(0) - V(X)}{V(0)} \times 100\% \quad \dots (5.28)$$

式中， $V(0)$  为基准情景下的模拟值（如全流域产沙量之和，kg）， $V(X)$  为 BMP 情景下的模拟值。

本文采用一个简单的 BMP 情景经济模型根据 BMP 知识（表5.4）计算 BMP 情景的经济净投入，如式5.29：

$$g(X) = \sum_{i=1}^n A(x_i) \times \{[C(x_i) + yr \times (M(x_i) - B(x_i))]\} \quad \dots (5.29)$$

式中， $yr$  为 BMP 情景中 BMPs 的经济效益达到稳定所需时间（年）（本文中  $yr$  为 8）， $C(x_i)$  为第  $i$  个配置单元所配置 BMP 的初始投资费用， $M(x_i)$  为 BMP 每年维护费用， $B(x_i)$  为年收益， $A(x_i)$  为对应的面积， $n$  为配置单元个数。

## 5.5 评价实验 1：不同类型的边界固定 BMP 空间配置单元对 BMP 情景优化的影响

### 5.5.1 评价实验设计

#### 5.5.1.1 基于 BMP 知识库的 BMP 空间配置策略设计

根据不同类型 BMP 空间配置单元的特点和研究区 BMP 知识库（第5.1.4节），本文设计使用 4 种 BMP 空间配置策略进行 BMP 情景优化。

- 1) 随机配置策略（简称 RAND 策略），即不利用任何 BMP 配置知识，在生成 BMP 情景时，直接从 4 种 BMPs 中随机选取一个并配置在指定空间配置单元上。因此，RAND 策略可以应用于任何一种类型的 BMP 空间配置单元。
- 2) 适宜配置策略（简称 SUIT 策略），即利用每种 BMP 适宜配置的土地利用类型/坡位类型知识，在生成 BMP 情景时，根据当前空间配置单元的土地利用类型或坡位类型，随机选取并配置一个适宜的 BMP。因此，SUIT 适用于任何一种具有土地利用属性或坡位属性的 BMP 空间配置单元类型。
- 3) 利用 BMPs 与空间配置单元间的上下游关系专家知识的上下游规则配置策略（简称 UPDOWN 策略；Wu 等, 2018）。在 SUIT 策略的基础上，Wu 等 (2018) 将 UPDOWN 策略表达为“IF-THEN”规则用于生成 BMP 情

景，即如果一个空间配置单元已经配置有 BMP，则其上游空间配置单元无需再配置 BMP，反之，其上游空间配置单元则根据 SUIT 策略配置 BMP。因此，UPDOWN 策略适用于空间单元间有显式定义的上下游关系的 BMP 空间配置单元类型，如 Wu 等 (2018) 划分的具有上下游关系的地块 (CONNFIELD) 和本文提出的坡位单元 (SLPPOS)。

- 4) 利用 BMPs 与坡面上不同地形部位间空间关系专家知识的坡面空间关系配置策略 (简称 HILLSLP 策略; Zhu 等, 2019; Qin 等, 2018)。在 SUIT 策略的基础上, 考虑 BMPs 与沿坡面自上而下不同坡位单元之间的空间约束, 即在同一坡面单元内, 下游空间单元配置 BMP 的综合环境效益等级应大于或等于其上游空间单元上配置 BMP 的等级。例如, 据表 5.5 中的 BMPs 知识, 如果某坡面单元内, 背坡单元已经配置了生态林草措施, 则其下游的沟谷单元可以配置生态林草措施或者不配置 BMP, 而其上游的山脊单元则有三个可选 BMPs, 即封禁、生态林草和不配置 BMP。

#### 5.5.1.2 BMP 空间配置策略在 NSGA-II 算法中的应用

如第 4.4 节所述, 在应用基于 BMP 知识库的空间配置策略 (即 SUIT 策略、UPDOWN 策略和 HILLSLP 策略) 进行 BMP 情景优化时, 不仅需要在 BMP 情景初始化时考虑这些配置策略 (Wu 等, 2018), 也应当在生成下一代情景时 (如 NSGA-II 的交叉、变异操作) 予以考虑 (Zhu 等, 2019; Qin 等, 2018), 以保证 BMP 情景优化中产生的所有情景均符合 BMP 空间配置策略。

SUIT 策略只针对单个配置单元进行适宜 BMP 的配置, 不涉及 BMPs 空间配置关系, 因此无需特别的适配设计; 本文提出的基于坡位单元的 HILLSLP 策略的 NSGA-II 算法适配已在第 4.4.3 节中阐述, 此处不再赘述。本文对应用 UPDOWN 策略时 NSGA-II 算法中交叉操作的适配设计如下, 随机选择一个配置单元 (交叉基因位置), 将父代情景中该配置单元及其所有上游单元进行交换生成子代情景, 检查子代情景是否满足 UPDOWN 策略, 如不满足, 则将交叉基因位置替换为该配置单元的下游单元, 并继续执行该检查, 直至达到满足条件的配置单元 (除整个流域的最下游单元外)。应用 UPDOWN 策略的变异操作的适配思路则与其他基于 BMP 知识库的策略相同 (见第 4.4.3 节)。

### 5.5.1.3 对比实验设计及情景优化结果评价方法

根据可用性将 4 种边界固定 BMP 空间配置单元（即 HRU、空间显式 HRUs [EXPLICITHRU]、具有上下游关系的地块 [CONNFIELD] 和坡位单元 [SLP-POS]）与 4 种 BMP 空间配置策略（即 RAND 策略、SUIT 策略、UPDOWN 策略和 HILLSLP 策略）进行组合（见第 5.5.1.1 节），可得到 11 个组合实验，即 HRU+RAND（HRU 作为 BMP 空间配置单元、应用 RAND 策略，以此类推）、HRU+SUIT、EXPLICITHRU+RAND、EXPLICITHRU+SUIT、CONNFIELD+RAND、CONNFIELD+SUIT、CONNFIELD+UPDOWN、SLPPOS+RAND、SLPPOS+SUIT、SLPPOS+UPDOWN 和 SLPPOS+HILLSLP。

所有组合 BMP 情景优化中 NSGA-II 算法参数设置均保持一致，即种群规模 480、选择比例 0.8、最大进化代数 100、交叉和变异概率分别为 0.8 和 0.1。

为了探讨不同 BMP 空间配置单元对 BMP 情景优化的影响，本文对比了不同 BMP 空间配置单元应用相同 BMP 配置策略的优化结果，以及不同 BMP 空间配置单元应用其相应最优配置策略的优化结果。本文认为针对某一类型 BMP 空间配置单元最优的 BMP 配置策略是能够尽可能多地利用 BMP 知识的配置策略，而不一定是从数学解的角度得到最多近似最优 Pareto 非支配解集的配置策略。因此，本文选择 SLPPOS+HILLSLP、CONNFIELD+UPDOWN、EXPLICITHRU+SUIT 和 HRU+SUIT 作为每种类型 BMP 空间配置单元应用其对应最优 BMP 配置策略的组合进行对比（见第 5.5.1.1 节）。

评价实验将从成本-效益、优化效率和实际可实施性的角度讨论不同 BMP 空间配置单元应用不同空间配置策略的情景优化结果。将近似最优 Pareto 解集绘制为散点图可以简单直观地展示优化解集的成本-效益分布（即解集的收敛性和多样性）。当比较不同组合的优化结果时，具有非支配解的数量越多则说明该组合优化解集的成本-效益越好（Deb 等, 2002），同时也意味着能够提供更多 BMP 情景为流域综合治理提供决策支持。

Hypervolume 指数除了可以对近似 Pareto 最优解集质量进行定量化评价（Zitzler 等, 2003）外，该指数随进化代数的变化也可用于定性评价优化效率（Zhu 等, 2019）。对于理想的 NSGA-II 算法优化过程，Hypervolume 指数在优化初期会快速增长，然后增长变缓，最终保持稳定。因此，Hypervolume 指数越快达到稳定，则可表示优化效率越高。为了方便对比，本文采用一个简单的标准来判断

Hypervolume 指数是否达到稳定,即如果连续三个进化代数的 Hypervolume 指数相对于前一代的增长率低于 0.1%,并且在以后的进化代数中不再出现连续三次增长率大于 0.1%。本文所有组合的 BMP 情景优化实验中计算 Hypervolume 指数的参考点均设为 (300, 0),即经济净投入为 300 万元且土壤侵蚀削减率为 0。

近似最优 Pareto 解集和 Hypervolume 指数都是从数学解的角度对 BMP 情景优化结果进行的评价,而 BMP 情景的空间分布则可以从实际可实施性的角度对优化解集进行定性评价,因此对流域综合治理决策更有意义 (Qin 等, 2018)。本节通过目视判读并结合研究区流域综合治理实际经验,对不同 BMP 空间配置单元应用其对应最优 BMP 配置策略得到的优化解集的实际可实施性进行了定性评价。

### 5.5.2 应用随机配置策略时 4 种 BMP 空间配置单元的比较

图5.12为 4 种类型 BMP 空间配置单元分别应用随机配置策略的 BMP 情景优化 (即 SLPPOS+RAND、CONNFIELD+RAND、EXPLICITHRU+RAND 和 HRU+RAND 组合) 在进化代数为 100 时得到的近似最优 Pareto 解集 (图5.12a) 以及 Hypervolume 指数随进化代数的变化 (图5.12b)。所有组合的 BMP 情景优化在几乎相同的解空间内 (即土壤侵蚀削减率约 0.10 ~ 0.50、经济净投入约 3 ~ 150 万元), 均得到了有效但略有差异的 Pareto 解集 (图5.12a)。SLPPOS+RAND 和 EXPLICITHRU+RAND 的 Pareto 解集几乎完全重合, HRU+RAND 的 Pareto 解集在几乎整个解空间内均为非支配解, 而 CONNFIELD+RAND 的 Pareto 解集则被其他三个组合的解集支配。因此, 从 Pareto 最优前沿的分布角度, 随机配置策略下 HRUs 作为 BMP 空间配置单元具有最优的解集收敛性和多样性 (图5.12a)。

如图5.12b所示, 四种组合的 Hypervolume 指数值及其随进化代数的变化趋势基本一致, 均在大约 20 代之前增长迅速 (即每代的增长速率超过 1%), 随后增速减缓直至达到稳定。根据文本研究判断 Hypervolume 指数是否达到稳定的标准, SLPPOS+RAND、CONNFIELD+RAND、EXPLICITHRU+RAND 和 HRU+RAND 分别在第 46 代、41 代、56 代和 68 代后达到稳定, 从这个角度来看, 具有上下游关系的地块 (即 CONNFIELD+RAND 组合) 具有最佳优化效率。

由于采用的 BMP 配置策略相同, 因此不同的 BMP 空间配置单元特点是造成 BMP 情景优化结果差异的主要原因。与其他三种 BMP 空间配置单元相比, HRUs 单元具有最多的数量和最精细的空间划分, 因此, HRU+RAND 组合优化

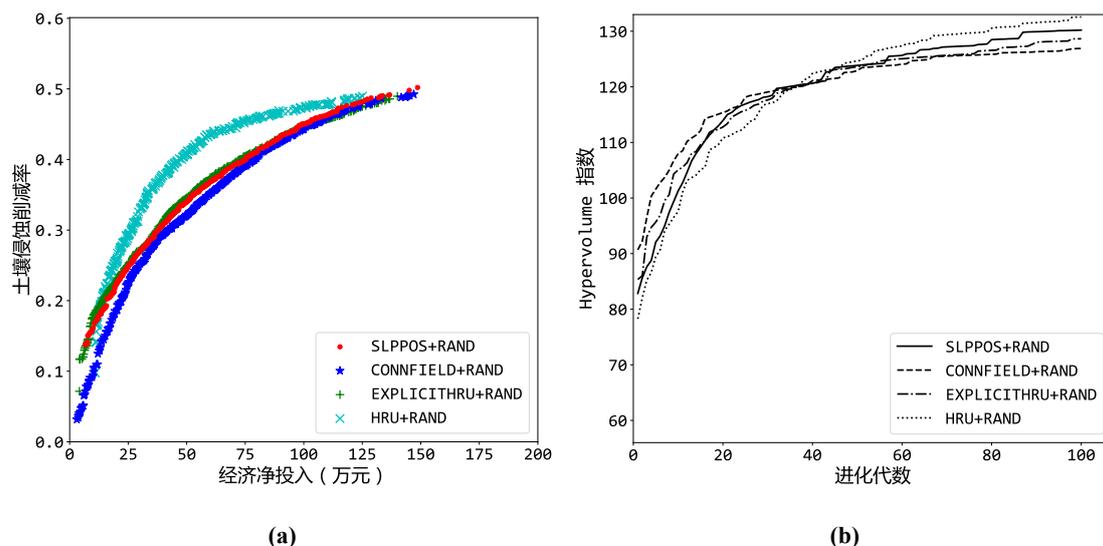


图 5.12 4 种 BMP 空间配置单元应用随机配置策略 (RAND) 的比较: (a) 进化代数为 100 时的近似最优 Pareto 解集; (b) Hypervolume 指数随进化代数的变化

Figure 5.12 Comparisons among four types of BMP configuration units applied with the random configuration (RAND) strategy: (a) near-optimal Pareto solutions of the 100th generation, and (b) the hypervolume index with generations.

得到的 BMP 情景可能仅有少量位于关键侵蚀源区的 HRUs 单元配置 BMPs, 这些情景通常会在较低的经济净投入下产生相对较高的土壤侵蚀削减率, 即较优的综合成本-效益 (图5.12a)。

在流域尺度上划分的具有上下游关系的地块通常面积较大, 而且可能占据子流域上游的大部分面积, 这些位置可能包含流域关键侵蚀源区, 因此, CONNFIELD+RAND 组合优化得到的 BMP 情景在低净投入时的侵蚀削减率低于其他组合, 而在较高净投入时可获得相对稳定的高侵蚀削减率 (图5.12a)。

由于游屋圳流域的土地利用图和土壤图与流域地形分布特征有较相似的空间格局 (见第5.1节), 而空间显式 HRUs 是由土地利用图和土壤图叠加生成, 因此, 空间显式 HRUs 能够一定程度上体现流域地形特征的空间分布 (图5.9b)。而坡位单元则是完全基于地形特征划分的, 这两种类型 BMP 空间配置单元间的相似性可能是导致 EXPLICITHRU+RAND 和 SLPPOS+RAND 两种组合得到相似 Pareto 解集的原因。由于采用了完全一致的优化算法参数设置 (即交叉和变异操作), 所有组合下的 Hypervolume 指数随进化代数的变化趋势非常一致 (图5.12b)。此外, 根据 4 种组合 Hypervolume 指数达到稳定时进化代数的不同, 也可推断在随机配置策略下 BMP 情景优化效率与 BMP 空间配置单元的数量呈

负相关关系。

### 5.5.3 应用适宜配置策略时 4 种 BMP 空间配置单元的比较

图5.13对比了 4 种不同类型 BMP 空间配置单元应用适宜配置策略 (SUIT) 的情景优化结果。如图5.13a所示, EXPLICITHRU+SUIT 和 HRU+SUIT 两个组合的空间优化解集位于较高经济净投入的搜索解空间, 而 SLPPOS+SUIT 和 CONNFIELD+SUIT 则主要分布在较低经济净投入的搜索解空间。HRU+SUIT 和 SLPPOS+SUIT 分别在大于和小于 110 万元的解空间内具有最多的非支配解集。EXPLICITHRU+SUIT 和 HRU+SUIT 的优化解集的土壤侵蚀削减率在经济净投入大于 160 万元后稳定于 0.52 左右(图5.13a)。SLPPOS+SUIT 的 Hypervolume 指数值在优化初期(约前 35 代)与 CONNFIELD+SUIT 非常接近, 在随后的优化过程中则达到最高(图5.13b)。由图5.13a可知, EXPLICITHRU+SUIT 和 HRU+SUIT 优化解集的多样性劣于其他两种组合, 其相对较低的 Hypervolume 指数也可印证这一现象(图5.13b)。SLPPOS+SUIT、CONNFIELD+SUIT、EXPLICITHRU+SUIT 和 HRU+SUIT 的 Hypervolume 指数分别在第 46 代、36 代、45 代和 60 代后达到稳定, 其中 CONNFIELD+SUIT 具有最高的优化效率。

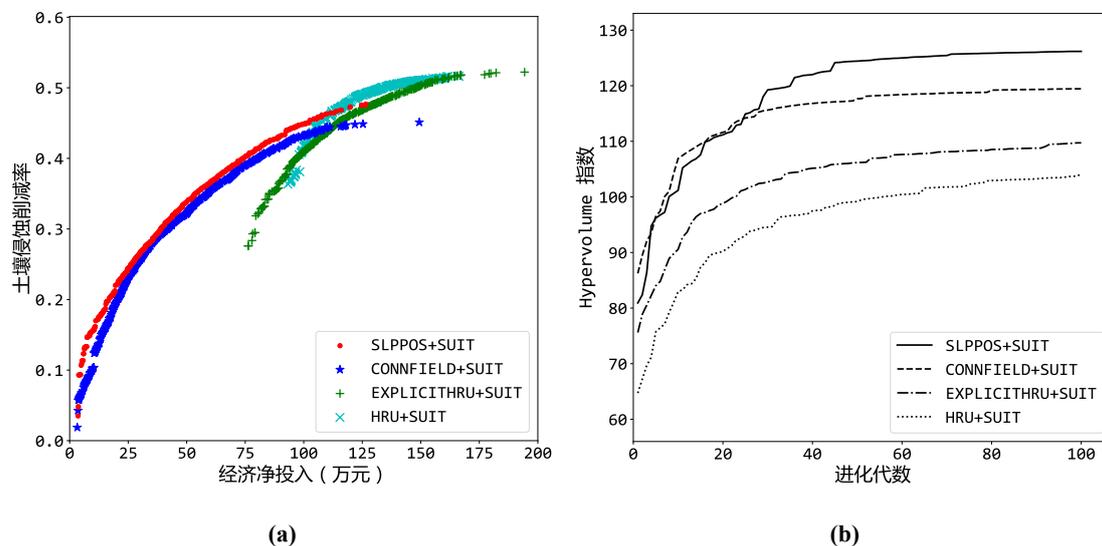


图 5.13 4 种 BMP 空间配置单元应用适宜配置策略 (SUIT) 的比较: (a) 进化代数为 100 时的近似最优 Pareto 解集; (b) Hypervolume 指数随进化代数的变化

Figure 5.13 Comparisons among four types of BMP configuration units applied with the suitable landuse types/slope positions of individual BMPs (SUIT) strategy: (a) near-optimal Pareto solutions of the 100th generation, and (b) the hypervolume index with generations.

与具有上下游关系的地块和坡位单元相比, HRUs 和空间显式 HRUs 的每个单元均具有单一的土地利用类型, 因此不会出现因为 BMP 空间配置单元内存在多种土地利用类型而造成无效 BMP 配置的情况(见第5.2.1节)。所以, 在优化算法相同的参数设定下, EXPLICITHRU+SUIT 和 HRU+SUIT 在配置 BMP 的空间配置单元内具有更多有效的配置位置, 由此可能导致优化解集集中在较高经济净投入的解空间内。

与其他三种组合相比, SLPPOS+SUIT 具有最优的 Pareto 解集、最高的 Hypervolume 指数和较优的优化效率, 因此在最适配置策略下具有最优的综合性能。这可能是因为坡位单元作为 BMP 空间配置单元时应用的最适配置策略不仅包含 BMPs 最适配置土地利用类型的知识, 还包括最适配置坡位类型的知识。

#### 5.5.4 BMP 空间配置单元应用上下游规则配置策略的比较

只有坡位单元和具有上下游关系的地块可应用上下游规则配置策略, 图5.14为坡位单元和具有上下游关系的地块作为 BMP 空间配置单元应用上下游规则配置策略(UPDOWN)进行 BMP 情景优化的结果对比。CONNFIELD+UPDOWN 和 SLPPOS+UPDOWN 分别在经济净投入高于和低于 25 万元时具有最多的非支配解集(图5.14a)。SLPPOS+UPDOWN 优化解集的多样性较差, 因此 Hypervolume 指数显著低于 CONNFIELD+UPDOWN。CONNFIELD+UPDOWN 的 Hypervolume 指数随进化代数的变化趋势更平缓, 且比 SLPPOS+UPDOWN 更快达到稳定(39 代比 55 代)(图5.14b)。而 SLPPOS+UPDOWN 的 Hypervolume 指数在进化代数超过 70 后具有略优的稳定性(图5.14b), 也即具有略优的 Pareto 解集收敛性(图5.14a)。

尽管采取了相同的配置策略, 但是由于坡位单元的上下游关系建立在坡面尺度而非子流域尺度, 因此, 根据上下游规则配置策略(见第5.5.1.1节), 优化算法在产生子代 BMP 情景时的交叉操作所允许两个父代个体交换的最多基因数等于每个坡面单元内坡位单元数(本文研究中为 3), 这便导致了 SLPPOS+UPDOWN 具有相对较好的 Pareto 解集收敛性但是多样性较差(图5.14a)。SLPPOS+UPDOWN 在低净投入时具有较优的非支配解集, 表明在经济预算相对紧张的情况下, 采用坡位单元能获得更好的综合成本-效益; 而在较高净投入时的综合成本-效益则劣于 CONNFIELD+UPDOWN, 这也可说明最初针对上下游关系地块设计的上下游规则配置策略对坡位单元并非最佳的配置策略。

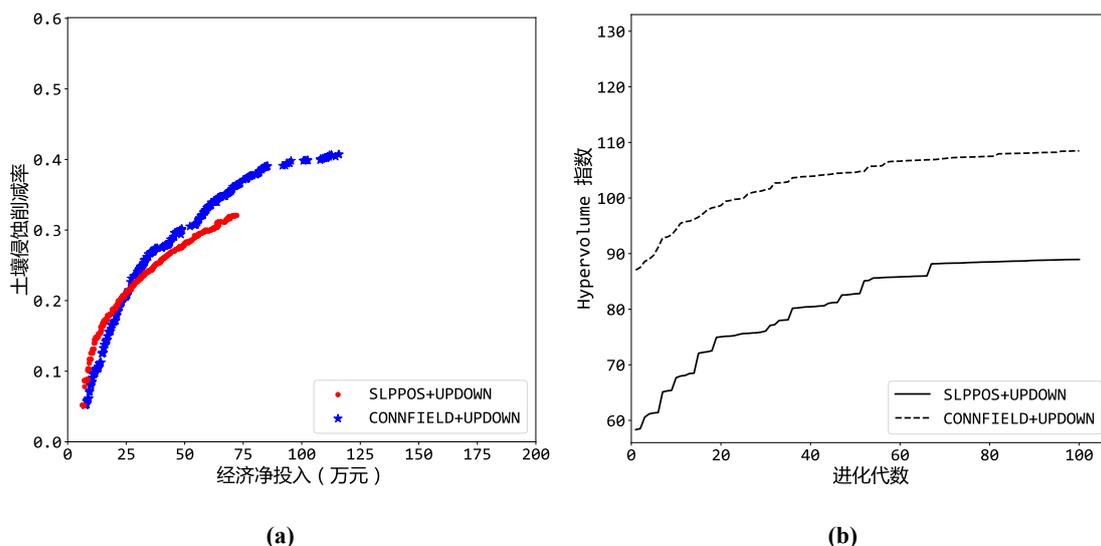


图 5.14 2 种 BMP 空间配置单元应用上下游规则配置策略 (UPDOWN) 的比较: (a) 进化代数为 100 时的近似最优 Pareto 解集; (b) Hypervolume 指数随进化代数的变化

Figure 5.14 Comparisons between two types of BMP configuration units applied with the UPDOWN strategy: (a) near-optimal Pareto solutions of the 100th generation, and (b) the hypervolume index with generations.

#### 5.5.5 4 种 BMP 空间配置单元应用其相应最佳配置策略的比较

如图5.15a所示, HRU+SUIT 和 SLPPOS+HILLSLP 分别在净投入高于和低于 100 万元时具有最优的非支配解集。由图5.15b中 Hypervolume 指数随进化代数的变化可知, SLPPOS+HILLSLP 在进化代数为 37 代时达到稳定且具有最大的指数值, 因此具有最佳的优化效率。整体而言, SLPPOS+HILLSLP 具有最好的综合性能, 其次是 EXPLICITHRU+SUIT 和 CONNFIELD+UPDOWN。尽管 HRU+SUIT 在高净投入时具有较多的非支配解集, 但考虑到其最差的多多样性、最低的 Hypervolume 指数以及最差的优化效率 (即在进化代数为 60 代之后达到稳定), 依然是四种组合中综合表现最差的。

为了对比不同类型 BMP 空间配置单元得到的情景优化结果的实际可实施性, 在四种组合重叠的优化解空间内 (即土壤侵蚀削减率为 0.40 左右、经济净投入在 70 ~ 120 万元之间) 分别挑选一个 BMP 情景, 其空间分布图如图5.16所示。HRUs 的空间划分最为破碎, 因此从实际的流域管理角度出发, 基于 HRUs 的 BMP 情景的可实施性最差 (图5.16a)。EXPLICITHRU+SUIT 情景的空间格局 (图5.16b) 与 HRU+SUIT (图5.16a) 相似, 但是空间显式 HRUs 的空间单

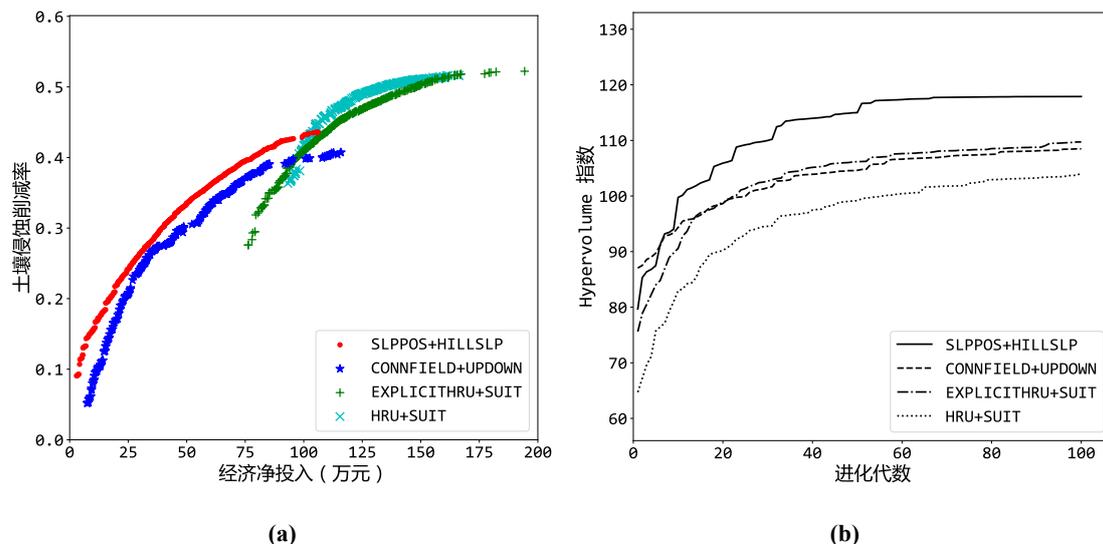


图 5.15 4 种 BMP 空间配置单元应用最优配置策略的比较：(a) 进化代数为 100 时的近似最优 Pareto 解集；(b) Hypervolume 指数随进化代数的变化

Figure 5.15 Comparisons among four types of BMP configuration units applied with the corresponding optimal configuration strategies: (a) near-optimal Pareto solutions of the 100th generation, and (b) the hypervolume index changed with generations.

元更集中，因此具有较优的可实施性。与其他组合相比，由于配置了造价最高的经济林果措施（图5.16c），CONNFIELD+UPDOWN 情景需要最高的经济净投入以达到同样的土壤侵蚀削减率。由于考虑了 BMPs 配置的上下游规则且具有较小的 BMP 实施面积，CONNFIELD+UPDOWN 情景的可实施性要优于 EXPLICITHRU+SUIT。适宜配置策略(SUIT)和上下游规则配置策略(UPDOWN)缺乏对坡面尺度上 BMPs 与地形部位空间关系的考虑，可能导致不符合实际管理措施经验的 BMPs 配置（图5.16a ~ 5.16c），如山脊位置处配置低效林改造措施（表5.2；表5.5），因此降低了 EXPLICITHRU+SUIT 和 CONNFIELD+UPDOWN 情景的可实施性。依靠考虑了当地流域管理经验中的 BMP 配置知识的坡面配置策略（HILLSLP），SLPPOS+HILLSLP 简洁且精确地将封禁措施和生态林草措施配置在坡面上（如山脊和背坡），如“封禁-生态林草”配置在“山脊-背坡”序列上。因此，SLPPOS+HILLSLP 情景具有最佳的可实施性且经济净投入最低（图5.16d），其次是 CONNFIELD+UPDOWN 情景（图5.16c）和 EXPLICITHRU+SUIT 情景（图5.16b）。

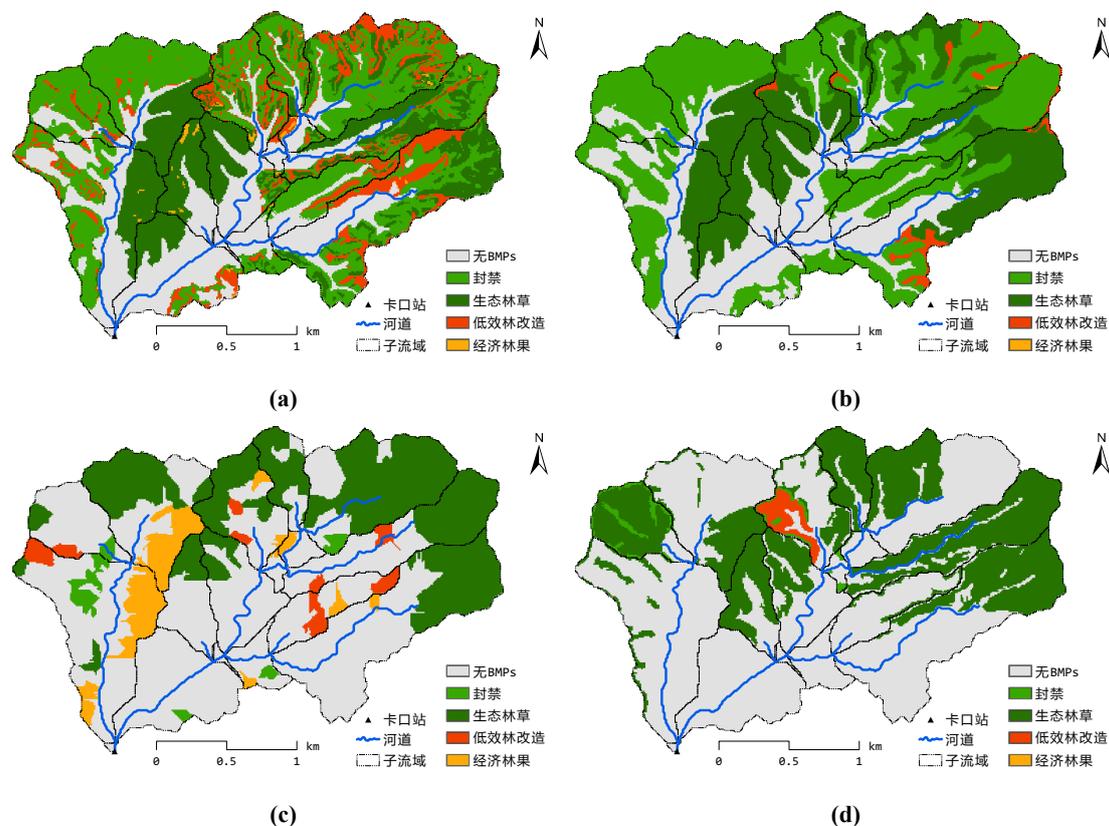


图 5.16 4 种 BMP 空间配置单元分别应用最佳配置策略在进化代数 100 时得到的最优 BMP 情景的空间分布对比：(a) HRU+SUIT 组合得到的土壤侵蚀削减率为 0.41、经济净投入为 98 万元的情景；(b) EXPLICIT+SUIT 组合得到的土壤侵蚀削减率为 0.40、经济净投入为 97 万元的情景；(c) CONNFIELD+UPDOWN 组合得到的土壤侵蚀削减率为 0.40、经济净投入为 108 万元的情景；(d) SLPPOS+HILLSLP 组合得到的土壤侵蚀削减率为 0.40、经济净投入为 78 万元的情景

Figure 5.16 Comparison of the spatial distribution of selected BMP scenarios of the 100<sup>th</sup> generation from four types of BMP configuration units applied with the corresponding optimal strategies: (a) one HRU+SUIT scenario with a soil erosion reduction rate of 0.41 and a net cost of CNY 0.98 million; (b) one EXPLICIT+SUIT scenario with a soil erosion reduction rate of 0.40 and a net cost of CNY 0.97 million; (c) one CONNFIELD+UPDOWN scenario with a soil erosion reduction rate of 0.40 and a net cost of CNY 1.08 million; and (d) one SLPPOS+HILLSLP scenario with a soil erosion reduction rate of 0.40 and a net cost of CNY 0.78 million.

### 5.5.6 小结与讨论

从数学解的角度, 不同类型 BMP 空间配置单元和多种 BMP 配置策略的所有可行组合均可得到有效的近似最优 Pareto 解集 (图5.12 ~ 图5.15)。不同类型的 BMP 空间配置单元特征各异, 如单元的数量、空间分布特征以及与坡面尺度上均质功能单元间的空间关系等。这些特征差异影响 BMP 情景的特点和空间优化的搜索解空间, 从而在应用相同 BMP 配置策略时得到具有不同成本-效益的近似最优 Pareto 解集和不同的优化效率 (第5.5.2 ~ 5.5.5节)。

基于不同 BMP 配置策略的情景优化在近似最优 Pareto 解集的成本-效益、优化效率和 BMP 情景的空间分布等方面具有显著差异。基于 BMPs 知识库的 BMP 配置策略 (如本文案例研究中的 SUIT、UPDOWN 和 HILLSLP 策略), 可以避免随机配置策略 (RAND) 生成的无效 BMP 配置的情形 (即 BMP 空间配置单元内没有适宜当前 BMP 的空间位置; 见第5.2.1节), 获得更好的解集收敛性和优化效率, 但同时也可能导致解集的多样性略差且 Hypervolume 指数整体较低 (如图5.13 ~ 图5.15与图5.12的对比)。当 BMP 配置策略所采用的知识从简单向复杂扩展时, 也可得到类似规律, 例如从 SUIT 策略到 UPDOWN 策略、再到 HILLSLP 策略。

除缩小搜索解空间、提高优化效率外, 在 BMP 配置策略中考虑 BMPs 空间配置关系的专家知识 (即 BMPs 空间位置与地形部位的关系以及 BMPs 之间的空间关系; 如 UPDOWN 和 HILLSLP 策略) 也可促进 BMP 情景优化得到更符合地学意义和实际管理经验的解集 (第5.5.5节)。这种专家知识通常根据特定的 BMP 空间配置单元的特点进行形式化表达并应用于 BMP 配置策略设计, 因此为某种类型 BMP 空间配置单元设计的 BMP 配置策略可能无法有效地应用于另一类型的 BMP 空间配置单元, 如 UPDOWN 策略应用于坡位单元的情况 (图5.14和图5.15)。

随机策略和基于简单 BMP 知识的策略 (如 SUIT 策略) 可能会比基于复杂 BMP 知识的策略 (如 UPDOWN 和 HILLSLP 策略) 在某个解空间内获得更有效的 Pareto 解集 (如较高经济净投入的解空间; 图5.15a), 然而后者可以有效地体现当地流域综合治理经验具有更好的可实施性, 因此对实际应用更有价值, 特别是本文提出将坡位单元作为 BMP 空间配置单元并在 BMP 配置时考虑坡面尺度上 BMP 空间配置关系的方法 (图5.16d)。

## 5.6 评价实验 2：采用固定边界的坡位单元与边界动态调整的坡位单元的对比

### 5.6.1 评价实验设计

为讨论固定边界的坡位单元与边界动态调整的坡位单元对 BMP 情景优化的影响，本节设计了应用第4章中提出的坡位单元边界动态调整方法的如下两种方式，以分别与第5.5.5节中固定边界的坡位单元应用 HILLSLP 策略（即 SLP-POS+HILLSLP 组合）的优化结果进行对比评价：

- 1) 以 SLPPOS+HILLSLP 组合优化得到的第 100 代 Pareto 解集作为初始情景，应用 HILLSLP 策略和边界动态调整策略（简称 DYN 策略；见第4.2节）进行进一步的 BMP 情景优化，以下称为 SLPPOS+HILLSLP+DYN 方式；
- 2) 直接应用 HILLSLP 策略和 DYN 策略进行 BMP 情景初始化，并进而进行情景优化，以下称为 DYNSLPPOS+HILLSLP 方式。

这两组实验中 NSGA-II 算法参数设置保持一致，即种群规模 480、选择比例 0.8、最大进化代数 50、交叉和变异概率分别为 0.8 和 0.1、两个边界调整的可选阈值均为 (-0.2、-0.15、-0.1、-0.05、0.05、0.1、0.15、0.2)。

### 5.6.2 评价实验结果与讨论

如图5.17a所示，进化代数为 50 时，两组采用边界动态调整的坡位单元（即 SLPPOS+HILLSLP+DYN 和 DYNSLPPOS+HILLSLP）的优化结果均在整个解空间内优于采用固定边界坡位单元的优化结果（第 100 代的 Pareto 解集分布与第 50 代基本重叠，结论一致；图5.15），且随着经济净投入的降低，这种优势更加明显。与 DYNSLPPOS+HILLSLP 相比，在 SLPPOS+HILLSLP 优化结果的基础上的 SLPPOS+HILLSLP+DYN 并没有表现出更优的非支配解集——在经济净投入较高时具有略优的解集多样性（图5.17a）。因此，从 Pareto 解集的分布角度，直接采用边界动态调整策略的 DYNSLPPOS+HILLSLP 具有最多的非支配解，即最优的解集收敛性和分布性。

在 SLPPOS+HILLSLP 优化结果的基础上的 SLPPOS+HILLSLP+DYN 可以认为是在 SLPPOS+HILLSLP 进化代数上的延续，为方便对比，将其 Hypervolume 指数随进化代数的变化绘制在 101 ~ 150 代的位置（图5.17b）。如图5.17b所示，在 SLPPOS+HILLSLP 已经达到稳定 Hypervolume 指数的基础上，SLPPOS+HILLSLP+DYN

在其进化代数为 13 时继续达到稳定；DYNSLPPOS+HILLSLP 在进化代数为 33 时达到稳定且具有最大的 Hypervolume 指数值，因此从 Hypervolume 指数数值大小和达到稳定的代数的角度，DYNSLPPOS+HILLSLP 具有最佳的优化效率。

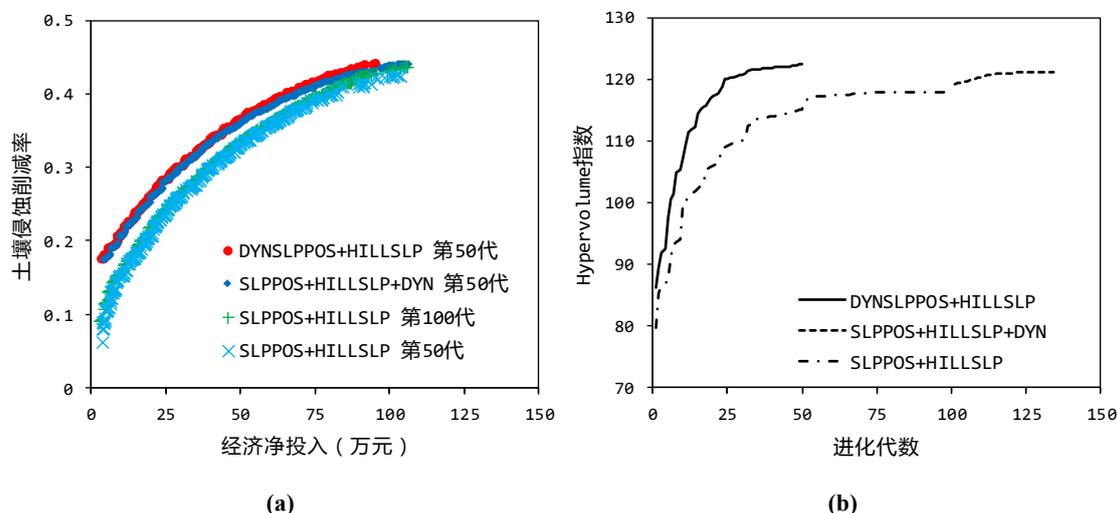


图 5.17 固定边界的坡位单元与边界动态调整的坡位单元应用 HILLSLP 配置策略的比较：(a) 近似最优 Pareto 解集；(b) Hypervolume 指数随进化代数的变化

Figure 5.17 Comparisons between slope position units with fixed boundary and adaptive boundary applied with HILLSLP strategy: (a) near-optimal Pareto solutions, and (b) the hypervolume index changed with generations.

为了方便与 SLPPOS+HILLSLP 的对比，同样在边界动态调整的坡位单元的优化解集中选取土壤侵蚀削减率为 0.40 左右的 BMP 情景，其空间分布图如图 5.18 所示。与边界固定的坡位单元（图 5.16d）相比，边界动态调整的坡位单元得到的 BMP 情景空间分布略微破碎（图 5.18）。SLPPOS+HILLSLP+DYN 得到的 BMP 情景中只有少量坡面单元（如图 5.18a 中 5 个）内部产生了有效的 BMP 配置及坡位调整方案，而 DYNSLPPOS+HILLSLP 则有超过半数的坡面单元（图 5.18b 中 19 个）产生了有效配置方案。由此可以说明，在 BMP 情景初始化时即考虑坡位单元边界的动态调整能够扩大有效解（即经济净投入较低且土壤侵蚀削减率较高的非支配 Pareto 解）的搜索范围，同时由于 NSGA-II 算法的精英集保留策略，使得 DYNSLPPOS+HILLSLP 具有更高的优化效率（图 5.17b）。

综上，通过 SLPPOS+HILLSLP+DYN 与 SLPPOS+HILLSLP 的对比可以说明本文提出的边界动态调整策略能够显著提高边界固定坡位单元的 BMP 情景优化解集质量；而通过 DYNSLPPOS+HILLSLP 与 SLPPOS+HILLSLP 的对比则可以

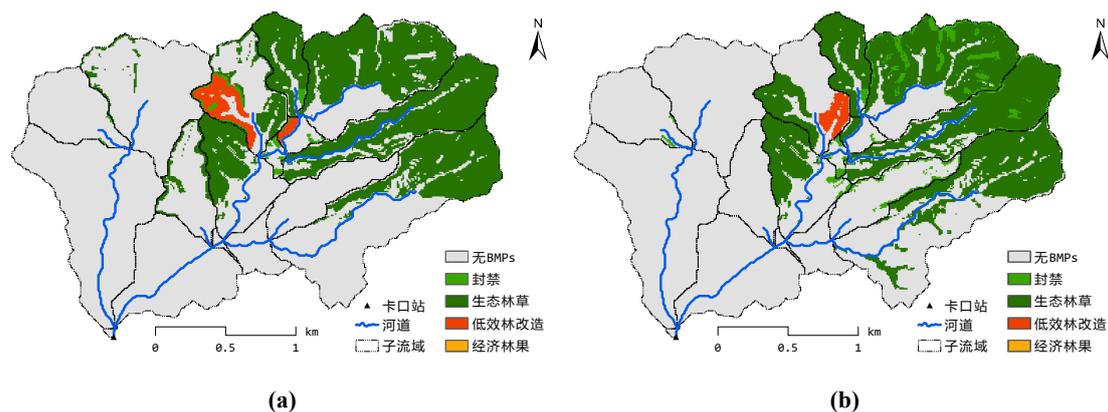


图 5.18 边界动态调整的坡位单元应用 HILLSLP 策略在进化代数 50 时得到的最优 BMP 情景的空间分布对比：(a) SLPPOS+HILLSLP+DYN 组合得到的土壤侵蚀削减率为 0.40、经济净投入为 69 万元的情景；(b) DYN-SLPPOS+HILLSLP 组合得到的土壤侵蚀削减率为 0.40、经济净投入为 64 万元的情景

Figure 5.18 The spatial distribution of selected BMP scenarios of the 50<sup>th</sup> generation from BMP scenario optimization with adaptive boundary of slope position units: (a) one SLPPOS+HILLSLP+DYN scenario with a soil erosion reduction rate of 0.40 and a net cost of CNY 0.69 million; (b) one DYN-SLPPOS+HILLSLP scenario with a soil erosion reduction rate of 0.40 and a net cost of CNY 0.65 million.

说明本文提出的基于边界自适应坡位单元的 BMP 情景优化能够显著扩大情景优化的搜索解空间，得到综合成本-效益更优的 BMP 情景集，且具有更高的优化效率。



## 第6章 结论与展望

### 6.1 主要结论

本文针对现有流域管理措施空间配置优化研究中采用的空间配置单元难以合理体现坡面上自然过程的上下游关系且边界固定的问题,提出将具有明确地学含义且具有空间渐变、边界模糊特征的坡位单元作为 BMP 空间配置单元的方法,并在模糊坡位信息提取及坡位单元边界动态调整策略的设计、体现 BMPs 空间配置关系的知识库的构建、流域过程建模和智能优化算法的适配等研究内容的支持下,实现为一整套基于边界自适应配置单元的流域 BMP 情景优化方法,通过应用案例研究进行了方法有效性的应用验证与评价。

本文通过以下 3 个方面研究内容实现了基于边界自适应配置单元的流域 BMP 空间配置优化方法。

#### (1) 模块化、并行化的流域建模框架

能够详细刻画流域各过程和下垫面因子的空间分布、精细模拟流域对 BMP 情景响应的全分布式流域过程模型是 BMP 情景分析及优化中所采用流域过程模型的趋势,尤其是具有灵活、易用、可定制模型结构和高性能计算支持的流域过程模型。本文在已有研究的基础上,设计实现了一个模块化、并行化的流域建模框架 SEIMS (Spatially Explicit Integrated Modeling System),其主要特点包括灵活的模块化结构和多层次并行计算中间件(即模型内部“子流域-基本模拟单元”双层并行计算和模型层次并行计算),以支持用户以近乎串行编程的方式快速实现并行流域过程模型的开发,利用多种并行计算平台进行高效率流域过程建模及应用(如 BMP 情景优化)。

#### (2) 基于领域知识和数据挖掘的模糊坡位信息自动提取方法

基于原型的模糊坡位定量化方法将研究区中各坡位的典型位置作为“原型”来定义对应坡位,并在属性域和空间域上进行模糊推理,相比其他模糊坡位定量化方法具有明显优势,但该方法实际应用中需要过人为干预且计算效率低。本文提出并实现了一种基于领域知识(如参与模糊坡位推理的地形属性对各类坡位推理函数形状的预判)和数据挖掘(如拟合典型坡位候选区地形属性的频率分布)的自动化方法,结合同步并行计算实现了整个流程的自动化,并通过与原方法手

动参数设置结果的对比说明了该自动化方法的有效性和高效性。

### (3) 基于坡位单元边界动态调整的 BMP 情景优化方法

以往研究通常直接采用“最大相似度”原则基于模糊坡位信息得到边界固定的坡位单元。然而，同一坡面内相邻两类坡位的交替处对这两类坡位的相似度值均较低，因此，将这些位置划分为任一类坡位均具有合理性。据此思路，本文采用“动态阈值法”设计了坡位单元边界动态调整策略，并应用于 BMP 情景优化中以实现配置单元的边界自适应优化。除此之外，基于坡位单元的 BMP 情景优化的另一优势是能够考虑 BMPs 与坡面上不同地形部位间的空间关系，从而有效利用流域综合治理模式中 BMP 空间配置的经验知识。本文选取 NSGA-II 算法作为 BMP 情景优化的多目标算法，并通过算法适配体现上述坡位单元边界动态调整策略和 BMP 空间配置策略，如在遗传算法编码中增加边界调整阈值、基于 BMP 空间配置的经验知识进行 BMP 情景初始化及生成新一代情景的操作。

基于上述方法的设计与实现，本文选择福建省长汀县河田镇的游屋圳流域为研究区，选取针对生态恢复和水土保持的 4 种管理措施（封禁、生态林草、低效林改造和经济林果），以最小化经济净投入、最大化土壤侵蚀削减率为目标进行了 BMP 情景优化研究。首先基于 SEIMS 构建了研究区流域过程模型，通过参数敏感性分析和自动率定工具对模型进行了率定和验证，并同时测试了 SEIMS 在模型内部和模型层次上的并行计算性能；然后，以 3 类坡位（山脊、背坡和沟谷）为例，提取了研究区模糊坡位信息；最后，设计了两组对比实验对本文提出的基于坡位单元边界自适应的 BMP 情景优化算法进行了方法有效性的应用验证与评价，这两组 BMP 情景优化的对比实验包括采用固定边界的坡位单元与其他常用 BMP 空间配置单元（即 HRUs、空间显式 HRUs、具有上下游关系的地块）的对比，以及采用固定边界的坡位单元与边界动态调整的坡位单元的对比。得到的主要结论如下：

(1) 本文提出的以坡位单元作为 BMP 空间配置单元并应用考虑 BMP 空间配置关系知识的 BMP 配置策略的情景优化能够有效地缩小搜索解空间、提高优化效率，其能够得到更符合地学意义和实际管理经验的 BMP 情景集，比其他 3 种空间单元具有更优的综合优化性能。

(2) 本文提出基于坡位单元边界动态调整的 BMP 情景优化方法能够显著扩大采用固定边界坡位单元的情景优化的搜索解空间，得到综合成本-效益更优的

BMP 情景集，且具有更高的优化效率。

本文提出的“基于坡位单元边界动态调整的 BMP 情景优化方法”也可应用于其他分布式流域过程模型（如 SWAT+, Bieger 等, 2017）和智能优化算法（如 AMALGAM; Vrugt 和 Robinson, 2007）构成的 BMP 情景优化框架。

## 6.2 创新点

本文的主要创新点如下。

(1) 针对现有流域 BMP 空间配置优化研究中空间配置单元难以合理体现坡面上自然过程的上下游关系且边界固定的问题，提出了将具有明确地学含义且具有空间渐变、边界模糊特征的坡位单元作为 BMP 空间配置单元的方法，通过应用案例证明了该方法不仅能够有效利用流域综合治理模式中 BMP 空间配置关系的经验知识，从而合理、高效地进行 BMP 情景优化，而且能够通过空间配置单元边界自适应优化策略进一步提高优化解集的质量和优化效率。

(2) 针对基于流域过程模拟的情景分析及优化研究框架中，对不同研究区和不同 BMPs 类型的多样化建模需求，以及对情景优化计算效率的需求，设计实现了一个具有灵活模块化结构和多层次并行计算中间件的流域建模框架 SEIMS，并通过本文的案例应用，表明了 SEIMS 能够灵活、高效地支持流域过程建模及应用。

## 6.3 展望

基于流域过程模拟的 BMP 情景分析及优化是涉及多学科交叉的系统性研究框架，受时间和现有数据资料的限制，本文只针对其中 BMP 空间配置单元及相应的 BMP 配置策略对情景优化结果的影响展开研究，尚有许多不足之处，未来还需要在以下几个方面进行深入研究。

### (1) 坡位单元边界动态调整方法的改进

本文提出的坡位单元边界动态调整策略是通过分析单个位置对每类坡位的相似度实现的，因此边界调整后的坡位单元可能存在破碎甚至镶嵌的现象。如何改进边界动态调整算法使得坡位单元更加完整且连续，对流域管理措施情景分析的实际应用具有重要意义。

### (2) 结合长时段和次降水流域过程模拟的 BMP 情景优化

本文研究中选用的 4 种 BMPs 均属于实施后若干年才可具有较稳定的环境效益，因此适合采用长时段流域过程模型对其环境效益进行评价。未来研究中，应考虑更多不同类型的 BMPs，同时结合长时段和次降水流域过程模型对 BMP 情景的长期和次暴雨时间的环境效益进行综合评价，从而为流域实际管理提供更优的决策支持。同时，SEIMS 作为具有灵活模块化结构的流域建模框架，需要不断丰富长时段和次降水流域过程模拟算法，以及多种不同类型 BMPs 的模拟方法（如耦合针对单个类型 BMP 的物理模型），以支撑多样化的建模和 BMP 情景优化的需求。

### **(3) 整合多种提高 BMP 情景优化计算效率的方法**

本研究中通过利用 SEIMS 在模型内部和模型层次的并行计算中间件以及在 BMP 情景设计中加入专家知识的限制缩小优化算法搜索解空间的方式提高了 BMP 情景优化的计算效率。在未来研究中还可以整合更多可以提高 BMP 情景优化计算效率的方法，如多种优化算法相结合（Cibin 和 Chaubey, 2015）、将遗传算法参数视为待优化变量（Chen 等, 2015）等对优化算法本身的效率改进。

## 参考文献

- 毕华兴, 刘立斌, 刘斌, 2010. 黄土高原沟壑区水土流失综合治理范式[J]. 中国水土保持科学, 8(4):27-33.
- 蔡强国, 朱阿兴, 毕华兴, 等, 2012. 中国主要水蚀区水土流失综合调控与治理范式[M]. 北京: 中国水利水电出版社.
- 陈志彪, 陈志强, 岳辉, 2013. 花岗岩红壤侵蚀区水土保持综合研究: 以福建省长汀朱溪小流域为例[M]. 北京: 科学出版社.
- 傅伯杰, 赵文武, 陈利顶, 2006. 地理—生态过程研究的进展与展望[J]. 地理学报, 61(11):1123-1131.
- 福建省水土保持监测站, 福建农林大学, 福建师范大学, 等, 2010. 长汀县水土流失监测报告[R]. 福州.
- 高会然, 2017. 坡位功能特征指导下的 BMPs 空间配置方法[D]. 北京: 中国科学院大学.
- 高会然, 秦承志, 朱良君, 等, 2018. 以坡位为空间配置单元的流域管理措施情景优化方法[J]. 地球信息科学学报, 20(6):781-790.
- 刘军志, 2013. 分布式水文模型的子流域-基本单元双层并行计算方法[D]. 北京: 中国科学院大学.
- 刘军志, 朱阿兴, 秦承志, 等, 2015. 论地理规律对流域过程模拟并行计算的指导作用[J]. 地球信息科学学报, 17(5):506-514.
- 刘永波, 吴辉, 刘军志, 2012. 加拿大最佳管理措施流域评价项目评述[J]. 生态与农村环境学报, 28(4):337-342.
- 秦承志, 朱阿兴, 施迅, 等, 2007. 坡位渐变信息的模糊推理[J]. 地理研究, 26(6):1165-1174.
- 芮孝芳, 黄国如, 2004. 分布式水文模型现状与未来[J]. 水利水电科技进展, 24(2):55-58.
- 芮孝芳, 2017. 论流域水文模型[J]. 水利水电科技进展, 37(4):1-7+58.
- 上官周平, 2006. 黄土高原地区水土保持与生态建设的若干思考[J]. 中国水土保持科学, 4(1):1-4.
- 王礼先, 李中魁, 1993. 试论小流域治理的系统观[J]. 水土保持通报, 13(3):47-52.
- 王少丽, 王兴奎, 许迪, 2007. 农业非点源污染预测模型研究进展[J]. 农业工程学报, 23(5):265-271.
- 王学强, 2008. 红壤地区水土流失治理模式效益评价及其治理范式的建立[D]. 武汉: 华中农业大学.
- 王彦文, 秦承志, 2017. 地貌形态类型的自动分类方法综述[J]. 地理与地理信息科学, 33(4):16-21.
- 吴辉, 2014. 流域最佳管理措施空间配置优化研究[D]. 北京: 中国科学院大学.

- 吴辉, 刘永波, 秦承志, 等, 2016. 流域最佳管理措施情景优化算法的并行化[J]. 武汉大学学报·信息科学版, 41(2):202-207.
- 吴辉, 刘永波, 朱阿兴, 等, 2013. 流域最佳管理措施空间配置优化研究进展[J]. 地理科学进展, 32(4):570-579.
- 肖晓伟, 肖迪, 林锦国, 等, 2011. 多目标优化问题的研究概述[J]. 计算机应用研究, 28(3):805-809.
- 谢军, 秦承志, 肖桂荣, 等, 2015. 模糊聚类方法在南方红壤小流域土壤属性制图中的应用——以长汀朱溪河小流域为例[J]. 中国水土保持科学, 13(5):132-139.
- 张富, 余新晓, 景亚安, 等, 2007. 黄土高原水土保持防治措施对位配置研究[M]. 郑州: 黄河水利出版社.
- 赵诚信, 常茂德, 1994. 黄土高原不同类型区水土保持综合治理模式研究[J]. 水土保持学报, 8(4):25-30.
- 周慧平, 高超, 朱晓东, 2005. 关键源区识别: 农业非点源污染控制方法[J]. 生态学报, 25(12):3368-3374.
- 朱阿兴, 陈腊娇, 秦承志, 等, 2012. 水土流失治理新范式: 基于流域过程模拟和情景分析的方法[J]. 应用生态学报, 23(7):1883-1890.
- 朱阿兴, 朱良君, 史亚星, 等, 2019. 流域系统综合模拟与情景分析——自然地理综合研究的新范式[J]. 地理科学进展, 38(8):1111-1122.
- Abbaspour K C, Rouholahnejad E, Vaghefi S, et al., 2015. A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model[J]. *Journal of Hydrology*, 524:733-752.
- Allen R G, Jensen M E, Wright J L, et al., 1989. Operational estimates of reference evapotranspiration[J]. *Agronomy Journal*, 81(4):650-662.
- Arabi M, Govindaraju R S, Hantush M M, 2006a. Cost-effective allocation of watershed management practices using a genetic algorithm[J]. *Water Resources Research*, 42(10):W10429.
- Arabi M, Govindaraju R S, Hantush M M, et al., 2006b. Role of watershed subdivision on modeling the effectiveness of best management practices with SWAT[J]. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, 42(2):513-528.
- Arnold J G, Allen P M, Volk M, et al., 2010. Assessment of different representations of spatial variability on SWAT model performance[J]. *Transactions of the ASABE*, 53(5):1433-1443.
- Arnold J G, Kiniry J R, Srinivasan R, et al., 2012. Soil and water assessment tool 2012 Input/Output documentation[R]. Texas Water Resources Institute.
- Arnold J G, Srinivasan R, Muttiah R S, et al., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development[J]. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, 34(1):73-89.

- Aston A R, 1979. Rainfall interception by eight small trees[J]. *Journal of Hydrology*, 42(3):383-396.
- Band L E, 1999. Spatial hydrography and landforms[M]//Longley P, Goodchild M, Maguire D, et al. GIS: Management issues and applications. John Wiley & Sons: 527-542.
- Band L E, Tague C L, Brun S E, et al., 2000. Modelling watersheds as spatial object hierarchies: Structure and dynamics[J]. *Transactions in GIS*, 4(3):181-196.
- Bekele E G, Nicklow J W, 2005. Multiobjective management of ecosystem services by integrative watershed modeling and evolutionary algorithms[J]. *Water Resources Research*, 41(10):W10406.
- Berry J K, Delgado J A, Pierce F J, et al., 2005. Applying spatial analysis for precision conservation across the landscape[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 60(6):363-370.
- Berry J K, Delgado J A, Khosla R, et al., 2003. Precision conservation for environmental sustainability[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 58(6):332-339.
- Bieger K, Arnold J G, Rathjens H, et al., 2017. Introduction to SWAT+, a completely restructured version of the soil and water assessment tool[J]. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, 53(1):115-130.
- Bingner R L, Theurer F D, 2001. AnnAGNPS: Estimating sediment yield by particle size for sheet and rill erosion[C]//Proceedings of the 7th Interagency Sedimentation Conference.
- Bracmort K S, Arabi M, Frankenberger J R, et al., 2006. Modeling long-term water quality impact of structural BMPs[J]. *Transactions of the ASAE*, 49(2):367-374.
- Buahin C A, Horsburgh J S, 2018. Advancing the open modeling interface (OpenMI) for integrated water resources modeling[J]. *Environmental Modelling & Software*, 108:133-153.
- Burrough P A, van Gaans P F, MacMillan R A, 2000. High-resolution landform classification using fuzzy k-means[J]. *Fuzzy Sets and Systems*, 113(1):37-52.
- Campolongo F, Cariboni J, Saltelli A, 2007. An effective screening design for sensitivity analysis of large models[J]. *Environmental Modelling & Software*, 22(10):1509-1518.
- Chang C L, Chiueh P T, Lo S L, 2007. Effect of spatial variability of storm on the optimal placement of best management practices (BMPs)[J]. *Environmental Monitoring and Assessment*, 135(1-3): 383-389.
- Chapman B, Jost G, Van Der Pas R, 2007. Scientific and Engineering Computation: Using OpenMP: Portable shared memory parallel programming[M]. Cambridge, Massachusetts, London, England: The MIT press.
- Chen L J, Zhu A X, Qin C Z, et al., 2012. Effectiveness assessment of soil erosion critical source areas for soil and water conservation[J]. *Journal of Resources and Ecology*, 3(2):138-143.
- Chen L, Wei G, Shen Z, 2015. An auto-adaptive optimization approach for targeting nonpoint source pollution control practices[J]. *Scientific Reports*, 5:15393.

- Chen S, Zha X, 2016. Evaluation of soil erosion vulnerability in the Zhuxi watershed, Fujian Province, China[J]. *Natural Hazards*, 82(3):1589-1607.
- Chen Z Q, Chen Z B, Bai L, et al., 2017. A catastrophe model to assess soil restoration under ecological restoration in the red soil hilly region of China[J]. *Pedosphere*, 27(4):778-787.
- Chiang L C, Chaubey I, Maringanti C, et al., 2014. Comparing the selection and placement of best management practices in improving water quality using a multiobjective optimization and targeting method[J]. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11(3): 2992-3014.
- Chichakly K J, Bowden W B, Eppstein M J, 2013. Minimization of cost, sediment load, and sensitivity to climate change in a watershed management application[J]. *Environmental Modelling & Software*, 50:158-168.
- Cibin R, Chaubey I, 2015. A computationally efficient approach for watershed scale spatial optimization[J]. *Environmental Modelling & Software*, 66:1-11.
- Cukier R I, Levine H B, Shuler K E, 1978. Nonlinear sensitivity analysis of multiparameter model systems[J]. *Journal of Computational Physics*, 26(1):1-42.
- Cunge J A, 1969. On the subject of a flood propagation computation method (Muskingum method) [J]. *Journal of Hydraulic Research*, 7(2):205-230.
- David O, Ascough II J C, Lloyd W, et al., 2013. A software engineering perspective on environmental modeling framework design: The object modeling system[J]. *Environmental Modelling & Software*, 39:201-213.
- De Roo A P J, Wesseling C G, Ritsema C J, 1996. LISEM: A single-event physically based hydrological and soil erosion model for drainage basins. I: Theory, input and output[J]. *Hydrological Processes*, 10(8):1107-1117.
- Deb K, Pratap A, Agarwal S, et al., 2002. A fast and elitist multiobjective genetic algorithm: NSGA-II[J]. *IEEE Transactions on Evolutionary Computation*, 6(2):182-197.
- Dickinson W T, Rudra R P, Wall G J, 1990. Targeting remedial measures to control nonpoint source pollution[J]. *Water Resources Bulletin*, 26(3):499-507.
- Dile Y T, Daggupati P, George C, et al., 2016. Introducing a new open source GIS user interface for the SWAT model[J]. *Environmental Modelling & Software*, 85:129-138.
- Drăguț L, Blaschke T, 2006. Automated classification of landform elements using object-based image analysis[J]. *Geomorphology*, 81:330-344.
- Duinker P N, Greig L A, 2007. Scenario analysis in environmental impact assessment: Improving explorations of the future[J]. *Environmental Impact Assessment Review*, 27(3):206-219.
- Durancik L F, Bucks D, Dobrowolski J P, et al., 2008. The first five years of the conservation effects assessment project[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 63(6):185A-197A.

- Engel B, Storm D, White M, et al., 2007. A hydrologic/water quality model application[J]. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, 43(5):1223-1236.
- Formetta G, Antonello A, Franceschi S, et al., 2014. Hydrological modelling with components: A GIS-based open-source framework[J]. *Environmental Modelling & Software*, 55:190-200.
- Foster I, 1995. Designing and building parallel programs: Concepts and tools for parallel software engineering[M]. Boston, MA, USA: Addison-Wesley Longman Publishing Co., Inc.
- Gaddis E J B, Voinov A, Seppelt R, et al., 2014. Spatial optimization of best management practices to attain water quality targets[J]. *Water Resources Management*, 28(6):1485-1499.
- Geng R, Zhang G, Ma Q, et al., 2017. Effects of landscape positions on soil resistance to rill erosion in a small catchment on the Loess Plateau[J]. *Biosystems Engineering*, 160:95-108.
- Geng R, Wang X, Sharpley A, 2015. Developing and testing a best management practices tool for estimating effectiveness of nonpoint source pollution control[J]. *Environmental Earth Sciences*, 74(4):3645-3659.
- Gitau M W, Veith T L, Gburek W J, 2004. Farm-level optimization of BMP placement for cost-effective pollution reduction[J]. *Transactions of the ASAE*, 47(6):1923-1931.
- Goddard T W, 2005. An overview of precision conservation in Canada[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 60(6):456-461.
- Haario H, Saksman E, Tamminen J, 2001. An adaptive metropolis algorithm[J]. *Bernoulli*, 7(2): 223-242.
- He Z L, Zhang M K, Wilson M J, 2004. Distribution and classification of red soils in China[M]// Wilson M J, He Z L, Yang X E. The red soils of China: Their nature, management and utilization. Kluwer Academic Publishers: 29-33.
- Heathwaite L, Sharpley A, Gburek W, 2000. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales[J]. *Journal of Environmental Quality*, 29(1):158-166.
- Heatwole C D, Bottcher A B, Baldwin L B, 1987. Modeling cost-effectiveness of agricultural non-point pollution abatement programs on two Florida basins[J]. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, 23(1):127-131.
- Hernandez-Santana V, Zhou X, Helmers M J, et al., 2013. Native prairie filter strips reduce runoff from hillslopes under annual row-crop systems in Iowa, USA[J]. *Journal of Hydrology*, 477: 94-103.
- Hill C, DeLuca C, Balaji, et al., 2004. The architecture of the earth system modeling framework[J]. *Computing in Science & Engineering*, 6(1):18-28.
- Hold-Geoffroy Y, Gagnon O, Parizeau M, 2014. Once you SCOOP, no need to fork[C]//Proceedings of the 2014 Annual Conference on Extreme Science and Engineering Discovery Environment. Atlanta, GA: ACM.

- Holland J H, 1975. *Adaptation in natural and artificial systems: An introductory analysis with applications to biology, control, and artificial intelligence*[M]. Oxford, England: U Michigan Press.
- Hsieh P H, Kuo J T, Wu E M Y, et al., 2010. Optimal best management practice placement strategies for nonpoint source pollution management in the Fei-Tsui Reservoir watershed[J]. *Environmental Engineering Science*, 27(6):441-449.
- Hutchinson M, 1989. A new procedure for gridding elevation and stream line data with automatic removal of spurious pits[J]. *Journal of hydrology*, 106(3-4):211-232.
- Iman R L, Shortencarier M J, 1984. Fortran 77 program and user's guide for the generation of Latin hypercube and random samples for use with computer models: NUREG/CR-3624; SAND-83-2365[R]. Sandia National Labs., Albuquerque, NM, USA.
- Jiang P, Anderson S H, Kitchen N R, et al., 2007. Landscape and conservation management effects on hydraulic properties of a claypan-soil toposequence[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 71(3):803-811.
- Kaini P, Artita K, Nicklow J W, 2012. Optimizing structural best management practices using SWAT and genetic algorithm to improve water quality goals[J]. *Water Resources Management*, 26(7): 1827-1845.
- Kalcic M M, Chaubey I, Frankenberger J, 2015a. Defining soil and water assessment tool (SWAT) hydrologic response units (HRUs) by field boundaries[J]. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 8(3):69-80.
- Kalcic M M, Frankenberger J, Chaubey I, 2015b. Spatial optimization of six conservation practices using SWAT in tile-drained agricultural watersheds[J]. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, 51(4):956-972.
- Karypis G, Kumar V, 1998. A fast and high quality multilevel scheme for partitioning irregular graphs[J]. *SIAM Journal on Scientific Computing*, 20(1):359-392.
- Kennedy J, Eberhart R C, 2001. *The Morgan Kaufmann Series in Evolutionary Computation: Swarm intelligence*[M]. San Francisco, CA: Morgan Kaufmann Publishers Inc.
- Kneis D, 2015. A lightweight framework for rapid development of object-based hydrological model engines[J]. *Environmental Modelling & Software*, 68:110-121.
- Leavesley G H, Markstrom S L, Viger R J, 2006. USGS modular modeling system (MMS)—precipitation-runoff modeling system (PRMS)[M]/Singh V P, Frevert D K. *Watershed models*. Boca Raton, FL.: Taylor & Francis, Boca Raton, FL: 159-177.
- Lee K H, Isenhardt T M, Schultz R C, et al., 1998. Nutrient and sediment removal by switchgrass and cool-season grass filter strips in Central Iowa, USA[J]. *Agroforestry Systems*, 44(2):121-132.
- Limbrunner J F, Vogel R M, Chapra S C, et al., 2013. Optimal location of sediment-trapping best

- management practices for nonpoint source load management[J]. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 139(5):478-485.
- Linsley R, Kohler M, Paulus J, 1982. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering: Hydrology for engineers[M]. 3rd ed. New York: McGraw-Hill International.
- Liu J, Zhu A X, Qin C Z, 2013. Estimation of theoretical maximum speedup ratio for parallel computing of grid-based distributed hydrological models[J]. *Computers & Geosciences*, 60:58-62.
- Liu J, Zhu A X, Liu Y, et al., 2014. A layered approach to parallel computing for spatially distributed hydrological modeling[J]. *Environmental Modelling & Software*, 51:221-227.
- Liu J, Zhu A X, Qin C Z, et al., 2016a. A two-level parallelization method for distributed hydrological models[J]. *Environmental Modelling & Software*, 80:175-184.
- Liu Y B, Gebremeskel S, De Smedt F, et al., 2003. A diffusive transport approach for flow routing in GIS-based flood modeling[J]. *Journal of Hydrology*, 283(1-4):91-106.
- Liu Y B, Gebremeskel S, De Smedt F, et al., 2006. Predicting storm runoff from different land-use classes using a geographical information system-based distributed model[J]. *Hydrological Processes*, 20(3):533-548.
- Liu Y B, Yang W H, Wang X X, 2007. GIS-based integration of SWAT and REMM for estimating water quality benefits of riparian buffers in agricultural watersheds[J]. *Transactions of the ASABE*, 50(5):1549-1563.
- Liu Y, Cijin R, Bralts V F, et al., 2016b. Optimal selection and placement of BMPs and LID practices with a rainfall-runoff model[J]. *Environmental Modelling & Software*, 80:281-296.
- Liu Y, Engel B A, Flanagan D C, et al., 2018a. Modeling framework for representing long-term effectiveness of best management practices in addressing hydrology and water quality problems: Framework development and demonstration using a Bayesian method[J]. *Journal of Hydrology*, 560:530-545.
- Liu Y B, 2004. Development and application of a GIS-based distributed hydrological model for flood prediction and watershed management[D]. Belgium: Vrije Universiteit Brussel.
- Liu Y, Yang W, Shao H, et al., 2018b. Development of an integrated modelling system for evaluating water quantity and quality effects of individual wetlands in an agricultural watershed[J]. *Water*, 10(6):774.
- Lowrance R, Altier L S, Williams R G, et al., 1998. The riparian ecosystem management model (REMM): Simulator for ecological processes in buffer systems[C]//Proceeding of the First Federal Interagency Hydrologic Modeling Conference. Las Vegas, NV.
- MacMillan R A, Pettapiece W W, Watson L D, et al., 1999. A landform segmentation model for precision farming[M]//Robert P, Rust R, Larson W, et al. Precision agriculture. Madison, WI:

- American Society of Agronomy, Crop Science Society of America, Soil Science Society of America: 1335-1346.
- MacMillan R A, Pettapiece W W, Nolan S C, et al., 2000. A generic procedure for automatically segmenting landforms into landform elements using DEMs, heuristic rules and fuzzy logic[J]. *Fuzzy Sets and Systems*, 113:81-109.
- Maringanti C, Chaubey I, Popp J, 2009. Development of a multiobjective optimization tool for the selection and placement of best management practices for nonpoint source pollution control[J]. *Water Resources Research*, 45(6):W06406.
- Maringanti C, Chaubey I, Arabi M, et al., 2011. Application of a multi-objective optimization method to provide least cost alternatives for NPS pollution control[J]. *Environmental Management*, 48(3):448-461.
- Miller B A, Schaetzl R J, 2015. Digital classification of hillslope position[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 79:132-145.
- Monteith J L, 1965. Evaporation and the environment[C]//19th Symposia of the Society for Experimental Biology. London, UK: Cambridge University Press: 205-234.
- Moore R V, Tindall C I, 2005. An overview of the open modelling interface and environment (the OpenMI)[J]. *Environmental Science & Policy*, 8(3):279-286.
- Moriasi D N, Arnold J G, Van Liew M W, et al., 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations[J]. *Transactions of the ASABE*, 50(3):885-900.
- Morris M D, 1991. Factorial sampling plans for preliminary computational experiments[J]. *Technometrics*, 33(2):161-174.
- Muñoz-Carpena R, Parsons J E, Gilliam J W, 1999. Modeling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips[J]. *Journal of Hydrology*, 214(1):111-129.
- Mudgal A, Baffaut C, Anderson S H, et al., 2010. APEX model assessment of variable landscapes on runoff and dissolved herbicides[J]. *Transactions of the ASABE*, 53(4):1047-1058.
- Neitsch S L, Arnold J G, Kiniry J R, et al., 2011. Soil and water assessment tool theoretical documentation, version 2009[R]. Texas, USA: Texas A&M University System, College Station.
- O'Callaghan J F, Mark D M, 1984. The extraction of drainage networks from digital elevation data [J]. *Computer Vision, Graphics, and Image Processing*, 28(3):323-344.
- Panagopoulos Y, Makropoulos C, Mimikou M, 2012. Decision support for diffuse pollution management[J]. *Environmental Modelling & Software*, 30:57-70.
- Parajuli P B, Mankin K R, Barnes P L, 2008. Applicability of targeting vegetative filter strips to abate fecal bacteria and sediment yield using SWAT[J]. *Agricultural Water Management*, 95(10): 1189-1200.

- Park Y S, Park J H, Jang W S, et al., 2011. Hydrologic response unit routing in SWAT to simulate effects of vegetated filter strip for South-Korean conditions based on VFSSMOD[J]. *Water*, 3(3): 819-842.
- Peckham S D, Hutton E W H, Norris B, 2013. A component-based approach to integrated modeling in the geosciences: The design of CSDMS[J]. *Computers & Geosciences*, 53:3-12.
- Pennock D J, 2005. Precision conservation for co-management of carbon and nitrogen on the Canadian prairies[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 60(6):396-401.
- Pennock D J, Zebarth B J, De Jong E, 1987. Landform classification and soil distribution in hummocky terrain, Saskatchewan, Canada[J]. *Geoderma*, 40(3-4):297-315.
- Perez-Pedini C, Limbrunner J F, Vogel R M, 2005. Optimal location of infiltration-based best management practices for storm water management[J]. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 131(6):441-448.
- Peucker T K, Douglas D H, 1975. Detection of surface-specific points by local parallel processing of discrete terrain elevation data[J]. *Computer Graphics and Image Processing*, 4:375-387.
- Pianosi F, Beven K, Freer J, et al., 2016. Sensitivity analysis of environmental models: A systematic review with practical workflow[J]. *Environmental Modelling & Software*, 79(Supplement C): 214-232.
- Pionke H B, Gburek W J, Sharpley A N, et al., 1997. Hydrological and chemical controls on phosphorus loss from catchments[C]//Proceedings of a workshop, Wexford, Irish Republic. CAB International Press: 225-242.
- Pyo J, Baek S S, Kim M, et al., 2017. Optimizing agricultural best management practices in a Lake Erie watershed[J]. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, 53(6): 1281-1292.
- Qi H H, Altinakar M S, 2011. Vegetation buffer strips design using an optimization approach for non-point source pollutant control of an agricultural watershed[J]. *Water Resources Management*, 25(2):565-578.
- Qin C Z, Gao H R, Zhu L J, et al., 2018. Spatial optimization of watershed best management practices based on slope position units[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 73(5):504-517.
- Qin C Z, Zhu A X, Pei T, et al., 2007. An adaptive approach to selecting a flow-partition exponent for a multiple-flow-direction algorithm[J]. *International Journal of Geographical Information Science*, 21:443-458.
- Qin C Z, Zhu A X, Shi X, et al., 2009. Quantification of spatial gradation of slope positions[J]. *Geomorphology*, 110(3-4):152-161.
- Qin C Z, Zhu A X, Qiu W L, et al., 2012. Mapping soil organic matter in small low-relief catchments using fuzzy slope position information[J]. *Geoderma*, 171-172:64-74.

- Qin C Z, Zhan L J, Zhu A X, et al., 2014. A strategy for raster-based geocomputation under different parallel computing platforms[J]. *International Journal of Geographical Information Science*, 28 (11):2127-2144.
- Qiu J, Shen Z, Huang M, et al., 2018. Exploring effective best management practices in the Miyun reservoir watershed, China[J]. *Ecological Engineering*, 123:30-42.
- Rathjens H, Oppelt N, Bosch D D, et al., 2015. Development of a grid-based version of the SWAT landscape model[J]. *Hydrological Processes*, 29(6):900-914.
- Renschler C S, Lee T, 2005. Spatially distributed assessment of short-and long-term impacts of multiple best management practices in agricultural watersheds[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 60(6):446-456.
- Rodriguez H G, Popp J, Maringanti C, et al., 2011. Selection and placement of best management practices used to reduce water quality degradation in Lincoln Lake watershed[J]. *Water Resources Research*, 47(1):1-13.
- Rouholahnejad E, Abbaspour K C, Vejdani M, et al., 2012. A parallelization framework for calibration of hydrological models[J]. *Environmental Modelling & Software*, 31:28-36.
- Ruhe R V, 1960. Elements of the soil landscape[C]//Transactions of the 9th Congress of the International Society of Soil Science: volume 4. Madison, WI: International Soil Science Society: 165-170.
- Ryu J, Cho J, Kim I J, et al., 2011. Enhancement of SWAT-REMM to simulate reduction of total nitrogen with riparian buffer[J]. *Transactions of the ASABE*, 54(5):1791-1798.
- Sahu M, Gu R R, 2009. Modeling the effects of riparian buffer zone and contour strips on stream water quality[J]. *Ecological Engineering*, 35(8):1167-1177.
- Saltelli A, Ratto M, Andres T, et al., 2008. Global sensitivity analysis: The primer[M]. John Wiley & Sons.
- Saxton K E, Rawls W J, 2006. Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions[J]. *Soil Science Society of America Journal*, 70(5):1569-1578.
- Schmidt J, Hewitt A, 2004. Fuzzy land element classification from DTMs based on geometry and terrain position[J]. *Geoderma*, 121(3-4):243-256.
- Shen Z Y, Chen L, Liao Q, et al., 2013. A comprehensive study of the effect of GIS data on hydrology and non-point source pollution modeling[J]. *Agricultural Water Management*, 118:93-102.
- Shi X, Zhu A X, Wang R X, 2005. Fuzzy representation of special terrain features using a similarity-based approach[M]//Fuzzy modeling with spatial information for geographic problems. Springer: 233-251.
- Skidmore A K, 1990. Terrain position as mapped from a gridded digital elevation model[J]. *International Journal of Geographical Information System*, 4(1):33-49.

- Song X M, Zhang J Y, Zhan C S, et al., 2015. Global sensitivity analysis in hydrological modeling: Review of concepts, methods, theoretical framework, and applications[J]. *Journal of Hydrology*, 523(Supplement C):739-757.
- Sreekanth J, Datta B, 2011. Coupled simulation-optimization model for coastal aquifer management using genetic programming-based ensemble surrogate models and multiple-realization optimization[J]. *Water Resources Research*, 47:W04516.
- Srivastava P, Hamlett J M, Robillard P D, et al., 2002. Watershed optimization of best management practices using AnnAGNPS and a genetic algorithm[J]. *Water Resources Research*, 38(3):1-14.
- Srivastava P, Hamlett J M, Robillard P D, 2003. Watershed optimization of agricultural best management practices: Continuous simulation versus design storms[J]. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, 39(5):1043-1054.
- Storn R, Price K, 1997. Differential evolution – a simple and efficient heuristic for global optimization over continuous spaces[J]. *Journal of Global Optimization*, 11(4):341-359.
- Tague C L, Band L E, 2004. RHESSys: Regional hydro-ecologic simulation system-an object-oriented approach to spatially distributed modeling of carbon, water, and nutrient cycling[J]. *Earth Interactions*, 8(19):1-42.
- Tarboton D G, 2016. Terrain analysis using digital elevation models (TauDEM 5.3.7)[EB/OL]. (2016-10-19)[2016-10-19]. <http://hydrology.usu.edu/taudem/taudem5/index.html>.
- Tarboton D G, Ames D P, 2001. Advances in the mapping of flow networks from digital elevation data[C]//World Water and Environmental Resources Congress. Orlando, Florida.
- Teshager A D, Gassman P W, Secchi S, et al., 2016. Modeling agricultural watersheds with the soil and water assessment tool (SWAT): Calibration and validation with a novel procedure for spatially explicit HRUs[J]. *Environmental Management*, 57(4):894-911.
- Tomer M D, Porter S A, James D E, et al., 2013. Combining precision conservation technologies into a flexible framework to facilitate agricultural watershed planning[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 68(5):113A-120A.
- Turpin N, Bontems P, Rotillon G, et al., 2005. AgriBMPWater: Systems approach to environmentally acceptable farming[J]. *Environmental Modelling & Software*, 20(2):187-196.
- Veith T L, Wolfe M L, Heatwole C D, 2004. Cost-effective BMP placement: Optimization versus targeting[J]. *Transactions of the ASAE*, 47(5):1585-1594.
- Vivoni E R, Mascaro G, Mniszewski S, et al., 2011. Real-world hydrologic assessment of a fully-distributed hydrological model in a parallel computing environment[J]. *Journal of Hydrology*, 409(1):483-496.
- Volk M, Arnold J G, Bosch D D, et al., 2007. Watershed configuration and simulation of landscape processes with the SWAT model[C]//MODSIM 2007 International Congress on Modelling and

- Simulation. Christchurch, New Zealand: Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand: 2383-2389.
- Vrugt J A, Robinson B A, 2007. Improved evolutionary optimization from genetically adaptive multimethod search[J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(3):708-711.
- Wagener T, Boyle D P, Lees M J, et al., 2001. A framework for development and application of hydrological models[J]. *Hydrology and Earth System Sciences*, 5(1):13-26.
- Waidler D, White M, Steglich E, et al., 2011. Conservation practice modeling guide for SWAT and APEX[R]. Texas Water Resources Institute.
- Wallis C, Wallace R M, Tarboton D G, et al., 2009. Hydrologic terrain processing using parallel computing[C]//Anderssen R S, Braddock R D, Newham L T H. Modelling and simulation society of Australia and New Zealand and international association for mathematics and computers in simulation. Cairns, Australia: 2540-2545.
- Wang E, Cresswell H, Paydar Z, et al., 2008. Opportunities for manipulating catchment water balance by changing vegetation type on a topographic sequence: a simulation study[J]. *Hydrological Processes*, 22(6):736-749.
- Wang G, Chen L, Huang Q, et al., 2016. The influence of watershed subdivision level on model assessment and identification of non-point source priority management areas[J]. *Ecological Engineering*, 87:110-119.
- Wang H, Fu X, Wang G, et al., 2011. A common parallel computing framework for modeling hydrological processes of river basins[J]. *Parallel Computing*, 37(6):302-315.
- Wang H, Fu X, Wang G, 2013a. Multi-tree coding method (MCM) for drainage networks supporting high-efficient search[J]. *Computers & Geosciences*, 52:300-306.
- Wang H, Fu X, Wang Y, et al., 2013b. A High-performance temporal-spatial discretization method for the parallel computing of river basins[J]. *Computers & Geosciences*, 58:62-68.
- Wenderholm E, 2005. Eclpss: A Java-based framework for parallel ecosystem simulation and modeling[J]. *Environmental Modelling & Software*, 20(9):1081-1100.
- White M J, Arnold J G, 2009. Development of a simplistic vegetative filter strip model for sediment and nutrient retention at the field scale[J]. *Hydrological Processes*, 23(11):1602-1616.
- Wigmosta M S, Nijssen B, Storck P, et al., 2002. The distributed hydrology soil vegetation model [M]//Singh V P, Frevert D K. Mathematical models of small watershed hydrology and applications. Water Resources Publications LLC: 7-42.
- Wild T B, Davis A P, 2009. Simulation of the performance of a storm-water BMP[J]. *Journal of Environmental Engineering*:1257-1267.
- Williams J D, Long D S, Wuest S B, 2011. Capture of plateau runoff by global positioning system-guided seed drill operation[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 66:355-361.

- Williams J R, 1975. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor [M]//Present and prospective technology for predicting sediment yield and sources: ARS-S-40. U.S. Dept. Agric.: 244-252.
- Williams J R, 1980. SPNM, a model for predicting sediment, phosphorus, and nitrogen yields from agricultural basins[J]. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, 16(5): 843-848.
- Williams J R, 1995. The EPIC model[M]//Singh V P. Computer models of watershed hydrology. Highlands Ranch, CO, USA: Water Resources Publications: 909-1000.
- Wu H, Liu Y, Liu J, et al., 2014. Representation of agricultural best management practices in a fully distributed hydrologic model: A case study in the luoyugou watershed[J]. *Journal of Resources and Ecology*, 5(2):179-184.
- Wu H, Zhu A X, Liu J, et al., 2018. Best management practices optimization at watershed scale: Incorporating spatial topology among fields[J]. *Water Resources Management*, 32(1):155-177.
- Wu Y, Li T, Sun L, et al., 2013. Parallelization of a hydrological model using the message passing interface[J]. *Environmental Modelling & Software*, 43:124-132.
- Wysocki D A, Schoeneberger P J, Hirmas D R, et al., 2011. Geomorphology of soil landscapes[M]//Huang P M, Li Y, Sumner M E. Handbook of Soil Sciences: Properties and Processes. 2nd ed. Boca Raton, FL.: CRC Press: 29.1-29.26.
- Yalew S, van Griensven A, Ray N, et al., 2013. Distributed computation of large scale SWAT models on the Grid[J]. *Environmental Modelling & Software*, 41:223-230.
- Yang G X, Best E P, 2015. Spatial optimization of watershed management practices for nitrogen load reduction using a modeling-optimization framework[J]. *Journal of Environmental Management*, 161:252-260.
- Yang J, 2011. Convergence and uncertainty analyses in Monte-Carlo based sensitivity analysis[J]. *Environmental Modelling & Software*, 26(4):444-457.
- Yang W H, Rousseau A N, Boxall P, 2007. An integrated economic-hydrologic modeling framework for the watershed evaluation of beneficial management practices[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 62(6):423-432.
- Young R A, Onstad C A, Bosch D D, et al., 1989. AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 44(2):168-173.
- Yu T W, Peng H S, 2010. Quantification and deconvolution of asymmetric LC-MS peaks using the bi-Gaussian mixture model and statistical model selection[J]. *BMC bioinformatics*, 11:559.
- Yuan Y, Bingner R, Williams R, et al., 2007. Integration of the models of AnnAGNPS and REMM to assess riparian buffer system for sediment reduction[J]. *International Journal of Sediment Research*, 22(1):60-69.

- Zhan C S, Song X M, Xia J, et al., 2013. An efficient integrated approach for global sensitivity analysis of hydrological model parameters[J]. *Environmental Modelling & Software*, 41(Supplement C):39-52.
- Zhang G S, Hamlett M J, Reed P, 2006. Multi-objective optimization of low impact development scenarios in an urbanizing watershed[C]//Proceedings of the AWRA Annual Conference. Baltimore, MD.
- Zhang X, Beeson P, Link R, et al., 2013. Efficient multi-objective calibration of a computationally intensive hydrologic model with parallel computing software in Python[J]. *Environmental Modelling & Software*, 46:208-218.
- Zhao G, Bryan B A, King D, et al., 2013. Large-scale, high-resolution agricultural systems modeling using a hybrid approach combining grid computing and parallel processing[J]. *Environmental Modelling & Software*, 41:231-238.
- Zhu A X, Band L E, 1994. A knowledge-based approach to data integration for soil mapping[J]. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 20(4):408-418.
- Zhu L J, Zhu A X, Qin C Z, et al., 2018. Automatic approach to deriving fuzzy slope positions[J]. *Geomorphology*, 304:173-183.
- Zhu L J, Qin C Z, Zhu A X, et al., 2019. Effects of different spatial configuration units for spatial optimization of watershed best management practices scenarios[J]. *Water*, 11(2):262.
- Zitzler E, Thiele L, 1999. Multiobjective evolutionary algorithms: A comparative case study and the strength Pareto approach[J]. *IEEE Transactions on Evolutionary Computation*, 3(4):257-271.
- Zitzler E, Thiele L, Laumanns M, et al., 2003. Performance assessment of multiobjective optimizers: An analysis and review[J]. *IEEE Transactions on Evolutionary Computation*, 7(2):117-132.

## 致 谢

最后一遍检查过论文排版，悄悄走进卧室看一眼女儿熟睡中浅浅的笑靥，终于，我可以为这漫长而充实的五年时光画上一个小小的句点。已记不清有多少次，我在脑海中反复构思致谢的措辞，想象着这短短的几段文字能容下我所有的感恩和感谢。

感性上，我最渴望把这篇博士文献给我挚爱的父母、心爱的妻子和可爱的女儿。虽然你们可能不能理解我的研究工作，却能始终坚信我在做最正确、最有意义的事情；虽然你们可能无法感同身受我的情绪波动，却能一直给予我最大的宽容和力量。我爱你们！

理性上，我希望能将最诚恳的谢意献给所有帮助我、鼓励我完成博士论文的老师、同学和朋友们。

感谢我的导师朱阿兴研究员和秦承志研究员，感谢您带我进入流域过程模拟与情景分析这一研究方向，并为我提供了良好的科研条件。

朱老师严谨、科学、高效的科研作风令我钦佩。五年来，从研究方向的确定到科学问题的凝练，再到科研论文的写作，甚至是日常的工作习惯，朱老师都能在一次次交流中不断引导我成为一名合格的科研工作者。从朱老师不辞辛劳、不厌其烦的因材施教中，我深刻感受到了一名优秀科学家的责任和态度。

秦老师为我博士期间的每一步成长中倾注了大量的时间和心血，帮助我脚踏实地地实现着一点一滴的科研积累，从对研究思路的深入讨论，到对科研论文的细致修改，再到对会议报告的反复打磨，不一而足。秦老师严谨纯粹的科研态度和积极健康的生活品质令我向往，且引以为楷模。

感谢南京师范大学的刘军志副教授在流域过程建模与开发中给予的极大帮助。刘老师与我亦师亦友，不管在工作上还是生活上，总能给我最好的建议。

感谢北京师范大学的张光辉教授长期以来对我的关心和支持，我一定加倍努力，不辜负您的期望。

感谢资源与环境信息系统国家重点实验室的裴韬研究员、李宝林研究员、杨琳副研究员五年来对我的关心和指导，感谢姚一鸣老师和王雪梅老师为我们提供的良好科研环境。

感谢 2415 办公室的兄弟姐妹们，活泼可爱的你们让看似枯燥的科研生活充满了色彩，我将永远铭记这段融洽时光。

感谢一路走来陪我欢笑替我忧的挚友，机智善良、有勇有谋的你们让我幸福感爆棚，只单单想起我们那些可爱的群名（关爱博士成长协会、脚踏实地谋发展努力努力再努力、饭扫光集团、资环 07 大神……），就足以使我笑开了颜。

最后，我还想再次感谢我的父母、妻子和家人，是你们的关爱、理解和支持，给了我无忧的过去、充实的现在和无限可能的未来。

愿明天更加美好。

朱良君

2019 年 5 月 10 日夜

## 作者简介及攻读学位期间发表的学术论文与研究成果

### 作者简介:

2007年9月-2011年7月,在西北农林科技大学资源环境学院获得学士学位

2011年9月-2014年7月,在北京师范大学地理学与遥感科学学院获得硕士学位

2014年9月-2019年6月,在中国科学院地理科学与资源研究所攻读博士学位

### 获奖情况:

[1] 2007-2008 学年,本科生国家奖学金

[2] 2007-2008 学年,西北农林科技大学优秀团干部、三好学生标兵等

[3] 2008-2009 学年,西北农林科技大学优秀学生干部、三好学生

[4] 2012-2013 学年,硕士研究生国家奖学金

[5] 2014 年,北京师范大学优秀毕业研究生

[6] 2017-2018 学年,中国科学院大学三好学生

[7] 2018-2019 学年,中国科学院大学三好学生

### 已发表(或正式接受)的学术论文:

#### 第一作者(含通讯作者\*):

[1] **Zhu L-J**, Liu J\*, Qin C-Z\*, Zhu A-X, 2019. A modular and parallelized watershed modeling framework[J]. *Environmental Modelling & Software*, 122, 104526.

(2019-09-26 更新)

[2] **Zhu L-J**, Qin C-Z\*, Zhu A-X, Liu J, Wu H, 2019. Effects of different spatial configuration units for spatial optimization of watershed best management practices scenarios[J]. *Water*, 11(2), 262.

[3] **Zhu L-J**, Zhu A-X, Qin C-Z\*, Liu J-Z, 2018. Automatic approach to deriving fuzzy slope positions[J]. *Geomorphology*, 304:173–183.

[4] Qin C-Z, Gao H-R, **Zhu L-J\***, Zhu A-X, Liu J-Z, Wu H, 2018. Spatial optimization of watershed best management practices based on slope position units[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 73(5):504–517.

[5] 朱阿兴, **朱良君\***, 史亚星, 秦承志, 刘军志, 2019. 流域系统综合模拟与情景

分析——自然地理综合研究的新范式? [J]. 地理科学进展, 38(8):1111–1122.  
(2019-08-23 更新)

- [6] 王琳, **朱良君** \*, 朱阿兴, 刘军志, 沈琳, 2016. SWAT 模型非点源污染模拟对空间单元划分的响应 [J]. 沈阳农业大学学报, 47(4):460–466.
- [7] **朱良君**, 张光辉 \*, 李振炜, 耿韧, 2015. 一种基于线结构光技术的细沟形态测量系统 [J]. 山地学报, 33(6):770–776.

#### 非第一作者:

- [8] Wang L, Zhang G\*, **Zhu L**, Wang H, 2017. Biocrust wetting induced change in soil surface roughness as influenced by biocrust type, coverage and wetting patterns[J]. *Geoderma*, 306:1–9.
- [9] Ren Z\*, **Zhu L**, Wang B, Cheng S, 2016. Soil hydraulic conductivity as affected by vegetation restoration age on the Loess Plateau[J]. *Journal of Arid Land*, 8(4):546–555.
- [10] 高会然, 秦承志 \*, **朱良君**, 朱阿兴, 刘军志, 吴辉, 2018. 以坡位为空间配置单元的流域管理措施情景优化方法 [J]. 地球信息科学学报, 20(6):781–790.
- [11] 高会然, 沈琳, 刘军志 \*, 朱阿兴, 秦承志, **朱良君**, 2017. 中国南方丘陵区非点源污染过程模拟研究进展 [J]. 地球信息科学学报, 19(8):1080–1088.
- [12] 江净超, 余洁, 秦承志, 刘军志 \*, 李润奎, **朱良君**, 朱阿兴, 2017. 知识驱动下的水文模型参数智能化设置方法 [J]. 武汉大学学报·信息科学版, 42(4):525–530.
- [13] 刘军志, 朱阿兴 \*, 秦承志, 江净超, **朱良君**, 沈琳, 2015. 论地理规律对流域过程模拟并行计算的指导作用 [J]. 地球信息科学, 17(5):506–514.
- [14] 胡国芳, 张光辉 \*, **朱良君**, 2015. 3 种坡面流水深测量方法比较 [J]. 水土保持通报, 35(3):152–156.

#### 软件著作权

- [1] **朱良君**, 朱阿兴, 秦承志, 刘军志. 2016. 模糊坡位自动化提取软件 [简称: AutoFuzSlpPos]V1.0, 2016SR066599, 软著登字第 1245216 号.

## 会议

- [1] Development of a modular and parallelized watershed modeling framework. *1st Regional Conference on Environmental Modeling and Software (Asian Region)*, May. 18–20, 2019. Nanjing, China.
- [2] An automatic approach of prototype-based fuzzy slope positions. *AAG Annual Meeting*, Apr. 5–9, 2017. Boston, USA.
- [3] Automatic approach for deriving fuzzy slope positions. *33rd International Geographical Congress (IGC)*, Aug. 21–25, 2016. Beijing, China.
- [4] 基于领域知识和数据挖掘的模糊坡位提取自动化方法. 全国自然地理学大会, 2017, 11.20–22, 南京大学, 中国南京.

## 参加的研究项目

- [1] “闽江流域水环境监管与水污染防治决策支持”，中国科学院 A 类战略性先导科技专项项目“美丽中国”生态文明建设科技工程项目 10 课题 5 子课题 3 (XDA23100503)，2019–2023
- [2] “基于坡位单元边界动态调整的流域管理措施情景优化方法”，国家自然科学基金面上项目 (41871362)，2019–2022
- [3] “店埠河上游小流域有机废弃物污染综合治理情景分析”，水体污染控制与治理科技重大专项子课题 (2013ZX07103006-05)，2014–2017
- [4] “空间统计与过程模拟并行计算”，“面向新型硬件架构的复杂地理计算平台”项目课题，国家高技术研究发展计划 (863 计划)，2011–2013

