

太湖流域农业面源污染负荷评估规范 编制说明

（报批稿）

太湖流域农业面源污染负荷评估规范起草组

2026 年 4 月

目录

1 目的意义	1
1.1 编制背景	1
1.2 编制意义	1
2 任务来源	2
3 编制过程	3
3.1 编制流程概述	3
3.2 国内外相关标准情况	6
3.3 标准制订的基本原则和技术路线	12
4 主要内容及技术指标确立	14
4.1 范围	14
4.2 规范性引用文件	14
4.3 术语与定义	14
4.4 总体要求	15
4.5 污染调查	18
4.6 污染负荷核算	20
4.7 质量控制	42
4.8 报告编制	42
5 与相关法律法规和标准的关系	42
6 推广实施建议	43
7 起草单位与人员分工	43

1 目的意义

1.1 编制背景

推进农业面源污染防治是实现农业绿色发展、保障粮食安全的有效途径与根本措施，是实施乡村振兴战略、改善农业农村生态环境的重要工作内容。与工业和城市污染相比，农业面源污染来源多、分布广、影响面大，又具有一定的累积效应和滞后效应；同时农业面源污染治理起步晚、投入少、历史欠账多，一直是环境污染治理工作的短板。因此，对江苏省农业面源污染负荷评估及剖析，是一项十分重要的工作，其为在全省范围内开展农业面源污染治理提供决策参考和现实依据，有利于进一步提高面源污染管理的针对性、科学性、有效性。

近年来，党中央、国务院高度重视农业面源污染防治工作。2021 年 11 月，中共中央、国务院印发《关于深入打好污染防治攻坚战的意见》，明确了深入打好污染防治攻坚战的宏观战略、行动目标、重点任务和具体策略；2021 年 12 月，生态环境部等 7 部委联合印发《“十四五”土壤、地下水和农村生态环境保护规划》，强调要推进农业面源污染治理和监督指导；2022 年 1 月，生态环境部、农业农村部等五部门联合印发《农业农村污染治理攻坚战行动方案（2021—2025 年）》，提出持续推进农村人居环境整治提升和农业面源污染防治。2022 年 1 月，推动长江经济带发展领导小组办公室印发《“十四五”长江经济带农业面源污染综合治理实施方案》，要求必须坚持突出重点、整县推进、多方参与、系统治理的指导方针，开展长江经济带农业面源污染综合治理。为响应国家政策方针，2023 年 3 月农业农村部发布《国家农业绿色发展先行区整建制全要素全链条推进农业面源污染综合防治实施方案》以及多部门联合发布《重点流域水生态环境保护规划》，强调“三水统筹”推进江河湖库协同治理，突出太湖流域农业面源污染防治等重点难题。当前农业面源污染防控的首要任务就是进行科学的农业面源污染监测评估，从而识别出关键治理源区，最终实现优先管控，提高农业面源污染防治的效率。

1.2 编制意义

太湖流域面积 3.71 万 km²，地跨江苏、浙江、安徽、上海，其在江苏省内区域属于典型的平原河网地区，河网密布纵横交错，水力坡度平缓，水动力严重不足，水体自净能力较弱；同时受潮汐影响水流往复回荡，水文条件较为复杂。降雨产流是农业面源污染排放的主要驱动力，是面源污染负荷输移的载体。在工业、生活点源污染问题逐步得到控制的情况下，加快推进农业面源污染监测、评估和治理已成为河道水质改善、水生态环境修复、推动农业

高质量发展的迫切要求。

平原河网地区通常以圩区作为水利管理单元，圩区内农田、水系错综复杂，水位（水流）受到潮汐作用、泵闸排灌以及降雨产流等多重影响，农田排水入河方式多样，影响过程尤为复杂，现有的水质监测与评价体系尚无法充分满足农业面源溯源与追溯污染区域责任主体、厘清责任的需要。根据国家《农业面源污染治理与监督指导实施方案（试行）》和《全国农业面源污染监测评估实施方案（2022—2025 年）》有关要求，须结合平原河网地区独特的地理环境和水文水质特征，制定农业面源污染环境监测技术规范，加强农业污染源、污染物浓度与流量监测。

编制并发布《太湖流域农业面源污染负荷评估规范》，有利于补齐太湖流域在农业面源污染调查与评估领域的技术短板，完善农业面源污染调查与评估标准体系。持续开展农业面源污染负荷评估，系统摸清农业面源污染排放特征和迁移转化过程，有助于抓住重污染风险区域，对污染源和迁移过程的关键影响因素进行识别，提出分区分类治理措施，为农业面源污染责任划定及长效治理提供有力的数据支撑。本标准聚焦江苏省太湖流域“地势平坦、水系发达、河流相互贯通呈网络状”的特征，发挥在长三角一体化示范区技术引领、示范推广的作用，为他类似地区农业面源污染调查与评估工作提供参考借鉴。

2 任务来源

2023 年 1 月，依托《2023 年前瞻性环境热点问题调查评估项目》，江苏省环境监测中心联合南京大学共同研发江苏省农业面源污染评估模型方法和江苏省农业面源污染调查评估技术指南，2023 年 12 月 25 日，经成果评议，专家组一致认为“江苏省农业面源污染调查评估技术指南（草案）”符合相关规范要求，体系完整、要素齐全、可操作性强，建议修改完善后申报江苏省地方标准。

2024 年 2 月，依托“江苏省农业面源污染调查与评估技术指南（草案）和编制说明”，结合省生态环境管理需求，编制“太湖流域农业面源污染负荷评估技术指南（草案）和编制说明”，并申报年度省地方标准立项。

2024 年 8 月，江苏省市场监管局印发《省市场监管局关于下达 2024 年度江苏省地方标准制修订计划的通知》（苏市监标〔2024〕143 号），其中明确了“太湖流域农业面源污染负荷评估技术指南”标准制定计划，起草单位为江苏省环境监测中心和南京大学。

3 编制过程

3.1 编制流程概述

3.1.1 成立标准起草组

2024 年 8 月，收到本标准制定计划后，江苏省环境监测中心联合南京大学迅速成立标准方法起草组（以下简称“起草组”），成员以多年从事生态环境监测评估及科研工作的高级工程师为主。

3.1.2 查询文献和资料调研，拟定技术路线，开题论证

2024 年 8 月~9 月，起草组调研国内外相关研究进展，拟定标准制定技术路线，编写开题报告。9 月 27 日，起草组在南京组织召开本标准开题技术审查会，邀请了江苏省农业科学院、中国科学院地理与湖泊研究所、生态环境部南京环境科学研究所、江苏省质量和标准化研究院、江苏省南京环境监测中心等相关领域专家。与会专家通过质询、讨论，认为该开题报告在借鉴国内外先进经验的基础上，结合流域实际情况，提出了具有创新性的标准条款，数据翔实、目标明确，能够有效地指导后续标准编制工作，编制的草案框架结构基本合理、技术路线可行，同意开题。建议：1、名称修改为“太湖流域农业面源污染负荷评估规范”；2、完善规范的结构与相关内容。起草组随后根据专家意见对开题报告、本标准文本和编制说明进行了修改完善。

3.1.3 组织调研

2024 年 10 月~11 月，起草组根据专家意见修改开题报告本标准文本和编制说明，深入研究标准文本拟发布后标准使用对象，明确拟调研与座谈涉及的机构与人员，制定调研方案。调研前期实地走访了太湖流域相关乡镇，访谈了相关村委会，了解农业种植、水产养殖和畜禽养殖等农业生产情况。2024 年 12 月，为推动农业面源污染防治，规范流域农业面源污染负荷评估工作，针对《太湖流域农业面源污染负荷评估规范》编制工作展开座谈调研，参加人员为太湖流域各设区市生态环境局分管处室负责人员、辖区内监测机构相关负责人员、驻市环境监测中心相关负责人员。座谈会上，起草小组成员向参会人员介绍了此次调研的目的、调研的内容、标准编制说明和标准的内容、标准编制的进展及下一步计划等，并针对农业面源污染类型、农业面源污染防治主要措施；农业面源污染监测区污染量负荷评估工作开展情况；在农业面源污染负荷评估过程中存在的困难与问题；讨论标准（初稿）和编制说明相关内容；对标准（初稿）的意见和建议等内容展开讨论，收集现场调研的意见和建议，以期掌

握江苏省太湖流域各地农业面源污染负荷评估基本情况，了解江苏省太湖流域各地对农业面源污染负荷评估工作的基本想法，为《太湖流域农业面源污染负荷评估规范》（初稿）征询相关整改意见和建议。

3.1.4 召开座谈会

为进一步落实《省市场监管局关于下达 2024 年度江苏省地方标准制修订计划的通知》（苏市监标〔2024〕143 号）文件要求，推进《太湖流域农业面源污染负荷评估规范》标准制定，2025 年 2 月 18 日，起草组在南京组织召开第一次座谈会，并邀请了江苏省生态环境评估中心、江苏省南京环境监测中心、江苏省环境监测中心现场监测部和水质部等代表；3 月 12 日，起草组在常州组织召开了第二次座谈会，参加会议的有常州市生态环境局、江苏常州市环境监测中心、江苏连云港市环境监测中心、江苏泰州市环境监测中心、江苏宿迁市环境监测中心、常州市生态环境监控中心金坛分中心、常州市生态环境监控中心武进分中心等代表。两次座谈与会代表均听取了标准草案和编制说明的编制情况，并提出了 5 条综合性意见和建议：1、标准适用范围和评估的农业面源类型需要进一步明确，补充相关术语定义；2、现场调查部分涉及较大工作量，较难实现，建议优先采信官方数据，根据前期资料收集情况，对缺失值和异常值开展针对性地走访与现场调查。3、依据规范性文件的使用逻辑和操作便捷性，明确不同负荷核算方法的调查内容，即遵循“确定调查范围，再明确负荷核算方法，开展资料收集”的流程，编写农业面源污染调查环节。4、考虑到基层单位模型技术能力较弱，建议按照，并模型细化相关操作流程。5、结合生态环境管理需求，农业面源污染优先控制区域划分综合考虑不同源的污染排放量和排放强度。起草组根据 2 次座谈的情况，修改完善了标准文本和其编制说明，进一步提升了标准的科学性和实用性，形成文本及编制说明征求意见稿。

3.1.5 征求意见稿技术审查会

2025 年 3 月 28 日，起草组在南京组织召开征求意见稿技术审查，邀请了江苏省生态环境厅法规标准科技处、监测处和土壤处相关处室代表，以及生态环境部南京环境科学研究所、中国科学院南京土壤研究所、江苏省质量和标准化研究院、江苏省淮安环境监测中心、南京农业大学等相关专家。与会专家及代表听取了关于标准征求意见稿的编制工作过程、主要技术内容及确立依据等内容，一致认为起草组提供的材料齐全、内容完整、符合审查会技术要求；标准规定了太湖流域农业面源污染负荷评估的总体要求、评估流程、农业面源污染调查、

负荷核算和评估报告编制的要求；标准编制规范，符合 GB/T 1.1—2020 的规定，同意通过征求意见稿的技术审查。建议进一步完善标准的格式与相关内容，补充术语与定义及规范性引用文件。根据技术审查会专家意见，进一步修改标准文本和编制说明，形成标准文本和编制说明征求意见稿。标准文本和编制说明于 2025 年 4 月 21 日~2025 年 5 月 20 日在江苏省生态环境厅外网公开征求意见；2025 年 10 月 29 日~11 月 4 日，根据省厅要求补充征求省农业农村厅及权威科研机构意见；共征求了 35 家单位意见。截止 2025 年 11 月 7 日，共收到 8 家单位的意见，27 家单位无意见。起草组根据征求的意见，进一步修改标准文本和编制说明，形成标准文本和编制说明送审稿。

3.1.6 送审稿技术审查会

2025 年 7 月 4 日，起草组在南京组织召开了江苏省地方标准《太湖流域农业面源污染负荷评估规范》送审稿技术审查会，邀请了江苏省生态环境厅法规标准科技处、监测处和土壤处相关处室代表，以及中国科学院南京土壤研究所、江苏省质量标准化研究所、江苏省南京环境监测中心、南京市生态环境保护科学研究院、南京农业大学等相关专家。与会专家及代表听取了起草组关于标准送审稿的主要技术内容、编制过程和征求意见情况的汇报，经质询、讨论，一致认为起草组提供的材料齐全、内容完整、符合江苏省地方标准管理要求；标准的征求意见稿处理得当，标准框架合理，技术路线可行，标准的实施对规范太湖流域农业面源污染负荷评估工作具有重要意义，并同意通过送审稿技术审查。建议进一步完善术语和定义及规范标准技术条款的表述。起草组根据技术审查会与会专家及代表的意见，进一步修改完善标准文本和编制说明报厅务会批准。2025 年 11 月 26 日，通过厅务会审议，形成送审稿待省市监局审查。

3.1.7 省市监局审查会

2026 年 4 月 10 日，省市监局组织召开标准文本和编制说明（报批稿）技术审查会，会议要求了江苏省生态环境厅法规标准科技处、监测处和土壤处相关处室代表，以及南京市标准化研究院、中国科学院南京土壤研究所、江苏省南京环境监测中心、南京农业大学、江苏润环环境科技有限公司等相关专家。与会专家及代表听取了起草组关于标准送审稿的主要技术内容、编制过程和征求意见情况的汇报，经质询、讨论，一致同意该标准通过审查，建议删除“源-流-汇”相关内容、完善术语 3.2、调整附录 A 为资料性附录，并根据专家具体意见（附后）修改完善后报批。起草组根据审查会意见，进一步完善标准文本和编制说明，

并经与会专家和处室确认，形成标准文本和编制说明（报批稿），待省市监局发布与实施。

3.2 国内外相关标准情况

3.2.1 国外相关标准情况

3.2.1.1 美国

美国农业面源污染评价的标准体系的发展历程可以追溯至 20 世纪 30 年代末至 70 年代初，这一时期可以看作是农业环境保护立法的起步阶段。在这段时间，美国国会开始关注农业活动对水质的影响，并通过了一系列法案，旨在促进农业生产方式的改进，以减少农业活动对环境的负面影响。这些法案包括了《清洁水法案》（Clean Water Act）和《资源保护与复原法案》（Resource Conservation and Recovery Act）等，建立了相关的机构和组织，如美国农业部水土保持局、美国环境保护局非点源污染管理办公室等，为农业面源污染的控制和治理提供了政策和法律的支持。奠定了农业面源污染评价标准体系建设的基础。

20 世纪 80 年代至 90 年代，美国开始实施一些具体的控制和治理项目，如非点源污染管理计划、乡村清洁水计划、国家灌溉水质计划、农业水土保持计划等，同时加强了对农业面源污染的监测和评估，开发了一些数学模型和评价方法，如 SWAT 模型、农业非点源污染模型（AGNPS）、水文模拟模型（HSPF）等，为农业面源污染的科学管理提供了技术和方法的支持。

21 世纪以来，美国进一步完善了农业面源污染的法律法规，如《农业法案》《农业保护法》的修订等，增加了对农业面源污染的资金投入，如清洁水基金、农业保护基金等，推广了一些有效的控制和治理技术，如最佳管理实践（BMPs）、生物农业、有机农业、再生农业、绿色农业等，同时加强了对农民的技术培训和宣传教育，提高了农民的环境意识和参与度，为农业面源污染的可持续管理提供了社会和经济的支持。

美国农业面源污染评价的标准体系包括了联邦、州级和地方政府的法规、标准和指南。这些标准涵盖了土壤侵蚀、化肥和农药使用、畜牧业废物管理、水资源保护、可持续农业实践等方面。这些标准和指南涵盖了农业面源污染评价的多个方面，有助于规范农业活动，减少对环境的负面影响。

3.2.1.2 德国

德国是欧洲农业大国，也是农业面源污染防治的先行者。德国的农业面源污染评价标准体系，是在长期的实践和探索中逐步形成和完善的。

20 世纪 70 年代之前，德国的农业面源污染问题并不突出，主要关注的是工业和城市污染的治理。这一时期，德国的农业面源污染评价标准体系还不完善，缺乏统一的法律法规和监测网络，主要依靠经验模型和物理指标进行评价。

80 年代至 90 年代初，主要是开展农业面源污染的监测和评价的基础研究，建立了一些小流域和试验区的监测网络，探索了农业面源污染的监测方法和评价模型，形成了一些初步的评价结果和指导意见。

90 年代中期至 21 世纪初，德国开展农业面源污染的区域性和全国性的评价研究，建立了一些大流域和全国范围的监测网络，完善了农业面源污染的评价方法和模型，形成了一些系统的评价报告和政策建议。

自 21 世纪以来至今，主要是开展农业面源污染的动态和综合的评价研究，建立了一些长期和多要素的监测网络，发展了农业面源污染的评价指标和评价体系，形成了一些综合的评价结果和管理措施，加强了水质监测网络的运行和维护，发展了机理模型和非机理模型，优化了化学指标和生物指标，形成了一套科学的、系统的、动态的农业面源污染评价标准体系。

德国关于农业面源污染评价的法律或标准化文件，主要有以下几个：

1) 《肥料法》（Düngemittelgesetz, DüG）

该法令规定了肥料的生产、流通和使用的标准和要求，以及肥料对环境的影响的监测和评价。

2) 《畜禽养殖法》（Tierhaltungsverordnung, THVO）

该法令规定了畜禽养殖的动物福利和环境保护的标准和要求，以及畜禽粪便的处理和利用的标准和要求，以及畜禽粪便对环境的影响的监测和评价。

3) 《肥料施用条例》（Düngeranwendungs-Verordnung, DüAnwV）（2020）

该条例规定了施肥的专业实践标准，特别是在污染区域，要求采取措施以减少农业对环境的氮输入。它还要求各联邦州根据统一标准重新划定污染区域，以确保公平性和有效性。

4) 《硝酸盐指令》（Nitrates Directive）（1991）

该指令主要要求成员国监测水质，并识别排放到受污染水体或有污染风险的地区。这些地区被称为硝酸盐脆弱区（Nitrate Vulnerable Zones, NVZs），并需采取措施减少氮输入。

5) 《环境与气候保护战略计划》（CAP Strategic Plan）（2021）

该计划包含多项措施以应对农业对水体的影响，包括提高资源利用效率、改进施肥管理以及推广低排放技术，以减少氮和磷的输入。

这些法律法规和政策反映了德国政府对农业面源污染问题的重视，旨在通过规范化管理和科学施肥来保护水资源和生态环境。通过这些措施，德国希望能够有效控制农业对水体的影响，并实现可持续发展目标。

3.2.1.3 加拿大

加拿大是一个农业大国，也是一个高度重视环境保护的国家。加拿大早在 1985 年就制定了《加拿大水法》，规定了水资源的保护、管理和利用的原则和措施，其中包括了农业面源污染的防治要求。

加拿大的农业面源污染评价法律或标准化文件主要包括：

《加拿大水法》（Canada Water Act）：是加拿大最高水资源管理法律，规定了水资源的保护、管理和利用的原则和措施，其中包括了农业面源污染的防治要求。

加拿大《环境保护法》（Canadian Environmental Protection Act）：该法律规定了对农业面源污染的管理和控制，包括土壤和水体的保护。该法律也强调了对农业活动中可能产生的污染物的管理和限制。

加拿大环境部（Environment and Climate Change Canada）发布的相关标准和指南文件：这些文件包括了针对农业面源污染的评估标准、监测方法和污染物排放限制等内容，帮助农业部门和相关机构进行评估和监管。

加拿大农业部（Agriculture and Agri-Food Canada）发布的农业实践指南和标准：这些文件提供了农业活动中减少面源污染的最佳实践指导，以及相关的管理和技术要求。

加拿大《农业环境保护法》（Agricultural Environmental Protection Act）：该法律旨在规定农业活动对环境的影响以及相应的管理措施，包括土壤保护、水资源管理和农业化学品使用等方面。

加拿大《农业环境管理标准》（Agricultural Environmental Management Standards）：这些标准文件由相关环境部门发布，旨在规范农业活动中的环境管理要求，包括土壤保护、水资源利用和废弃物处理等内容。

加拿大《氮素和磷的农业使用指南》（Guidelines for Agricultural Use of Nitrogen and Phosphorus）：这些指南提供了关于合理使用氮素和磷肥料的建议，以减少农业活动对水体的污染和排放。

加拿大《农业环境监测指南》（Agricultural Environmental Monitoring Guidelines）：这

些指南提供了针对农业面源污染监测的技术指导,帮助农业部门和环境管理机构进行有效的监测和评估。

3.2.1.4 澳大利亚

澳大利亚是南半球重要的发达国家,同样也高度重视农业面源污染防治工作,自 20 世纪 80 年代起,就开始开展农业面源污染的调查、评估和治理工作,逐步建立了一套较为完善的法律法规、政策措施、技术标准和监测体系,取得了一定的成效。

澳大利亚农业面源污染防治的主要法律法规和政策措施包括《澳大利亚宪法》(1901 年)、《环境保护和生物多样性保护法》(1999 年)、《国家水计划》(2004 年)、《农业和兽医化学品法》(1994 年)、《农业面源污染防治国家行动计划》(2008 年)等。

澳大利亚水质保护和管理标准(Australian Water Quality Guidelines):这些准则由澳大利亚政府环境部门制定,旨在确保水体质量的维护和保护。其中包括了农业面源污染控制的相关指南。

澳大利亚农业面源污染管理策略(Australian Agriculture Non-Point Source Pollution Management Strategy):这个策略由澳大利亚农业与水资源管理部门制定,以管理和减少农业面源污染负荷。该策略提供了农田管理、养殖废物处理和农业实践改进等方面的指导。

澳大利亚农业面源污染评估框架(Australian Agriculture Non-Point Source Pollution Assessment Framework):这个框架是用于评估农业面源污染负荷的参考指南,包括了数据收集、模型建立和评估方法等方面的要求。

土壤侵蚀风险评估标准(Soil Erosion Risk Assessment Standards):这些标准由澳大利亚土地管理部门制定,用于评估农业活动对土壤侵蚀风险的影响。这些标准包括了土壤保护措施和可持续土地管理的指导。

基于一系列的法律法规,澳大利亚国内开发了一些用于农业面源污染的调查评估方法,例如,农业面源污染指数(API),是一种基于农业活动、土地利用、气候条件、水文特征等因素,综合评价农业面源污染程度和风险的方法;农业面源污染负荷模型(APLM),是一种基于地理信息系统(GIS)和水文模型,模拟农业面源污染物的产生、迁移和转化过程,估算农业面源污染物的负荷量和对水质的影响的方法;农业面源污染监测指南(APMG),是一种基于农业面源污染的类型、来源、路径和受体,指导农业面源污染的监测设计、实施和数据分析的方法。澳大利亚还制定了一些与农业面源污染相关的技术标准,例如,农业化

学品的注册、评估和管理标准；农业用水的质量标准；农业生物安全的监管标准等。

3.2.1.5 英国

英国关于农业面源污染评价的标准体系，主要是基于欧盟的相关法律和指令，其中主要包括：

1975 年，欧盟颁布了《水框架指令》（Water Framework Directive, WFD），要求各成员国制定和实施水资源保护和管理的计划和措施，以实现水体的良好生态状态。

1980 年，欧盟颁布了《硝酸盐指令》（Nitrates Directive），要求各成员国将水体中硝酸盐浓度控制在 50 mg/L 以下，以防止水体富营养化和饮用水污染。

1991 年，欧盟颁布了《城市污水处理指令》（Urban Waste Water Treatment Directive），要求各成员国对城市污水进行适当的收集和处理，以减少对水体的有害影响。

1999 年，英国制定了《水环境（水体质量）法规》（Water Environment (Water Quality) Regulations），将欧盟的《水框架指令》和《硝酸盐指令》纳入国内法律体系，规定了水体质量的标准和目标，以及相应的监测和评价方法。

2003 年，英国制定了《农业面源污染防治法规》（Agricultural Diffuse Pollution Prevention Regulations），要求农业活动遵守一系列的良好农业操作规范，以防止农业面源污染的产生和扩散。

2008 年，英国制定了《水环境（水体质量）法规》（Water Environment (Water Quality) Regulations）的修订版，将欧盟的《城市污水处理指令》纳入国内法律体系，规定了城市污水处理的标准和要求。

2014 年，英国制定了《农业面源污染防治法规》（Agricultural Diffuse Pollution Prevention Regulations）的修订版，增加了一些新的措施，如禁止在高风险时期施用有机肥和化肥，以及在敏感流域实施农业操作指南。

3.2.2 国内相关标准情况

3.2.2.1 国家层面

目前，国内已经出台了一些关于农业面源污染监测评估的指南和标准，主要涵盖农业面源污染调查、农业面源污染监测、农业面源污染负荷评估、农业面源污染防治绩效评估等方面。2020 年，农业农村部发布了《流域农业面源污染监测技术规范》（NY/T 3824—2020）行业标准，为流域农业面源污染监测技术的断面设置与采样、监测指标及方法、流域农业面

源污染的结果表达与质量控制等要求。生态环境部和农业农村部在 2021 年 3 月 20 日联合印发《农业面源污染治理与监督指导实施方案（试行）》，旨在加强对农业面源污染的治理与监督。该方案提出了三方面主要任务：（1）深入推进农业面源污染防治，确定农业面源污染优先治理区域，分区分类采取治理措施。建立农业面源污染防治技术库，推广应用化肥农药减量化、畜禽养殖污染治理等技术措施。（2）健全农业面源污染监测评估体系建立农业面源污染监测网络，开展常态化监测。开展农业面源污染调查评估，掌握污染物排放状况。（3）完善农业面源污染治理法规政策标准体系，制定农业面源污染防治相关法规政策和技术标准。建立健全农业面源污染治理工作机制。

生态环境部和农业农村部在 2021 年联合发布了《农业面源污染防治实施意见》政策文件，旨在加强农业面源污染的治理与监督。该实施意见旨在实现农业绿色发展、保障农产品质量安全，并为乡村振兴战略提供强有力的环境支持。主要强调统筹推进、突出重点，以化肥和农药的减量化、规模以下畜禽养殖的污染治理为重点，兼顾各主要流域的治理需求。主要任务在于推动农业生产方式转变，鼓励使用资源节约型和环境友好型的生产方式，减少化肥和农药的使用。并且建立农业面源污染监测评估体系，及时掌握污染动态，实施科学施肥和用药。同时加强对农业废弃物的资源化利用，推动粪污处理设施建设，提高农业废弃物的综合利用率。

3.2.2.2 地方层面

各省（市）较少在农业面源污染防治/评价/评估方面出台地方标准或行政性规范文件，主要有以下规范性文件：

重庆市出台了《重庆市农业面源污染风险评估技术规范》（DB50/T 931—2019），规定了重庆市农业面源污染风险评估的指标体系和各指标计算方法，以及区县尺度和乡镇街道尺度层面的评估方法与模型。

湖南省发布了《退耕还湿治理农业面源污染技术规程》（DB43/T1804—2020），规定了退耕还湿治理农业面源污染的目的、原则、范围、技术要求、工程设计、施工、运行维护、监测评估等内容，旨在保护水资源，改善水环境，提高生态效益，促进农业绿色发展。

湖北省颁布的《区域农业面源污染综合防治技术 导则》（DB42/T 1739—2021），适用于以治理农业面源污染为主要目的的区域农业生态环境建设，提出了针对污染的源头、过程以及终端控制措施和对区域农业面源污染的监测评估体系、指标、方法和标准。

内蒙古自治区出台的《水体氮磷农业面源污染防治技术 导则》（DB15/T 3045—2023），主要针对的是受农业面源污染影响的水体的治理，提出了种养业合理布局、化肥农药减量化、农田水土保持、农田水利设施、农业面源污染物的截留、净化、利用等技术措施。

山东省发布了《农业面源污染负荷估算技术规程》（DB37/T 4691—2024），规定了农业面源现状调查、污染负荷估算的工作程序。适用于农业面源污染负荷估算，包括农业种植污染负荷估算、规模以下畜禽养殖污染负荷估算和淡水水产养殖污染负荷估算。

浙江省生态环境厅、浙江省农业农村厅联合制定了《浙江省农业面源污染调查和负荷核算技术指南（试行）》，并于 2022 年 6 月颁布，该指南适用于浙江省农业面源污染调查和负荷核算，规定了浙江省农业面源污染调查、农业面源污染负荷核算和结果报告与优先治理区域清单编制的技术要求。

上海市生态环境局于 2023 年 1 月颁布了《平原河网地区农田面源污染监测技术指南（试行）》，该指南规定了平原河网地区农田面源污染监测的区域选取、单元划定、点位布设、监测方法、监测指标与方法、面源污染负荷与排放系数计算方法等基本内容。该指南采用排放口实测数据对汛期/非汛期的农田排放负荷进行估算，该方法以实测数据为依据，具有较高的准确性，但也因所需数据量较大（点位及频次），对于大尺度的研究区域并不适用。

3.3 标准制订的基本原则和技术路线

3.3.1 标准制订的基本原则

本标准有关调查技术流程参考《农业面源污染治理监督指导试点技术指南（试行）》（环土函〔2021〕295 号），并结合模型所需参数稍作调整，以国内外最新的标准方法和相关文献研究成果为编制基础。同时考虑到目前现有监测机构的技术水平、管理水平、经济条件等实际情况，确保所编制标准能够在江苏省太湖流域范围内推广应用。标准制订过程中主要遵循以下原则：

- 1)满足相关环保管理标准和环保工作的要求；
- 2)方法准确可靠，以《农业面源污染治理监督指导试点技术指南（试行）》为主要编制依据，同时参照《排放源统计调查产排污核算方法和系数手册》，对其中参数进行研究修正，相关方法性能指标满足环境监测技术及环境管理的要求；
- 3)方法具有普遍适用性，易于推广使用。

3.3.2 标准制订的技术路线

本标准制订以《农业面源污染治理监督指导试点技术指南（试行）》（环土函〔2021〕295号）为主要编制依据，同时参照《排放源统计调查产排污核算方法和系数手册》，对其参数进行研究修正，并充分考虑目前我国环境监测的技术经济水平，具有较强的科学性、先进性、可行性和可操作性，能够满足相关环保管理标准和环保工作的要求。

标准制订以后预计在江苏省内具有较好的推广前景，所需要的数据均为常规统计指标或易于获取，实践操作简单易用，并针对具体情况提供了替代模型的选择。技术路线详见图1。

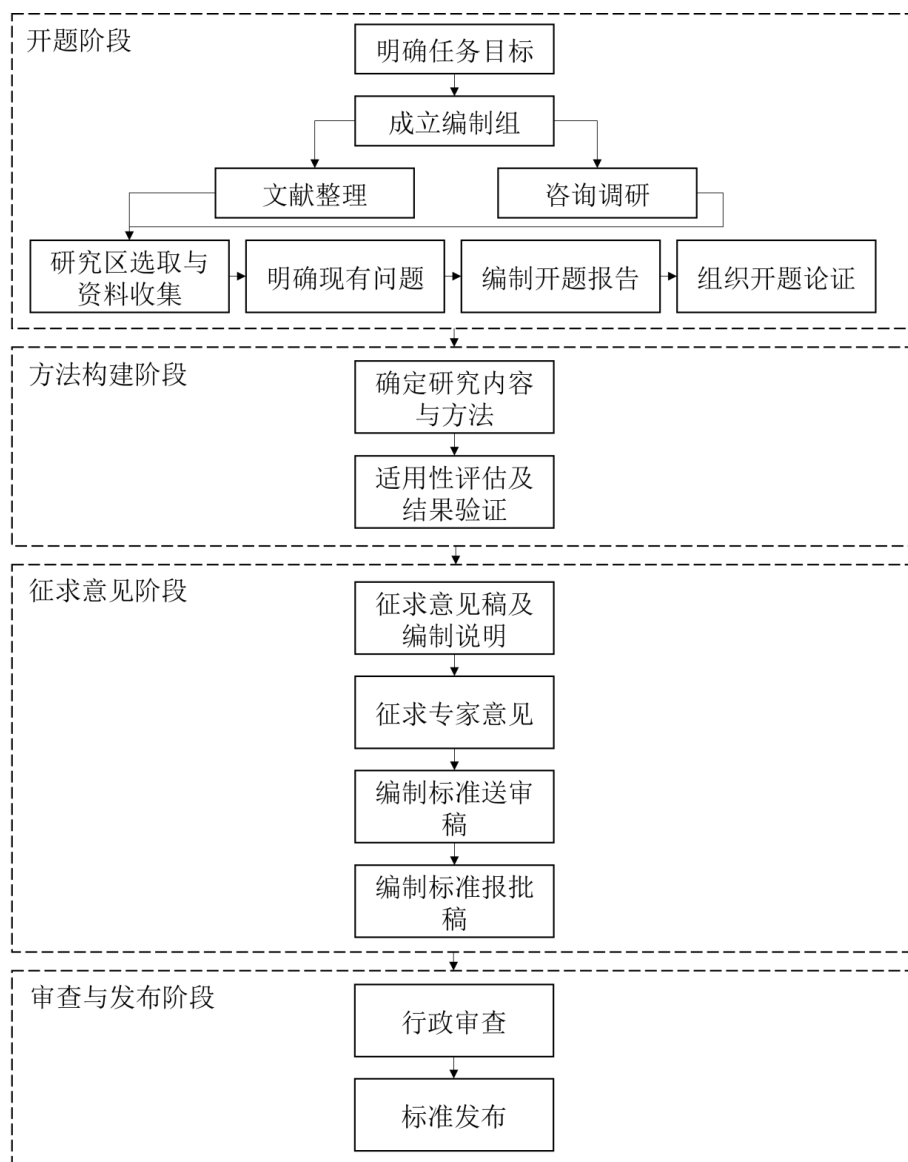


图1 标准制订技术路线图

4 主要内容及技术指标确立

4.1 范围

本文件规定了太湖流域农业面源污染负荷评估的总体要求、农业面源污染调查、负荷核算、质量控制和评估报告编制的要求。

本文件适用于太湖流域内种植业、畜禽养殖业和水产养殖业等农业生产活动中产生的总氮、总磷、氨氮及化学需氧量等污染物入水体排放量的负荷评估。

4.2 规范性引用文件

下列文件中的内容通过文中的规范性引用而构成本文件必不可少的条款。其中，注日期的引用文件，仅该日期对应的版本适用于本文件；不注日期的引用文件，其最新版本（包括所有的修改单）适用于本文件。

GB 3838 地表水环境质量标准

HJ 91.1 污水监测技术规范

HJ 91.2 地表水环境质量监测技术规范

DB/T XXXX 太湖流域种植业污染监测技术规范

4.3 术语与定义

4.3.1 太湖流域 Taihu lake basin

太湖流域包括江苏省内太湖湖体，苏州市、无锡市、常州市和丹阳市的全部行政区域，以及句容市、南京市高淳区和溧水区行政区域内对太湖水质有影响的河流、湖泊、水库、渠道等水体所在区域。

[来源：《江苏省太湖水污染防治条例》（2021）]

4.3.2 农业面源污染发生潜力评估模型 Su-agricultural non-point source pollution potential Index, S-APPI

一种基于江苏省自然地理特征与人为因素，集成径流指数(Runoff Index, RI)、泥沙流失指数(Sediment Production Index, SPI)和种植负荷指数(Cultivating loading Index, CLI)构建面源污染发生潜力评价指标体系，并采用熵权法对各指标权重进行动态调整的评估模型，评估结果可反映区域农业面源污染的发生状况。

[来源：《2024 年全省生态环境监测方案》（苏环办〔2024〕92 号）]

4.3.3 控制单元 control unit

结合农业面源污染区域与行政边界，划定的农业面源污染防控区域。

[来源：《农业面源污染治理监督指导试点技术指南（试行）》（环土函〔2021〕295号）]

4.3.4 优先治理区域 prior governance areas

农业面源污染负荷或污染排放强度较高，需要先行防治的控制单元。

[来源：《农业面源污染治理监督指导试点技术指南（试行）》（环土函〔2021〕295号）]

4.4 总体要求

为了确保太湖流域农业面源污染负荷评估的可操作性、适用性、代表性和科学性，规定以下条款要求。

4.4.1 农业面源污染负荷评估应边界清晰、客观真实、全面可靠。

4.4.2 通过区域农业生产活动相关信息收集，对农业面源污染入水体排放量进行核算，得到优先治理区域。农业面源污染负荷评估应包括农业面源污染调查、负荷核算和报告编制，见图 2。

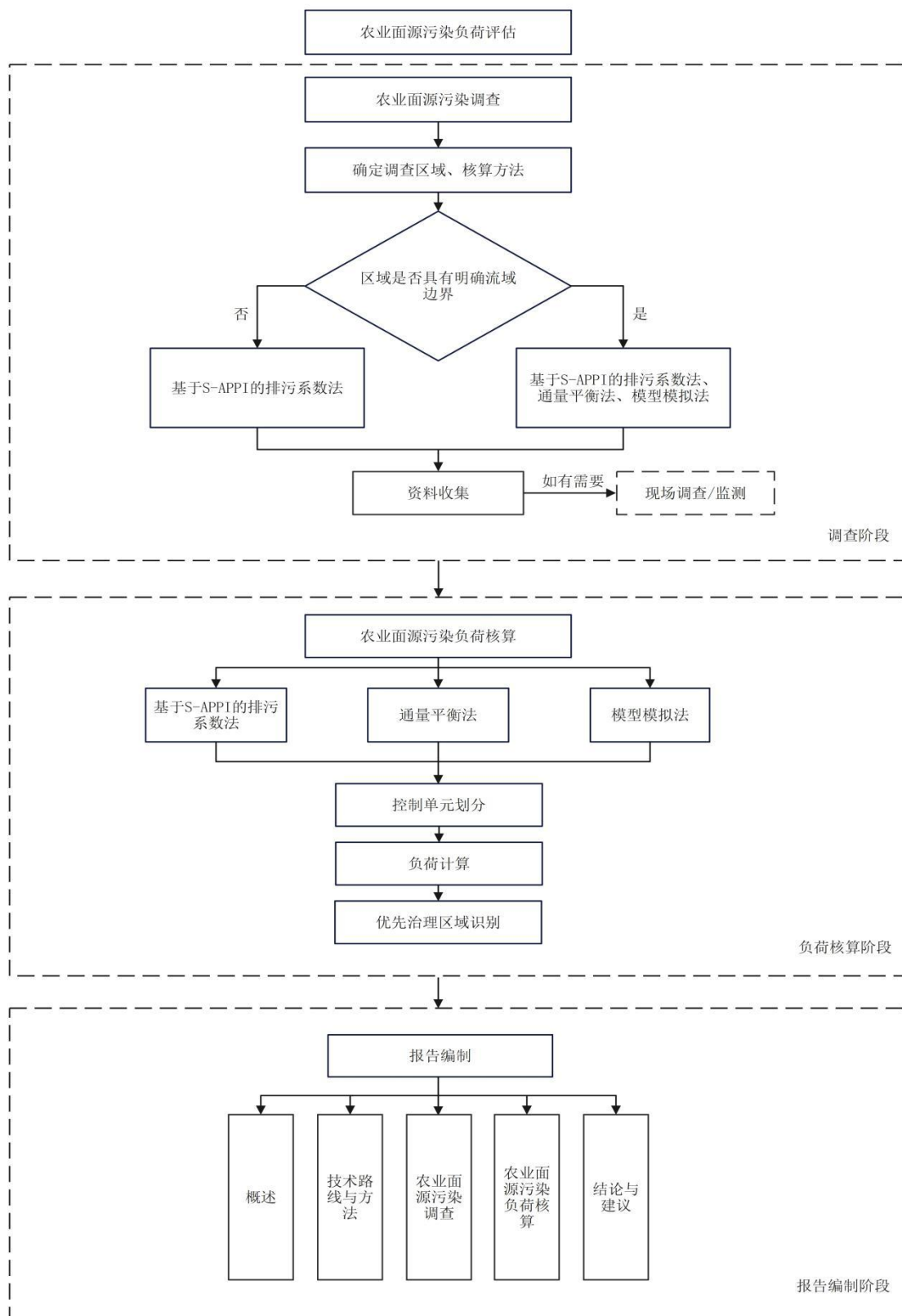


图 2 农业面源污染负荷评估技术路线

4.5 污染调查

4.5.1 确定调查区域和核算方法

根据太湖流域自然地理特征差异，采用差异化负荷核算方法，其中平原河网区域因汇水路径模糊，优先依赖统计与经验系数法；丘陵区域因水文单元明确，可采用耦合机理模型提升精度，满足小流域精准治理需求。（1）平原河网区（汇水单元不显著区域）核心特征：地势平坦、河网交错、水文过程复杂，污染迁移以分散漫流为主；推荐采用基于 S-APPI 的排污系数法，通过统计农业活动强度（如化肥施用量）与污染物排放系数，结合区域水文连通性进行空间插值，量化面源污染负荷。（2）丘陵区（汇水单元显著区域）核心特征：地形起伏明显、汇水边界清晰，污染迁移受地表径流路径主导；推荐采用基于 S-APPI 的排污系数法进行基础评估，如模型技术水平较好地区，也可以采用精细模拟法，如基于物质守恒原理核算污染物输入/输出通量的通量平衡法，基于物质守恒原理核算污染物输入-输出通量与分布式水文模型法（如 SWAT 模拟地表径流与污染物输移过程），实现污染通量的时空动态解析。

参照《农业面源污染治理监督指导试点技术指南（试行）》（环土函〔2021〕295 号）和 NY/T 3824—2020 流域农业面源污染监测技术规范指出的通量平衡法和附录 A“农业面源污染负荷评估推荐模型清单”，以及起草组基于 S-APPI 研究开发的的排污系数法，涉及的基础资料和信息数据有所不同，考虑到标准的可操作性，可通过先确定调查区域和适合的核算方法，再明确调查内容的方式，开展农业面源污染调查及后续工作。依据太湖流域的自然地理特征，汇水单元不明显的平原河网区域可采用基于农业面源污染发生潜力评估模型（S-APPI）的排污系数法；汇水单元明显的区域可采用基于 S-APPI 的排污系数法、通量平衡法及模型模拟法。在模型模拟法中，本文件列举了太湖流域较为常用的水土评估模型（Soil and Water Assessment Tool, SWAT）。同时《农业面源污染治理监督指导试点技术指南（试行）》还推荐了遥感分布式面源污染评估模型（Diffuse Pollution Estimation with Remote Sensing, DPeRS）、农业非点源污染模型（Agricultural Non-Point Source Pollution Model, AGNPS）等模型法。

4.5.2 调查内容

依据核算方法所需基础资料和数据信息，本标准分别规定了基于 S-APPI 的排污系数法、通量平衡法和 SWAT 模型的调查内容，主要包括区域自然和社会经济、农业生产统计等基础资料收集，现有水质数据和污染防治现状等环境现状数据，以及区域种植、畜禽养殖和水

产养殖的现状调查情况（表 1）。

表 1 负荷核算方法及资料收集清单

核算方法	调查内容	
基于 S-APPI 的排污系数法	农业生产统计数据	农作物总播种面积、园地面积、用于种植业的化肥使用量（折纯）、含氮化肥使用量（折纯）、含磷化肥使用量（折纯），畜禽规模养殖场的存/出栏量、畜禽中小养殖户存/出栏量、畜禽养殖粪污综合利用率和污染物去除率，水产养殖类型、养殖模式、养殖产量、养殖面积等，控制单元的总面积或农业生产活动面积、污染物去除率。
	点源污染数据	点源通常为入河排污口和农村生活污水，主要调查指标包括化学需氧量、氨氮、总磷、总氮等。点源污染物排放浓度和量。
通量平衡法	水文、水质数据	水文主要调查指标包括流量、水位、流速等；水质主要调查指标包括总氮、总磷、氨氮、化学需氧量等。汇水/控制单元出入境断面经纬度，场次降雨产流开始后出入境断面瞬时流量、污染物浓度、产流时长，产流时段内出入境断面平均流量、污染物浓度，未降雨出入境断面的基流流量、污染物浓度，控制单元的总面积或农业生产活动面积。
	点源污染数据	点源污染通常为入河排污口污水和农村生活污水，主要调查化学需氧量、氨氮、总磷、总氮等污染物排放浓度和量。
SWAT 模型	DEM、土地利用类型、作物生长、土壤化学参数、降水量（每日/每月），水文、水质、点源污染等数据，控制单元的总面积或农业生产活动面积。土壤化学参数包括土壤有机氮、有机磷、农药等；水文调查指标包括流量、水位、流速等，水质调查指标包括总氮、总磷、氨氮、化学需氧量等；点源通常为入河排污口和农村生活污水，主要调查水量、溶解氧、有机氮、有机磷、硝酸盐等主要污染物日均/月均总量数据。	
	管理措施数据	播种/插秧、灌溉、施肥、喷洒杀虫剂、收割、轮作等。

4.5.3 调查方法

考虑跨部门收集数据有一定难度，优先采用统计、农业农村、市场监督管理等部门数据资料，如统计年鉴。针对缺乏统计数据区域，如典型流域、乡镇/村级行政单元，可通过入户调查进一步摸清种植业、畜禽和水产养殖业生产活动水平、数量和分布。参照《农业面源污染治理监督指导试点技术指南（试行）》（环土函〔2021〕295号）“5 农业面源污染调查”中“数据收集”和“补充调查”，通过区域内所在行政村村委会问询、入户调查等方式获取，区域范围内以行政村为单元，根据种植类型分别选择 5-10 个种植户开展调查。其中区域内行政村不足 1 个，则按 1 个行政村来开展入户调查；以农业农村部门养殖场直联直报信息平台数据为基础，对于规模化养殖场的走访比例不低于区域规模化养殖场总数的 50%；对于规模以下养殖户，通过区域内所在村委会问询、入户调查等方式获取区域内规模以下养殖信息；通过区域内所在行政村村委会问询、入户调查等方式获取水产养殖类别、养殖种类和养殖产量等信息。结合太湖流域实际以及区域范围可能小于 1 个行政村，本标准规定了“区域内行政村不足 1 个，则按 1 个行政村来开展入户调查。”水文、水质和入河排污口现

场监测指标和频次等相关内容应参照《太湖流域种植业面源污染监测技术规范（DB 32/T XXXX）》中的“8.1 种植业面源污染监测区出入口断面”执行；农村生活污水现场调查可参照生态环境部 2021 年发布的《排放源统计调查产排污核算方法和系数手册》中的《生活污染源产排污系数手册》“第二部分农村生活污水污染物产生与排放系数”中的“三、核算方法”执行；水文、水质和点源污染数据现场监测应符合 HJ 91.1、HJ 91.2、DB 32/T XXXX 要求。

4.6 污染负荷核算

4.6.1 核算方法

4.6.1.1 基于 S-APPI 的排污系数法

依据太湖流域特殊的自然地理特征和水网分布，在流域边界划定、水文条件识别、污染负荷测算、模型适用性分析等关键问题分析研究的基础上，开展基于 S-APPI 的排污系数法研究，研究内容包括基于梯度提升算法（eXtreme Gradient Boosting, XGBoost）的 S-APPI 模型构建（数据获取与清洗、模型训练与参数设置、模型精度验证）、基于熵权法联合 S-APPI 系数修正的种植业排污系数法方法构建（权重确认、系数修正结果）、S-APPI 模型预测性能评估、江苏省负荷评估结果分析以及基于 S-APPI 的排污系数法。

a) 关键问题分析

（1）流域边界划定

太湖流域地处美丽富饶的长江三角洲，地貌以平原为主，地势低平，一般以圩区作为水利管理单元，通过控制泵闸进行水利调度，圩区内水位（水流）受到潮汐作用、泵闸排灌以及地表径流等多重影响。考虑到省内以类似平原河网地区水系为主，农田交错，对“流域”的界定尚不清晰，需要考虑平原河网地区的特点对监测对象进行科学界定。

（2）水文条件识别

农田面源污染物产生和迁移的过程，除了受降雨、灌溉产流驱动外，潮汐作用、圩区排灌引起河道水位变化，亦产生显著影响。因此，平原河网地区农田排水没有显著的“自流”特征：在河道水位较低时，农业面源污染物在径流等驱动下迁移进入河道；当河道水位抬升后，则有可能发生倒灌（回灌）现象，河水直接进入农田排水沟中。在非汛期，潮汐作用成为圩区水位变化与水流流动的主导因素；在汛期，还经常出现上游来水、本地降雨和下游强潮顶托的“三碰头”情形，圩区内河道水位变化与水流流动情况复杂，导致面源污染迁移及对水环境影响过程尤为复杂，监测评估难度较大。

（3）污染负荷测算

农业面源排放特征具有随机性、季节性、突发性，以及一定的滞后性。农业农村部门长期以来的农田面源污染监测主要应用于田间尺度污染物排放量的科学测算，尚不能直接用于农业面源污染入河负荷评估与监管。目前农业面源污染监测主要采用径流的方式进行，相关监测涉及的工程量较大且耗费人工，无法满足田间原位监测要求、反映真实入河过程，难以作为农业面源污染监测评估提供依据。

（4）模型适用性分析

目前，国内外较为成熟的源解析分析方法主要包括经验统计法、模型估算法、污染指数评价法等。这些模型一般分为经验模型和物理模型。前者通过因果分析或统计分析来评估污染负荷与地理因素之间的关系，包括出口系数模型和多元回归方程模型，其对研究规模的敏感性较低，但由于观测数据和方法本身的局限性，评估结果具有很高的不确定性。后一种方法侧重于生成机制和运移过程，包括 SWAT、AnnAGNPS 和 HSPF 等模型。通常用于基于长周期数据预测 NPS 的时空变化，利用数字高程模型（DEM）和 D8 算法来确定子流域划定的径流方向，在高程差异较大的山地流域非常有效。然而，单向流算法无法准确识别长三角平原河网中的坡面流道。有研究利用大尺度地形数据提高 SWAT 模型河网提取的精度。但是结果显示，在地形差异较小的太湖平原、苏北平原等地区，即使采用高分辨率数据，水文响应单元也不能准确划分。此外，平原河网地区的集约化农业实践导致许多水体由于灌溉，如沟渠、池塘和水库，显著影响污染物的地表运输和消散。这些独特的地表特征给利用 AGNPS 模型精确模拟平原河网区域带来了困难。因此，一些研究提出使用简化指标法来评估不同土地管理方案对水体的影响。

APPI 模型是一个用于农业面源污染优先控制区识别的面源污染发生潜力评价系统，并在宜兴（平原河网区）等地进行了初步应用，在支撑国家乃至我省面源污染治理方面具有巨大的应用潜力，同时该模型在指标获取和参数权重确定方面还有一定的局限性。机器学习是借助数学工具和统计学原理从数据中学习规则和知识并用于预测的一种人工智能方法，主要是总结已知数据中的底层关系和规则来预测新数据的状态，并且利用数据量增加和算法迭代来提高预测性能。近年来，机器学习在水环境污染研究方向上已经进行了多样化应用，例如，对水质指标进行实时和原位监测；识别出关键的水质指标对水资源进行分类；追踪水环境污染的污染来源。利用机器学习技术构建农业面源污染评价模型，将大数据与人工智能相结合，不仅可以提高模型预测精度，而且可以解决无资料地区机理模型无法应用的问题，以及拟合

传统评价模型无法解释的大量非线性过程或者构建组合空间，使面源污染预测更加精准。

因此，我们提出在原 APPI 模型基础上，通过将机器学习方法引入构建了 S-APPI 模型，基于机器学习算法和 APPI 模型集成，通过多模型集成、与传统半分布式模型融合以及超参数优化等方法提高原 APPI 模型泛化能力，以此来估算省级范围的农业面源污染负荷量。此外，利用机器学习建立各环境影响因素和区域面源污染状况间的统计关系，预测流域内的面源污染状况及变化趋势，突破平原河网区域农业面源污染负荷估算及治理效果评价的技术瓶颈，对我省农业绿色发展及水环境改善和美丽乡村建设均具有重大意义，为建成“强富美高”新江苏作出新贡献。

b) 基于梯度提升算法 (XGBoost) 的 S-APPI 模型构建

(1) APPI 模型介绍

农业面源污染发生潜力指数(Agricultural Non-point Source Pollution Potential Index, APPI)模型,是参考美国 PENNSYLVANIA 水土资源保护局评价非点源污染发生潜力的方法所建立的评价方法。该模型是一个考虑了自然和社会两重因素的二元结构模型,以行政边界划分计算单元,利用系数计算不同土地利用类型的农业面源污染发生潜力,适用于平原河网地区。相较于过程模型,仅需要输入相关气象、遥感、土壤和相关农业统计数据等,数据获取途径和计算方式较为简便,而且能科学地反应地区农业面源污染原始特征,综合考虑降雨径流和泥沙流失等自然因素及人畜负荷和化肥使用等社会因素对农业面源污染发生潜力的贡献。郭红岩等人运用该模型在太湖镇域范围对稻季农业面源污染的氮磷负荷量进行模拟和计算出各污染源对负荷的贡献率;王小治等人利用 GIS 技术等手段,通过 APPI 模型研究了无锡市 11 个城镇的面源污染状况并提出优先控制区;王宁优化了 APPI 模型参数,通过模拟大埔镇和宜兴市面源污染潜力从而确定优先控制因子和优先控制区;陈盾等人利用改进后的 APPI 对常州市进行了农业面源污染发生潜力评估和优先控制区识别。

原 APPI 模型体系中包含四个计算指数,分别为径流指数 (Runoff Index, RI), 泥沙流失指数 (Sediment Production Index, SPI), 种植负荷指数 (Cultivating loading Index, CLI), 人畜负荷指数 (People And Animal Loading Index, PALI), 其中涉及地表径流量、土壤侵蚀情况、土地利用状况、农业种植情况、水产畜禽养殖和农村生活污水等相关农业面源污染参数类别。

$$APPI_i = RI_iWF_1 + SPI_iWF_2 + CLI_iWF_3 + PALI_iWF_4$$

式中: $APPI_i$ 为区域 i 的农业面源污染发生潜力综合指数; RI_i 为区域 i 的径流指数, 代表研究区地表径流产流能力; SPI_i 为区域 i 的泥沙产生指数, 代表研究区的泥沙流失能力;

CLI_i 为区域 i 的种植负荷指数，代表研究区内农业种植对非点源污染负荷的贡献； $PALI_i$ 为区域 i 的人畜负荷指数，评价研究区人畜产生污染的贡献； WF 为各指数的相应权重。

本文件模型构建仅考虑径流指数、泥沙流失指数和种植负荷指数，不考虑人畜负荷指数，其中为了修正种植业流失系数，种植负荷指数不考虑农业种植流失系数（表 2）。

表 2 熵权法联合 S-APPI 种植业系数修正模型指标体系

一级图层	二级图层指数		三级图层指标类别
熵权法联合 S-APPI 种植业 系数修正模型	S-APPI 考虑因素	径流指数 (Runoff Index, RI)	年降雨情况(mm)
			径流曲线数(CN 值)
		泥沙流失指数 (Sediment Production Index, SPI)	月降雨量(mm)
			土壤粒径分布(%)
			土壤有机碳含量(%)
			土地坡度(%)
			植被覆盖度
			土地利用类型
	熵权法考虑因素	种植负荷指数 (Cultivating loading Index, CLI)	化肥施用类别/施用量
			农业种植类别/面积

其中，径流指数、泥沙流失指数、种植负荷指数计算公式如下。

径流指数，通过美国农业部土壤保护局(USDA)的 SCS-CN 径流曲线模型计算，计算公式为：

$$RI = \frac{Q_i - Q_{min}}{Q_{max} - Q_{min}}$$

$$Q = \begin{cases} \frac{(P - 0.2S)^2}{P + 0.8S}, & P \geq 0.2S \\ 0, & P < 0.2S \end{cases}$$

$$S = \frac{25400}{CN} - 254$$

式中， Q 为径流深度（mm）； P 为降雨深度（mm）； S 为潜在的最大保留或渗透（mm）； CN 为不同土地利用类型的 CN 值（无量纲）。

泥沙流失指数，通过美国农业部创建的通用土壤流失方程(USLE)计算，计算公式为:

$$SPI = \frac{A_i - A_{min}}{A_{max} - A_{min}}$$

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P$$

其中， A_i 为单位面积土壤流失量（ $t \cdot ha \cdot l \cdot yr^{-1}$ ） R 为降雨量和可侵蚀性因子（ $MJ \cdot mm \cdot ha \cdot l \cdot h \cdot l \cdot yr^{-1}$ ）； K 为土壤可蚀性因子（ $t \cdot ha \cdot h \cdot ha \cdot l \cdot MJ \cdot l \cdot mm \cdot l$ ）； L 为坡长因子（无单位）， S 为坡陡度因子（无单位）， C 为覆盖和管理因子（无单位）， P 为保护实践因子（无单位）。本研究使用的 R 因子算法如下：

$$R = 1.735 \times 10^4 \left[1.5 \times \lg \left(\sum_{i=1}^{12} \frac{P_i^2}{P_{year}} \right) - 0.8188 \right]$$

其中， P_i 是月平均降雨量（mm）； P_{year} 是年平均降雨量（mm）。 K 因子主要取决于土壤质地，并使用 EPIC 模型中的方法计算，计算如下：

$$\begin{aligned} K &= 0.1317 \times K_{China} \\ K_{China} &= -0.01383 + 0.51575 \times K_{EPIC} \\ K_{EPIC} &= \left\{ 0.2 + 0.3 \times \exp \left[-0.0256 \times SAN \times \left(1 - \frac{SIL}{100} \right) \right] \right\} \times \left(\frac{SIL}{SIL + CLA} \right)^{0.3} \\ &\quad \times \left[1 - \frac{0.25 \times C}{C + \exp(3.72 - 2.95 \times C)} \right] \times \left[1 - \frac{0.7 \times SN_1}{SN_1 + \exp(-5.51 + 22.9 \times SN_1)} \right] \end{aligned}$$

其中， K_{China} 是中国改良土壤可蚀性因子（ $t \cdot ha \cdot h \cdot ha \cdot l \cdot MJ \cdot l \cdot mm \cdot l$ ）； K_{EPIC} 是 EPIC 模型中的土壤可蚀性因子； SAN 是含砂量（0.05 – 2mm）； SIL 是淤泥含量（0.002 - 0.05mm）； CLA 是粘土含量（<0.002mm）； $SN_1 = 1 - SAN/100$ ； C 为土壤有机碳含量。

$$\begin{aligned} L &= (\lambda/22.13)^\alpha \\ \lambda &= D_i / \cos \theta \\ \alpha &= \beta / (\beta + 1) \\ \beta &= \frac{\sin \theta / 0.0896}{3 \times \sin \theta^{0.8} + 0.56} \\ S &= \begin{cases} 10.8 \sin(\theta) + 0.03, & \theta < 5^\circ \\ 16.8 \sin(\theta) - 0.5, & 5^\circ \leq \theta < 10^\circ \\ 21.9 \sin(\theta) - 0.96, & \theta \geq 10^\circ \end{cases} \end{aligned}$$

其中， L 是斜率长度因子（无量纲）； λ 是坡度长度（m）； D_i 是每个栅格的单元格长度（m）； θ 是斜率（度）； α 是斜率梯度（无单位）； S 是斜率因子。

此外， C 因子通常共同计算如下：

$$C = \begin{cases} 0, & f_g < 2\% \\ 1, & 2\% \leq f_g < 10\% \\ 0.6508 - 0.3436 \times \log_{10} f_g, & 10\% \leq f_g < 78.3\% \\ 0, & f_g \geq 78.3\% \end{cases}$$

$$f_g = \frac{NDVI - NDVI_{min}}{NDVI_{max} - NDVI_{min}}$$

其中， C 是植被覆盖因子（无量纲）； $NDVI_{max}$ 和 $NDVI_{min}$ 是研究区域中 NDVI 的最大

值和最小值。

P 因子是采用保守实践管理减缓沉积物输送能力的地区与耕作连续休耕中已确定区域的土壤损失值与特定农田或小型侵蚀易发地区的坡度，坡度长度和作物轮作有关。

种植负荷指数，采用核算单元的单位面积化肥使用量进行计算，计算公式为：

$$CLI = \frac{Fer_i - Fer_{min}}{Fer_{max} - Fer_{min}}$$
$$Fer = \sum_i M_i / A$$

其中， M_i 是第 i 种化肥的使用量(t)， A 是核算单元的农作物种植面积与园地面积之和。

(2) 梯度提升法应用

极端梯度提升法 (Extreme Gradient Boosting, XGBoost) 是一种基于前向分布算法实现加法模型的集成学习模型，其基本原理为：构建包含多个回归树的集成模型，通过损失函数的阶泰勒展开近似模型的负梯度，并将其作为前一个模型的残差进行学习，对上一轮回归树训练准确率较低的样本赋予更高的学习权重来提高模型准确率，从而实现多个回归树的串行迭代，使偏差逐渐修正直至损失满足收敛条件，其计算公式为：

$$\hat{y}_i = \sum_{k=1}^k f_k(x_i), f_k(x_i) \in F$$

式中， $\hat{y}_i$ 为模型预测值， i 为样本数量， k 为集成的回归树数量， x_i 为数据样本， F 为回归树构成的集合空间， f_k 表示其中的某一棵回归树。

S-APPI 模型是基于 XGBoost 算法和 APPI 模型集成，针对江苏省平原河网地区农业面源污染特征所开发的农业面源污染评估模型，通过多模型集成、与传统半分布式模型融合以及超参数优化等方法提高原 APPI 模型泛化能力，以此完成省级范围的农业面源污染负荷量化与评估工作。此外，S-APPI 模型还可以依据较长时间水质监测结果对估算的负荷结果进行验证，并预测研究区河网水体水质指标时序结果。

一般而言，机器学习算法本身并不创造内容，而是需要对大量数据样本进行学习，从而完成“训练”过程，最终产生可用于指导“预测”的“模型”。本研究目标是对江苏省农业面源污染进行评估和分析。因此，借助 APPI 模型构建的针对农业面源污染产生具有直接或间接影响的自然环境和人为活动的指标体系，包括径流指数、泥沙流失指数、种植负荷指数和人畜负荷指数，作为农业面源污染形成的 4 种主要因素类型，构建了包括地表径流量、泥沙流失量、种植流失负荷量、水产养殖负荷量、畜禽养殖负荷量、农村生活污水负荷量的 6 个具体指标的模型驱动要素体系，作为模型训练的驱动数据集。以水质监测数据作为响应数据集。

（3）数据获取与清洗

因农业种植源区域内有散落的农村生活源，水质数据污染区分农村生活源的贡献，故本研究将农村生活污水负荷量作为数据输入指标之一，共选用地表径流量、泥沙流失量、种植流失负荷量、水产养殖负荷量、畜禽养殖负荷量、农村生活污水负荷量等 6 个具体指标作为模型的输入特征，来构建水质预测模型。其中，指标体系中考虑了降雨、土壤、植被覆盖和地形等自然因素，同时也考虑了农业种植、畜禽水产养殖和人口等人为因素。模型计算所需数据包括土地利用、年植被覆盖、数字高程地图、月降水量、土壤粒径分布、化肥施用量、水产畜禽养殖和农村常住人口等，具体数据来源见表 3。

表 3 主要空间数据

数据类型	数据属性
降水	2017—2023 年月降水量(气象站点数据)
土壤	土壤粒径分布/土壤有机质含量 (国家基础信息数据 1:100 万土壤类型数据)
地形	坡度/坡长数据(基于 ASTER 全球 DEM 数据/30M 提取)
遥感数据	2017—2023 年 12 月月值 NDVI 数据 (MOD13A2)
土地利用类型	土地利用类型二级分类
行政边界	江苏省县区级行政边界
农业统计数据	2017—2023 年农村常住人口数量/畜禽水产养殖量/化肥施用量/作物产量/种植面积等指标数据

将水质监测数据的四种水质参数（总氮、总磷、氨氮、化学需氧量）作为输出标签，水质数据集包括江苏省全省范围内共 253 个监测点（江苏省农业面源控制断面、农田退水监控断面）的水质数据。数据收集完成后，经过一系列的数据清洗和预处理，包括剔除缺失数据超过 40%或重复数据的冗余特征，形成完整的机器学习训练和测试数据集。将各指标数据按时间和空间序列构建数据集，即按时间和空间顺序排列各指标值使之与水质监测数据的时间和空间序列一一对应，并保存至相应数据格式构建建模数据集。

（4）模型训练与参数设置

在本研究中利用 XGBoost 机器学习算法用来预测水质参数，总数据集被随机分为训练部分（80%）和测试部分（20%），分别用于机器学习模型训练和最终评估。在训练阶段，利用随机搜索、贝叶斯优化和网格搜索三种方法来进行超参数调优，以寻找最优超参数调优方法。同时，采用 5 折交叉验证方法通过调整超参数来提高机器学习模型的预测和泛化能力。在 5 折交叉验证过程中，训练数据集进一步以 4：1 的比例随机分为预训练数据集和验证数据集，以避免模型过拟合。

本研究利用随机搜索方法的模型超参数显示最佳性能，最优超参数组合如下表 4。

表 4 基于 XGBoost 算法的 S-APPI 模型的最优超参数组合

超参数	值
n_estimators	100
max_depth	5
learning_rate	0.1
colsample_bytree	1.0

(5) 模型精度检验

关于基于 XGBoost 算法的 S-APPI 模型的预测性能，本研究采用决定系数 R^2 和均方根误差（Root Mean Square Error，RMSE）作为评价指标。 R^2 用于评价模型的拟合效果， R^2 的取值范围在 0 到 1 之间，取值越接近于 1 说明拟合效果越好，反之则表示拟合精度不高。RMSE 可以对比真实值和预测值之间的差异，其数值越小，说明模型的预测效果更好。根据流域尺度面源污染的模型精度评价标准， $R^2 \geq 0.6$ 即可表示模型精度可接受。决定系数 R^2 和均方根误差 RMSE 计算公式如下：

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i^t - y_i^p)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i^t - y_a)^2}$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i^t - y_i^p)^2}{n}}$$

其中， y_i^t 表示实际值， y_i^p 表示预测值， y_a 表示实际值的平均值。

c) 基于熵权法联合 S-APPI 系数修正的种植业排放（流失）系数法方法构建

鉴于江苏省范围进行大规模建设污水处理设施，对畜禽养殖、水产养殖和农村生活排污进行集中收集处理，且相关部门可以提供污水收集和污染物去除率等数据，因此就养殖排污和农村生活排污引入相关污水收集和污染物去除率的修正参数。种植业排污方向和强度受土壤质地、作物类型、地形坡度等影响而导致地区分异性显著，但生态环境部发布的《排放源统计调查产排污核算方法和系数手册》中对于各项排污系数仅具体到省，而排污系数受降雨、土壤质地、土地利用、化肥农药施用规模等因素影响显著，这意味着在进行小于或等于省级尺度的污染负荷核算时将产生较大误差。考虑江苏省大尺度范围，选择排污系数法作为核算方案，通过对江苏省种植业污染物的排污系数进行空间异质性修正来实现参数优化，以达到污染负荷精准核算目标。我们在对江苏省种植业污染物流失特征分析后，发现可利用高精度

的土地利用类型和农药化肥施用情况,可以实现对全省进行栅格化种植业流失系数校正,结合目前数据实际收集情况,本研究通过大尺度的数据集成,以 95 个县(市、区)作为核算单元,实现县(市、区)尺度的种植业流失系数校正,从而得到太湖流域种植业流失修正系数。

①权重确认

本研究采用较为客观的熵权法对径流指数(RI)、泥沙流失指数(SPI)、种植负荷指数(CLI)进行赋权。熵是系统无序程度的度量,它还可以度量数据所提供的有效信息量。当评价对象在某项指标上的值相差较大时,熵值较小,说明该指标提供的有效信息量较大,该指标的权重也应较大;反之,若某项指标的值相差越小,熵值较大,说明该指标提供的信息量较小,该指标的权重也应较小。

设有 m 个评价指标, n 个评价对象,则形成原始数据矩阵 $X=(x_{ij})_{m \times n}$, 具体权重计算方法如下:

(1) 原始数据矩阵进行标准化, 设 m 个评价指标, n 个评价对象得到的原始数据矩阵为

$$X = \begin{bmatrix} x_{11}, x_{12}, \cdots, x_{1n} \\ x_{21}, x_{22}, \cdots, x_{2n} \\ \vdots \\ x_{m1}, x_{m2}, \cdots, x_{mn} \end{bmatrix}$$

(2) 定义熵, 在有 m 个指标, n 个被评价对象的评估问题中, 第 i 个指标的熵定义为

$$H_i = -k \sum_{j=1}^n f_{ij} \ln f_{ij}, \quad i = 1, 2, \cdots, m$$

式中 $f_{ij} = r_{ij} / \sum_{j=1}^n r_{ij}$, $k=1/\ln$, 当 $f_{ij}=0$ 时, 令 $f_{ij} \ln f_{ij}=0$ 。

(3) 定义熵权, 定义了第 i 个指标的熵之后, 可得到第 i 个指标的熵权定义, 即:

$$w_i = \frac{1-H_i}{m - \sum_{i=1}^m H_i}$$

其中 $0 \leq w_i \leq 1$, $\sum_{i=1}^m w_i = 1$ 。

用信息熵方法确定下列决策矩阵 $f_j(x_i)$ 中 RI、SPI、CLI 这 3 个属性指标的权重, 其中行标题表示评价对象 i 、列标题表示属性指标 j , 计算权重见表 5。

表 5 不同县区各驱动因子指数权重

指标	径流指数(RI)	泥沙流失指数(SPI)	种植负荷指数(CLI)
金坛区	0.3949	0.0723	0.0309
溧阳市	0.4569	0.1475	0.1943
天宁区	0.5435	0.0247	0.0160
武进区	0.4725	0.0270	0.0187
新北区	0.3172	0.0332	0.2505
...	...	...	...
京口区	0.4167	0.0783	0.2471
句容市	0.5103	0.1919	0.3014
润州区	0.4489	0.1533	0.1699
扬中市	0.4285	0.0467	0.2459

并将原始数据列为矩阵，即：

$$f_j(x_i) = \begin{bmatrix} 0.395 & 0.456 & \dots & 0.449 & 0.428 \\ 0.072 & 0.147 & \dots & 0.153 & 0.047 \\ 0.031 & 0.194 & \dots & 0.170 & 0.247 \end{bmatrix}$$

首先，根据公式 $p(x_{ij}) = f_j(x_i) / \sum_{i=1}^m f_j(x_i)$ 计算出各项概率，见表 6。

表 6 不同县区各驱动因子指数权重概率

指标	径流指数(RI)	泥沙流失指数(SPI)	种植负荷指数(CLI)
金坛区	0.0097	0.0050	0.0011
溧阳市	0.0112	0.0102	0.0069
天宁区	0.0133	0.0017	0.0006
武进区	0.0116	0.0019	0.0007
新北区	0.0078	0.0023	0.0089
...	...	...	...
京口区	0.4167	0.0783	0.2471
句容市	0.5103	0.1919	0.3014
润州区	0.4489	0.1533	0.1699
扬中市	0.4285	0.0467	0.2459

其次，根据公式 $E_j = -k \sum_{i=1}^m p(x_{ij}) \ln p(x_{ij})$ 和 $k=1/\ln(m)$ ，得到各属性指标 j 的熵值（表 7）。

表 7 各属性指标熵值

	径流指数(RI)	泥沙流失指数(SPI)	种植负荷指数(CLI)
E_j	0.9634	0.8571	0.9336

注：m 为属性指标 j 的数量； E_1 、 E_2 、 E_3 分别代表 RI、SPI、CLI 的熵值。

最后，由公式 $d_j = 1 - E_j$ 和 $W_j = \frac{d_j}{\sum_{j=1}^n d_j}$ ，计算得到熵权（表 8）：

表 8 各属性指标熵权

	径流指数(RI)	泥沙流失指数(SPI)	种植负荷指数(CLI)
--	----------	-------------	-------------

d_j	0.0366	0.1429	0.0664
W_j	0.149	0.581	0.270

注： d_1 、 d_2 、 d_3 分别代表 RI、SPI、CLI 的 d 值； W_1 、 W_2 、 W_3 分别代表 RI、SPI、CLI 的熵权值。

②排污系数计算来源

鉴于目前种植业流失较畜禽养殖业排污、水产养殖业排污和农村生活排污集中收集率低，排污方向和强度受土壤质地、作物类型、地形坡度等影响而导致地区分异性显著，使用江苏省统一的种植业排污系数难以反映此差异性，因此考虑采用熵权法，综合对种植业污染物流失影响较大的三个驱动因子，分别为径流指数、泥沙流失指数和种植负荷指数，对 2021 年生态环境部发布的《排放源统计调查产排污核算方法和系数手册》中江苏省的种植业排污系数进行修正，该手册系数见表 9。

表 9 江苏省农业面源排污系数

项目	类别	化学需氧量	总氮	氨氮	总磷
种植业排污系数，单位为千克每公顷(kg/ha)	农作播种过程流失	/	6.484	0.928	0.701
	园地流失	/	6.679	0.325	0.171
畜禽养殖业排污系数，单位为千克每头/羽(kg/ind.)	生猪	8.8285	0.9487	0.2761	0.1764
	牛	150.5777	7.6971	0.5341	0.8523
	羊	2.9428	0.3162	0.0920	0.057
	家禽	1.2484	0.0647	0.0051	0.0180
水产养殖业排污系数，单位千克每吨(kg/t)	水产品	39.381	1.956	0.634	0.315

注：因《排放源统计调查产排污核算方法和系数手册》中无羊的排污系数，根据《畜禽养殖业污染物排放标准(GB18596-2001)》规定，3 头羊产生的污染物可以折算成 1 头猪，所以本次估算所使用的羊类的化学需氧量、总氮、氨氮和总磷排污系数值取猪类的三分之一值。

③种植业排污系数修正结果

基于熵权法对影响种植业氮磷排放流失的驱动因子进行综合评估，结合 S-APPI 模型对江苏省种植业排污系数进行种植业流失系数修正，计算江苏省 95 个农业区县的种植业流失系数，对种植业排污系数进行区域化修正。本次修正所选用的驱动因素为对种植业污染物流失影响较大的三个驱动因子，分别为径流指数、泥沙流失指数、种植负荷指数，具体计算方法如下：

$$\text{种植业流失修正参数} = RI \times W_1 + SPI \times W_2 + CLI \times W_3$$

式中：种植业流失修正参数为核算区域内所有区县的种植业氮磷排放（流失）系数的修

正值（无量纲），范围 0~1；RI 为径流指数；SPI 为泥沙流失指数；CLI 为种植负荷指数；W 为各指数相应权重。

根据种植业流失修正参数修正公式，江苏省种植业流失修正参数和太湖流域种植业流失系数修正结果见表 10 和表 11。

表 10 江苏省太湖流域 26 个县（市、区）种植业流失修正参数

序号	设区市	县（市、区）	径流指数(RI)	泥沙流失指数(SPI)	种植负荷指数(CLI)	流失修正参数
1	南京市	高淳区	0.123	0.057	0.14	0.224
2	南京市	溧水区	0.07	0.076	0.039	0.187
3	无锡市	滨湖区	0.145	0.011	0.064	0.204
4	无锡市	惠山区	0.094	0.015	0.144	0.211
5	无锡市	江阴市	0.089	0.026	0.085	0.2
6	无锡市	梁溪区	0.133	0.044	0	0.18
7	无锡市	锡山区	0.105	0.027	0.101	0.207
8	无锡市	新吴区	0.102	0.015	0.08	0.199
9	无锡市	宜兴市	0.083	0.078	0.052	0.203
10	常州市	金坛区	0.059	0.042	0.008	0.124
11	常州市	溧阳市	0.068	0.086	0.052	0.201
12	常州市	天宁区	0.081	0.014	0.004	0.116
13	常州市	武进区	0.07	0.016	0.005	0.109
14	常州市	新北区	0.047	0.019	0.068	0.144
15	常州市	钟楼区	0.074	0.019	0.003	0.112
16	苏州市	常熟市	0.099	0.021	0.088	0.202
17	苏州市	姑苏区	0.119	0.025	0	0.152
18	苏州市	虎丘区	0.145	0.018	0.06	0.204
19	苏州市	昆山市	0.134	0.018	0.075	0.206
20	苏州市	太仓市	0.099	0.021	0.053	0.177
21	苏州市	吴江区	0.103	0.019	0	0.134
22	苏州市	吴中区	0.149	0	0.043	0.193
23	苏州市	相城区	0.119	0.011	0	0.141
24	苏州市	张家港市	0.106	0.018	0.071	0.195
25	镇江市	丹阳市	0.045	0.033	0.003	0.1
26	镇江市	句容市	0.076	0.112	0.081	0.214

注：以《排放源统计调查产排污核算方法和系数手册》中提供的江苏省种植业排污系数，计算出太湖流域 26 个县（市、区）种植业流失修正参数的参数中值，以此按比例得到修正后的种植业流失系数。

表 11 江苏省太湖流域 26 个县（市、区）种植业排放（流失）修正系数

序号	设区市	县（市、区）	农作物播种过程排放（流失）修正系数(kg/ha)			园地排放（流失）系数修正(kg/ha)		
			氨氮	总氮	总磷	氨氮	总氮	总磷

序号	设区市	县（市、区）	农作物播种过程排放（流失）修正系数(kg/ha)			园地排放（流失）系数修正(kg/ha)		
			氨氮	总氮	总磷	氨氮	总氮	总磷
1	南京市	溧水区	0.866	6.049	0.654	0.303	6.231	0.160
2	南京市	高淳区	1.039	7.259	0.785	0.364	7.478	0.191
3	无锡市	滨湖区	0.946	6.610	0.715	0.331	6.809	0.174
4	无锡市	惠山区	0.978	6.830	0.738	0.342	7.036	0.180
5	无锡市	梁溪区	0.837	5.849	0.632	0.293	6.025	0.154
6	无锡市	新吴区	0.925	6.465	0.699	0.324	6.659	0.170
7	无锡市	锡山区	0.958	6.697	0.724	0.336	6.898	0.177
8	无锡市	江阴市	0.928	6.483	0.701	0.325	6.678	0.171
9	无锡市	宜兴市	0.940	6.568	0.710	0.329	6.766	0.173
10	常州市	天宁区	0.537	3.750	0.405	0.188	3.862	0.099
11	常州市	新北区	0.670	4.680	0.506	0.235	4.821	0.123
12	常州市	钟楼区	0.521	3.642	0.394	0.183	3.751	0.096
13	常州市	武进区	0.504	3.522	0.381	0.177	3.628	0.093
14	常州市	金坛区	0.574	4.008	0.433	0.201	4.128	0.106
15	常州市	溧阳市	0.934	6.524	0.705	0.327	6.721	0.172
16	苏州市	姑苏区	0.707	4.937	0.534	0.247	5.085	0.130
17	苏州市	虎丘区	0.948	6.625	0.716	0.332	6.825	0.175
18	苏州市	相城区	0.654	4.569	0.494	0.229	4.706	0.120
19	苏州市	吴中区	0.894	6.243	0.675	0.313	6.431	0.165
20	苏州市	吴江区	0.623	4.355	0.471	0.218	4.486	0.115
21	苏州市	常熟市	0.935	6.534	0.706	0.327	6.730	0.172
22	苏州市	张家港市	0.904	6.317	0.683	0.317	6.507	0.167
23	苏州市	昆山市	0.954	6.663	0.720	0.334	6.863	0.176
24	苏州市	太仓市	0.822	5.743	0.621	0.288	5.916	0.151
25	镇江市	丹阳市	0.463	3.238	0.350	0.162	3.336	0.085
26	镇江市	句容市	0.992	6.931	0.749	0.347	7.139	0.183

注：在生态环境部 2021 年发布的《排放源统计调查产排污核算方法和系数手册》的基础上，综合考虑降雨、泥沙流失和化肥施用等影响因素，并结合熵权法对种植业排放（流失）系数进行地域性修正，后续如生态环境部更新相关系数，则同步更新修正系数，或每 5 年更新一次。

④模型预测性能评估

为了评估基于 XGBoost 算法的 S-APPI 模型模拟预测水质的性能，采用决定系数 R^2 和均方根误差 RMSE 作为评估参数。表 12 显示了进行超参数调优后，S-APPI 模型对四种水质指标的预测结果。

通过随机搜索得到的超参数应用于模型模拟水质参数指标（氨氮、总氮、总磷）时，训练 R^2 分别为 0.87、0.897 和 0.829。在模型测试阶段，三组 R^2 的值分别是 0.748、0.792 和 0.69。训练的 RMSE 分别为 0.066、0.013 和 0.376，测试的 RMSE 分别为 0.095、0.023 和 0.544。

说明随机搜索产生的超参数用于模型时，模型在测试过程中预测值模拟较好，基于 XGBoost 算法的 S-APPI 模型能够较好地对数据进行训练与拟合。

表 12 基于 XGBoost 算法的 S-APPI 模型的预测性能

类别	R ²		RMSE	
	训练集	测试集	训练集	测试集
氨氮	0.870	0.748	0.066	0.095
总氮	0.897	0.792	0.013	0.023
总磷	0.829	0.690	0.376	0.544

以修正后种植业流失系数进行江苏省农业面源负荷量模拟，通过 S-APPI 模型将江苏省农业面源总负荷量模拟值和监测断面水质状况进行模型验证。

表 13 修正后种植业排污系数 S-APPI 模型的预测性能

类别	R ²		RMSE	
	修正前	修正后	修正前	修正后
氨氮	0.807	0.844	0.081	0.073
总氮	0.820	0.867	0.018	0.016
总磷	0.680	0.798	0.522	0.415

结果显示，修正后江苏省农业面源总负荷量模拟值与水质监测状况的总氮、总磷和氨氮 R² 更高，RMSE 更小，说明修正后江苏省农业面源总负荷量与实际监测水质状况相关性更高，模拟效果更好（表 13）。

⑤典型应用案例

为了进一步验证基于 S-APPI 的排污系数法的科学性和可靠性，起草组进行不同方法的比对：（1）利用 2023 年太湖流域及江苏省的种植业相关统计数据，综合《排放源统计调查产排污核算方法和系数手册》中“种植业氮磷排放（流失）系数”和基于 S-APPI 的排污系数法，核算出 2023 年太湖流域及江苏省的种植业入河排放量；（2）2024 年 1 月~12 月，选取太湖流域典型农业面源区域常州市东大圩监测区进行实测，并利用通量平衡法和基于 S-APPI 的排污系数法，核算出 2024 年常州市东大圩监测区实测值和系数估算值；（3）并将 2 次污染物排放量比对结果进行相对误差分析。2 次污染物排放量比对结果均符合《全国农业面源污染监测评估实施方案（2022—2025 年）》（环办监测〔2022〕23 号）关于总氮、氨氮、总磷和化学需氧量农业面源污染入河排放量评估结果相对误差不能超过±20%的要求。具体情况如下：

1）应用修正后的种植业排放（流失）系数，利用公式（1），核算 2023 年太湖流域 26 个县（市、区）及全省的农业面源污染负荷，并与 2021 年生态环境部发布的《排放源统计

调查产排污核算方法和系数手册》中“种植业氮磷排放（流失）系数”核算的结果作对比，最终得到太湖流域及全省修正前后的核算结果相对误差，污染物排放量相对误差范围为-7.05%~-4.24%（表 14），符合《全国农业面源污染监测评估实施方案（2022—2025 年）》（环办监测〔2022〕23 号）关于总氮、氨氮、总磷和化学需氧量农业面源污染入河排放量评估结果相对误差不能超过±20%的要求。

表 14 2023 年太湖流域及全省修正前后的种植业排放负荷结果和相对误差

序号	范围	修正前(kg)			修正后(kg)			相对误差(%)		
		氨氮	总氮	总磷	氨氮	总氮	总磷	氨氮	总氮	总磷
1	太湖流域	822	6120	614	764	5710	571	-7.00	-6.70	-7.05
2	全省	6698	48074	5038	6402	46036	4814	-4.42	-4.24	-4.45

2) 选取江苏省常州市东大圩农业面源监测区，该监测区以农业种植和养殖为主，污染源以农业面源污染和农村生活为主，监测区共布设 4 个地表水点位，其中 1 个入境点和 3 个出境点，监测指标为总氮、总磷、氨氮、化学需氧量、流量、水位、流速，监测频次为每月 1 次，全年 12 次，在降水产流的初中末各开展 1 次加密监测，现场监测严格参照《太湖流域种植业面源污染监测技术规范（DB 32/T XXXX）》执行。同时调查了监测区 2024 年农作物总播种面积、园地面积、用于种植业的化肥使用量（折纯）、含氮化肥使用量（折纯）、含磷化肥使用量（折纯）、水产养殖类型、养殖模式、养殖产量、养殖面积、农村人口畜禽中小养殖户存/出栏量，畜禽养殖粪污综合利用率。利用基于 S-APPI 的排污系数法和通量平衡法，核算得出 2024 年常州东大圩监测区的污染物排放量，两种核算方法的污染物排放量相对误差范围为-11.50%~13.41%（表 15），符合《全国农业面源污染监测评估实施方案（2022—2025 年）》（环办监测〔2022〕23 号）关于总氮、氨氮、总磷和化学需氧量农业面源污染入河排放量评估结果相对误差不能超过±20%的要求。

表 15 常州东大圩监测区修正后系数法与实测核算结果及相对误差

类别	实测（kg）	修正后（kg）	相对误差（%）
总磷	2441	2339	-4.18
氨氮	6087	5387	-11.50
总氮	16789	14936	-11.04
化学需氧量	244837	277677	13.41

d) 养殖业排污系数

依据 2021 年生态环境部发布的《排放源统计调查产排污核算方法和系数手册》和《第二次全国污染源普查排污系数手册》，结合流域实际，考虑到调查数据获取情况，确定太湖

流域畜禽和水产养殖的排污系数（表 16~表 18）。

表 16 太湖流域畜禽养殖排污系数

项目		养殖种类	化学需氧量	总氮	氨氮	总磷
畜禽养殖业排污系数，单位为千克每头/羽(kg/ind.)	规模养殖场养殖	生猪	8.8285	0.9487	0.2761	0.1764
		奶牛	150.5777	7.6971	0.5341	0.8523
		肉牛	132.9017	4.4942	1.2285	0.6094
		羊	2.9428	0.3162	0.0920	0.0570
		家禽	1.2484	0.0647	0.0051	0.0180
	中小养殖户养殖	生猪	6.8737	0.3721	0.0408	0.1055
		奶牛	228.9157	6.9219	0.2965	1.0488
		肉牛	169.6181	5.6841	0.3220	0.7800
		家禽	0.5570	0.0240	0.0024	0.0074

注：1、因《排放源统计调查产排污核算方法和系数手册》中无羊的排污系数，且依据《畜禽养殖业污染物排放标准(GB18596-2001)》、3 头羊产生的污染物可以折算成 1 头猪，所以本次估算所使用的羊类的化学需氧量、总氮、氨氮和总磷排污系数取值取猪类的三分之一值。2、依据《江苏省畜禽养殖污染排查整治提升工作方案》（苏污防攻坚指办〔2023〕107 号），畜禽规模养殖场：生猪存栏 200 头以上、家禽存栏 10000 羽以上、奶牛存栏 50 头以上、肉牛存栏 100 头以上的养殖场，其他养殖畜种折合猪当量超过 200 头的养殖场。3、畜禽中小养殖场户：生猪存栏 50-199 头、蛋禽存栏 500-9999 羽、肉禽出栏 2000-9999 羽、奶牛存栏 5-49 头、肉牛存栏 10-99 头的养殖场户，其他畜种折合猪当量 50-199 头的中小养殖场户。4、如能区分畜禽养殖清粪处理工艺，畜禽养殖排污系数可参照《第二次全国污染源普查产排污系数手册》中“表 1-7-5 典型畜禽规模化养殖场污水达标排放处理排污系数”中华东区相关系数。

表 17 太湖流域水产养殖排污系数

单位千克每吨（kg/t）

养殖模式	养殖种类	总氮	总磷	氨氮	化学需氧量
不区分	不区分	1.956	0.315	0.634	39.381

表 18 太湖流域不同水产类别养殖排污系数

单位千克每吨（kg/t）

养殖模式	养殖种类	总氮	总磷	氨氮	化学需氧量	养殖模式	养殖种类	总氮	总磷	氨氮	化学需氧量
池塘养殖	鳊鱼	3.17	0.92	0.49	24.40	工厂化养殖	鲟鱼	6.79	5.33	4.06	56.73
	鳖	9.74	2.24	3.03	55.07		鲑鱼	4.52	0.65	0	1.13
	草鱼	10.11	1.36	3.96	45.07		鲢鱼	-1.56	-1.13	-0.02	-2.95
	淡水珍珠	1.43	0.14	0.11	6.35		青鱼	0.41	0.06	0.10	1.55
	短盖巨脂鲤	9.82	1.53	0.93	5.96		鳊鱼	3.17	0.92	0.49	24.40
	龟	9.74	2.24	3.03	55.07		加州鲈	5.34	0.77	0.16	13.60
	鲑鱼	4.52	0.65	0	1.13	网箱养殖	鳊鱼	2.04	0.95	1.60	7.72
	鳊鱼	2.37	0.76	1.74	4.50		草鱼	36.56	9.32	0.06	0.26
	河蚌	1.43	0.14	0.11	6.35		河豚	48.68	5.63	0.09	13.36
	河豚	8.90	1.48	1.37	35.30		河蟹	9.04	4.52	0.92	30.80
	河蟹	2.62	0.75	1.57	45.66		鲫鱼	26.95	9.13	0	0.16

养殖模式	养殖种类	总氮	总磷	氨氮	化学需氧量	养殖模式	养殖种类	总氮	总磷	氨氮	化学需氧量
	黄颡鱼	5.76	0.30	1.79	21.43		鲤鱼	2.28	0.53	1.60	0.40
	黄鳝	5.37	1.83	0.91	115.75		鲢鱼	-1.56	-1.13	-0.02	-2.95
	鲟鱼	8.25	0.90	2.94	20.30		罗非鱼	18.13	5.61	12.21	9.39
	鲫鱼	3.45	0.49	0.29	18.85		青鱼	4.52	0.65	0	1.13
	加州鲈	12.56	2.01	4.22	245		鲟鱼	4.52	0.65	0	1.13
	克氏原螯虾	2.71	0.58	0.69	2.54		鳙鱼	-1.56	-1.13	-0.02	-2.95
	鲤鱼	15.80	1.72	2.39	26.59		黄鳝	5.37	1.83	0.91	115.75
	鲢鱼	-1.56	-1.13	-0.02	-2.95		黄颡鱼	5.76	0.30	1.79	21.43
	鲈鱼	12.56	2.01	4.22	245		泥鳅	9.82	1.53	0.93	5.96
	罗氏沼虾	5.81	0.29	2.58	19.42		鲟鱼	2.98	1.57	2.68	4.81
	螺	1.43	0.14	0.11	6.35	围栏养殖	鳊鱼	2.04	0.95	1.60	7.72
	鳊鱼	43.94	10.15	26.30	76.32		草鱼	2.04	0.95	1.60	7.72
	南美白对虾	3.28	0.68	1.80	47.21		鳅鱼	4.52	0.65	0	1.13
	泥鳅	9.82	1.53	0.93	5.96		河蟹	9.04	4.52	0.92	30.80
	鲶鱼	0.41	0.06	0.10	1.55		鲫鱼	26.95	9.13	0	0.16
	其他	5.88	1.13	1.63	25.86		克氏原螯虾	2.71	0.58	0.69	2.54
	青虾	2.61	0.55	0.22	2.96		鲤鱼	10.35	4.99	0.07	0.13
	青鱼	5.56	0.22	0.18	21.37		鲢鱼	-1.56	-1.13	-0.02	-2.95
	蛙	9.74	2.24	3.03	55.07		鲶鱼	4.52	0.65	0	1.13
	乌鳢	4.07	0.34	1.16	17.79		青虾	2.61	0.55	0.22	2.96
	鲟鱼	6.79	5.33	4.06	56.73		青鱼	4.52	0.65	0	1.13
	银鱼	15.94	1.75	1.79	99.20		鳙鱼	-1.56	-1.13	-0.02	-2.95
	鳙鱼	-1.56	-1.13	-0.02	-2.95		长吻鮠	2.28	0.53	1.60	0.40
	长吻鮠	9.82	1.53	0.93	5.96		其他	5.88	1.13	1.63	25.86
	鳊鱼	0.45	0.01	0.12	0.04	其他	鳊鱼	9.87	2.11	2.45	23.07
	罗非鱼	5.65	0.59	1.03	20.00		鳖	9.87	2.11	2.45	23.07
	美国红鱼	0.39	0.10	0	0.05		草鱼	9.87	2.11	2.45	23.07
	青蟹	-1.37	0.41	-1.20	64.56		鳅鱼	9.87	2.11	2.45	23.07
	蚬	1.43	0.14	0.11	6.35		河蟹	6.78	1.33	1.33	35.87
	鳖	9.74	2.24	3.03	55.07		黄颡鱼	9.87	2.11	2.45	23.07
	草鱼	10.11	1.36	3.96	45.07		黄鳝	9.87	2.11	2.45	23.07
	龟	9.74	2.24	3.03	55.07		鲫鱼	9.87	2.11	2.45	23.07
	河豚	8.90	1.48	1.37	35.30		克氏原螯虾	2.71	0.58	0.69	2.54
	河蟹	2.62	0.75	1.57	45.66		鲤鱼	9.87	2.11	2.45	23.07
	黄鳝	5.37	1.83	0.91	115.75		鲢鱼	-1.56	-1.13	-0.02	-2.95
工厂化养殖	鳖	9.74	2.24	3.03	55.07		鳊鱼	9.87	2.11	2.45	23.07
	草鱼	10.11	1.36	3.96	45.07		鳅鱼	9.87	2.11	2.45	23.07
	龟	9.74	2.24	3.03	55.07		河蟹	6.78	1.33	1.33	35.87
	河豚	8.90	1.48	1.37	35.30		黄颡鱼	9.87	2.11	2.45	23.07
	河蟹	2.62	0.75	1.57	45.66		黄鳝	9.87	2.11	2.45	23.07
	黄鳝	5.37	1.83	0.91	115.75		鲫鱼	9.87	2.11	2.45	23.07

养殖模式	养殖种类	总氮	总磷	氨氮	化学需氧量	养殖模式	养殖种类	总氮	总磷	氨氮	化学需氧量
	鲫鱼	3.45	0.49	0.29	18.85		罗氏沼虾	6.78	1.33	1.33	35.87
	克氏原螯虾	2.71	0.58	0.69	2.54		南美白对虾	6.78	1.33	1.33	35.87
	鲈鱼	12.56	2.01	4.22	245		泥鳅	9.87	2.11	2.45	23.07
	罗氏沼虾	5.81	0.29	2.58	19.42		青虾	6.78	1.33	1.33	35.87
	鳊鲢	43.94	10.15	26.30	76.32		青鱼	9.87	2.11	2.45	23.07
	南美白对虾	3.28	0.68	1.80	47.21		鳙鱼	-1.56	-1.13	-0.02	-2.95
	其他	7.56	2.71	3.44	20.94		其他	9.87	2.11	2.45	23.07
	青虾	2.61	0.55	0.22	2.96		鲑鱼	4.52	0.65	0	1.13

注：太湖流域不同水产类别养殖排污系数引用《第二次全国污染源普查产排污系数手册》。

畜禽养殖业负荷计算公式见下：

$$Q_{ij\text{畜排}} = Q_{ij\text{规模}} + Q_{ij\text{中小养殖户}} \dots\dots\dots (2)$$

$$Q_{ij\text{规模}} = (q_{i\text{规模}} \times e_{ij\text{规模}} \times (1 - u_{\text{规模}})) \times 10^{-3} \dots\dots\dots (3)$$

$$Q_{ij\text{中小养殖户}} = (q_{i\text{中小养殖户}} \times e_{ij\text{中小养殖户}} \times (1 - u_{\text{中小养殖户}})) \times 10^{-3} \dots\dots\dots (4)$$

$$Q_{j\text{畜排}} = \sum_i^n Q_{ij\text{畜排}} \dots\dots\dots (5)$$

式中：

$q_{i\text{规模}}$ ——指控制单元第*i*类畜禽规模养殖场的存/出栏量，单位为头/羽(ind.)；

$e_{ij\text{规模}}$ ——指控制单元第*i*类畜禽规模养殖场第*j*项污染物排污系数，单位为千克每头/羽(kg/ind.)；

$q_{i\text{中小养殖户}}$ ——指控制单元第*i*类畜禽中小养殖户存/出栏量，单位为头/羽(ind.)；

$e_{ij\text{中小养殖户}}$ ——指控制单元第*i*类畜禽中小养殖户第*j*项污染物排污系数，单位为千克每头/羽(kg/ind.)；

$Q_{j\text{畜排}}$ ——指控制单元畜禽养殖第*j*项污染物产生量，单位为吨(t)；

$u_{\text{规模}}$ ——指控制单元畜禽规模养殖场养殖粪污综合利用率(%)，单位为%，如控制单元内无粪污综合利用，则取 0；

$u_{\text{中小养殖户}}$ ——指控制单元畜禽中小养殖户养殖粪污综合利用率(%)，单位为%，如控制单元内无粪污综合利用，则取 0。

注：ind.为 individual 的缩写，指畜禽养殖量(头/羽)。

水产养殖业负荷计算公式见下：

$$Q_j = q_i \times e_j \times (1 - u_j) \times 10^{-3} \dots\dots\dots (6)$$

式中：

Q_j —指控制单元水产养殖第 j 项污染物排放量，单位为吨(t)；

q_i —指控制单元水产养殖的水产品产量，单位为吨(t)；

e_j —指控制单元水产养殖第 j 项污染物排放系数，单位为千克每吨(kg/t)；

u_j —指控制单元水产养殖第 j 项污染物的去除率，单位为%，如控制单元内水产养殖尾水未经处理直接排放，则取 0。

4.6.1.2 通量平衡法

依据《流域农业面源污染监测技术规范》（NY/T 3824）、《农业面源污染治理监督指导试点技术指南（试行）》（环土函〔2021〕295 号），针对流域边界清晰的区域可采用通量平衡法进行区域农业面源污染负荷核算。

分别计算每个河段的通量变化，然后将研究区内所有河段通量变化进行加和得到总量。

通量平衡法原理为控制单元进出口断面农业面源污染量的差值，若监测区存在点源影响，应减去点源污染物排放量。该方法以受纳水体为评估对象，不考虑周边面源污染溯源，仅需进出口断面水质水量数据，如将其作为农业面源负荷评估模型的验证标准，需满足研究区为流域或研究河段所受面源污染仅来自研究区内。有条件地区可采用此方法进行入河负荷核算，并可将其与模型所得负荷按照公式（8）进行对比校验，其中汇水/控制单元出入境等断面布设应符合 HJ 91.1、HJ 91.2、DB 32/T XXXX。

$$W = \sum_{i=1}^n (Q_i C_i - Q_j C_j) \Delta t_i = (Q_a C_a - Q_j C_j) T + \sum_{i=1}^n Q_i^n C_i^n \Delta t_i \dots\dots\dots (7)$$

式中：

W —监测断面（出入境断面）农业面源污染物场次降雨污染量，单位为吨(t)；

Q_i —场次降雨条件下，产流开始后监测断面瞬时流量，单位为吨每秒(m³/s)；

C_i —场次降雨条件下，产流开始后监测断面瞬时浓度，单位为毫克每升(mg/L)；

Q_j —未降雨条件下，监测断面的流量，单位为吨每秒(m³/s)；

C_j —未降雨条件下，监测断面的水质浓度，单位为毫克每升(mg/L)；

Q_a —场次降雨条件下，监测断面产流时段内的平均流量，单位为吨每秒(m³/s)；

C_a —场次降雨条件下，监测断面产流时段内的平均浓度，单位为毫克每升(mg/L)；

Δt_i —首次为产流开始至首次采样时的间隔时间，其余为首次采样后至产流结束时段内的采样间隔时间，单位为秒（s）；

T —产流历时，单位为秒（s）；

Q_i^n —时均流量偏差，单位为吨每秒（ m^3/s ）；

C_i^n —时均浓度偏差，单位为毫克每升（ mg/L ）；

n —降雨的场次。

$$\Delta W = W_{out} - W_{in} - W_{point} \dots \dots \dots (8)$$

式中：

ΔW —控制单元农业面源污染物场次降雨入水体量，单位为吨(t)；

W_{out} —控制单元出境断面污染物场次降雨污染量，单位为吨(t)，采用式(7)进行计算；

W_{in} —控制单元入境断面污染物场次降雨污染量，单位为吨(t)，采用式(7)进行计算；

W_{point} —某场次降雨时段内点源污染物污染量，单位为吨(t)。

4.6.1.3 水土评估模型法（SWAT）

依据太湖流域本土研究成果和《农业面源污染治理监督指导试点技术指南（试行）》（环土函〔2021〕295号），针对流域边界清晰的区域，以SWAT模型应用较为广泛。同时《农业面源污染治理监督指导试点技术指南（试行）》还推荐了遥感分布式面源污染评估模型（Diffuse Pollution Estimation with Remote Sensing，DPeRS）、农业非点源污染模型（Agricultural Non-Point Source Pollution Model，AGNPS）等模型法。

SWAT模型的步骤主要包括子流域划分、数据处理、水文响应单元划分和模型计算、模型参数的率定和验证。

- ① 创建 SWAT 工程文件（SWAT Project Setup）。
- ② 流域划分（Watershed Delineator）：加载区域数字高程数据，生成区域河网；分别进行河道和流域的输出和输入定义；选择流域出境点，进行流域/子流域划分，计算子流域参数。
- ③ 水文响应单元分析（HRU Analysis）：根据区域实际及收集到的土地利用、土壤类型和坡度数据进行 HRU 相关定义。
- ④ 写入输入表格（Write Input Tables）：气象数据定义，如气象站点经纬度、降水量（每日/每月）；写入 SWAT 数据表格，选择“Select All”。
- ⑤ 编辑 SWAT 输入（Edit SWAT Input）

1) 点源排放输入的编辑：输入各点源的水量、溶解氧、有机氮、有机磷、硝酸盐、亚硝酸盐、无机（可溶性）磷、有机碳生化需氧量等主要污染物指标日均/月均总量数据；

2) 入水口排放输入的编辑：输入流域/子流域入境点的水量、溶解氧、有机氮、有机磷、硝酸盐、亚硝酸盐、无机（可溶性）磷、有机碳生化需氧量等主要污染物指标日均/月均总量数据；

3) 水库输入的编辑：如区域内有水库，则选择水库（Reservoirs），输入/编辑与水库水量、泥沙、营养物和杀虫剂过程相关的水库参数；

4) 子流域输入的编辑：根据 HRU 定义，将子流域土地利用、土壤类型和坡度进行子流域输入定义，输入/编辑与子流域和水文响应单元相关的数据；

5) 编辑主河道输入数据：输入/编辑与所选子流域的水流和泥沙运移相关的主河道参数；

6) 编辑管理输入数据：输入/编辑水文响应单元的管理数据；

7) 编辑土壤化学输入数据：输入/编辑所选的水文响应单元的有机氮、有机磷、农药等土壤化学参数；

8) 编辑河流水质输入数据：输入/编辑所选子流域的河流水质参数；

9) 编辑污水输入数据：输入/编辑所选的水文响应单元的污水参数；

10) 常规流域参数：输入/编辑流域的常规流域数据；

⑥ SWAT 模拟（SWAT Simulation）：通过 SWAT 模拟可以建立 SWAT 输入，以及运行 SWAT 模型、进行敏感性分析和自动校准、读取 SWAT 输出结果。

⑦ 模型验证/敏感性分析（Sensitivity Analysis）

1) 数据准备：SWAT 输出结果、流域/子流域出点的流量或氮磷浓度实测数据；

2) 程序操作。打开 SWAT-CUP 软件，点击“File”→“New Project”，创建一个新项目；选择 SUFI-2 作为校准方法；导入 SWAT 输出结果，选择需要分析的子流域及变量（如流量、硝酸盐、总氮、总磷浓度等）；导入实测数据，选择匹配的子流域和变量；选择要分析的参数，设置每个参数的最小值、最大值和变化方式（相对变化或绝对变化）；运行模型验证/敏感性分析。在 SWAT-CUP 主界面，设置模拟次数（建议至少 300-500 次以提高准确性）；查看模型验证/敏感性分析结果。关键结果指标：t-Stat（绝对值越大，敏感性越强）、p-Value（ $p < 0.05$ 表示参数对输出有显著影响）、排名（参数影响力由大到小排序），根据结果确定哪些参数对模型影响最大，并在校准时优先调整这些参数。

⑧ 自动校准与不确定性分析

1) 数据准备: SWAT 输出结果数据、流域/子流域出点的流量或氮磷浓度实测数据, 包含需要校准的参数及其最小、最大范围。

2) 程序操作。打开 SWAT-CUP 软件, 点击 “File”→“New Project”, 创建一个新项目; 选择 SUFI-2 作为校准方法; 导入 SWAT 输出结果, 选择对应子流域和待校正的变量 (如流量、硝酸盐、总氮、总磷浓度等); 导入实测数据, 选择匹配的子流域和变量; 选择校准参数。打开参数范围设置界面, 在“Parameter Selection”界面选择需要调整的参数, 并设置参数的最小值、最大值和变化方式 (相对变化或绝对变化); 查看校准结果, 优化参数范围并重复校准。如结果不理想, 需调整参数范围, 缩小不确定性, 或适当增加迭代次数, 直到 $Re < 20\%$ 、 $Ens \geq 0.5$ 、 $R^2 \geq 0.6$, 认为模型拟合度达到质控要求; 不确定性指标 (P-factor 和 R-factor), 理想范围为 P-factor >0.7 和 R-factor <1.5 , 如不满足要求, 需通过调整参数范围等方式优化, 直到达到合理范围。

4.6.2 优先治理区域识别

本标准规定了农业面源污染负荷核算结果分析具体内容, 参照 GB 3838, 对获取的地表水水质数据进行分析评价, 结合《农业面源污染治理监督指导试点技术指南 (试行)》(环土函〔2021〕295 号) 中 “8 优先治理区域清单编制”, 开展控制单元污染负荷、污染排放强度、风险等级确定、优先治理区域清单编制等工作。根据各控制单元污染负荷/排放强度排序结果, 将所有控制单元划分为高风险、中风险和低风险三类。高风险: 负荷/排放强度排名前 30% 的控制单元; 中风险: 负荷/排放强度排名 31%~70% 的控制单元; 低风险: 负荷/排放强度排名后 30% 的控制单元。实际划分过程中可根据生态环境管理需求对划分结果进行调整。

4.6.2.1 地表水水质

获取的水质数据应按照 GB 3838 进行评价。

4.6.2.2 控制单元污染负荷

核算得到不同控制单元的农业面源污染入水体排放量, 将不同控制单元农业面源污染入水体排放量按照从大到小进行排序。

4.6.2.3 污染排放强度

根据控制单元的入水体排放量和面积计算得出该控制单元的污染排放强度, 不同控制单元污染排放强度按照从大到小进行排序。按以下公式计算:

$$I_j = Q_j/A \dots\dots\dots (7)$$

式中：

I_j —指控制单元的第*i*种污染物的排放强度，单位为吨每公顷(t/ha)；

Q_j —指控制单元的第*i*种污染物的入水体排放量，单位为吨(t)；

A —指控制单元的总面积或农业生产活动面积，单位为公顷(ha)。

4.6.2.4 风险等级确定

根据各控制单元污染负荷/排放强度排序结果，将所有控制单元划分为高风险、中风险和低风险三类。高风险：负荷/排放强度排名前 30%的控制单元；中风险：负荷/排放强度排名 31%~70%的控制单元；低风险：负荷/排放强度排名后 30%的控制单元。实际过程中可根据生态环境管理需求对划分结果进行调整。

4.6.2.5 优先治理区域清单编制

基于水质监测断面/点位的实测数据，结合太湖流域水生态水质考核要求，选取总氮、总磷、氨氮作为核心评价指标，可初步筛选出农业面源污染关键区域。在此基础上，结合生态环境管理的实际需求，依据控制单元高、中、低风险等级的分析结果，编制农业面源污染优先治理区域清单。

4.7 质量控制

依据《农业面源污染治理监督指导试点技术指南（试行）》（环土函〔2021〕295号）、DB 32/T XXXX、HJ 91.1、HJ 91.2 中相关内容确定。对于调查获取的数据，调查单位内部进行审核；对于自行开展监测的数据，监测单位内部进行审核。

4.8 报告编制

依据负荷评估调查、核算和报告编制 3 个阶段内容，本标准规定了农业面源污染负荷评估报告编制提纲，用于农业面源污染负荷核算完成后，编制评估报告。报告主要内容应包括负荷评估概述、技术路线与方法、农业面源污染调查、农业面源污染负荷核算、结论建议及其他应当予以说明的事项，报告应建立审核机制。

5 与相关法律法规和标准的关系

（1）本项目均不违反现行的相关法律及标准。

（2）目前国家或江苏省尚未出台农业面源污染负荷评估相关标准，其他省（市）出台了一些相关地方标准与指南，如《重庆市农业面源污染风险评估技术规范》（DB50/T 931

—2019）、山东省发布了《农业面源污染负荷估算技术规程》（DB37/T 4691—2024）等。

（3）本标准依据生态环境部发布的《农业面源污染治理监督指导试点技术指南（试行）》（环土函〔2021〕295号），在起草组研究的基于S-APPI排污系数法的基础上，结合太湖流域的地理概况、水系分布以及现有监测评估水平，充分考虑各类评估方法适用性和可操作性，制定适合江苏省太湖流域的地方标准。

（4）参考和引用的标准和规范主要有：

GB 3838 地表水环境质量标准；

HJ 91.1 污水监测技术规范；

HJ 91.2 地表水环境质量监测技术规范；

（5）本项目以国家及我省环境保护相关法律法规、政策和规章为依据；符合《2024年度江苏省地方标准立项指南》《推进新一轮太湖综合治理行动方案》等相关要求；与国家发布的《农业面源污染治理与监督指导实施方案（试行）》《全国农业面源污染监测评估实施方案（2022—2025年）》等相关技术方案相衔接；与行业技术政策、污染防治要求相适应；与相关的农业面源污染评估技术规范相匹配。

6 推广实施建议

本标准的编制旨在突破江苏省太湖流域农业面源污染负荷估算及治理效果评价的技术瓶颈，完善农业面源污染调查与评估体系，系统摸清农业面源污染排放特征和迁移转化过程，并提出分区分类治理措施，为农业面源污染责任划定及长效治理提供有力的数据支撑，为其他同类型地区开展评估工作提供理论参考，长江经济带农业面源污染综合治理工作中起到引领示范作用。

本标准规范了系数法、通量平衡法及模型法在农业面源污染监测评估中的应用。建议基层环境监测站在工作初期采用系数法和通量平衡法开展监测评估，省级监测评估单位应统筹建立全省技术支撑体系，重点开展以下工作：组织覆盖全省的三类方法专题培训与技术帮扶；建立常态化跟踪指导机制与定期会商制度；构建分级技术支撑网络，持续提升基层监测机构的技术能力。通过构建省-地协同工作机制，为地方农业面源污染监测评估工作提供全面技术支撑，从而有效提升生态环境管理水平，助力农业面源污染精准防治。

7 起草单位与人员分工

参与本标准制定的单位包括江苏省环境监测中心、南京大学，各单位人员分工见表19。

表 19 起草单位人员信息

序号	姓名	单位名称	职务/职称	项目分工
1	李娣	江苏省环境监测中心	正高级工程师	项目负责人, 统筹协调, 负责编制标准文本
2	郭红岩	南京大学	教授	分析相关评估方法适用情况、研究区概况及方法构建
3	汪静娴	江苏省环境监测中心	助理工程师	研究区概况及基础资料收集
4	朱雯远	南京大学	/	研究相关评估方法适用情况、编制草案说明
5	何畅	南京大学	/	开展标准实施的经济、环境效益分析
6	花卫华	江苏省环境监测中心	副主任/正高级工程师	标准制定质量负责人
7	杨丽莉	江苏省环境监测中心	正高级工程师	组织协调
8	刘倩倩	江苏省环境监测中心	工程师	开展负荷评估案例分析
9	李青	江苏省宿迁环境监测中心	主任/高级工程师	组织协调
9	陈盾	南京大学	讲师	分析相关评估方法适用情况、研究区概况及方法构建
10	袁广旺	江苏省环境监测中心	高级工程师	研究国内外相关标准
11	吴仲夏	江苏省环境监测中心	工程师	组织调研和座谈
12	唐梦涵	江苏省环境监测中心	高级工程师	组织调研和座谈
13	矫新明	江苏省环境监测中心	高级工程师	会议筹备
14	王甜甜	江苏省环境监测中心	高级工程师	组织调研和座谈
15	高占啟	江苏省环境监测中心	正高级工程师	组织调研和座谈
16	梁宵	江苏省环境监测中心	高级工程师	汇总征求意见
17	纪轩禹	江苏省苏力环境科技有限责任公司	工程师	汇总征求意见
18	王霞	江苏省环境监测中心	正高级工程师	汇总征求意见

序号	姓名	单位名称	职务/职称	项目分工
19	樊冬玲	江苏省宿迁环境监测中心	高级工程师	会议筹备
20	葛婧婧	江苏省宿迁环境监测中心	高级工程师	会议筹备