

农业面源污染核算非机理模型研究进展

朱自煜¹, 黄宏坤², 田光明^{3,4}, 方萍^{1*}

¹同济大学环境科学与工程学院, 上海

²农业农村部农业生态与资源保护总站, 北京

³中国农业大学有机循环研究院(苏州), 江苏 苏州

⁴浙江大学环境与资源学院, 浙江 杭州

收稿日期: 2022年3月4日; 录用日期: 2022年4月8日; 发布日期: 2022年4月15日

摘要

随着点源污染治理力度加大, 农业面源污染正逐渐成为水环境治理新热点。借助模型准确有效核算面源污染负荷, 对于流域综合治理具有重要意义。与机理模型相比, 非机理模型具有需要数据量少、应用简便、适用性广等优势。迄今为止, 统计模型、输出系数模型、降雨量差值法和径流量插值法等核算模型被应用于面源污染治理的研究工作中, 对它们的基本原理、计算方法、应用限制和未来情景进行阐述和讨论。输出系数模型是当前应用最广的非机理模型, 但仍然受到数据精度和估算尺度的限制。非机理模型和“3S”技术结合是当前的研究热点。

关键词

农业面源污染, 非机理模型, 流域管理

Review of Empirical Models in Agricultural Non-Point Source Pollution Simulation

Ziyu Zhu¹, Hongkun Huang², Guangming Tian^{3,4}, Ping Fang^{1*}

¹College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai

²Rural Energy and Environment Agency, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Beijing

³Organic Recycling Research Institute (Suzhou) of China Agricultural University, Suzhou Jiangsu

⁴College of Environmental & Resource Sciences, Zhejiang University, Hangzhou Zhejiang

Received: Mar. 4th, 2022; accepted: Apr. 8th, 2022; published: Apr. 15th, 2022

*通讯作者。

文章引用: 朱自煜, 黄宏坤, 田光明, 方萍. 农业面源污染核算非机理模型研究进展[J]. 地理科学研究, 2022, 11(2): 210-219. DOI: 10.12677/gser.2022.112022

Abstract

Agricultural non-point source pollution has arisen an increasing concentration in terms of aquatic pollution management with the enhancement of point source pollution control. Accurate calculation of pollution loads using models is of great significance to watershed integrated management. Compared with physical-based models, empirical models feature a low demand of data, simple application and good adaptability. Several empirical models have been applied in agricultural non-point source pollution management, e.g., statistical model, export coefficient model (ECM), rainfall difference method and hydrograph separation method, whose basic principles, calculation method, application limitations and future prospects are elaborated and discussed in this review. ECM is the most widely used empirical model now, but it is still limited by data accuracy and estimation scale. The combination of empirical models and "3S" technology is the current research hot spot.

Keywords

Agricultural Non-Point Source Solution, Empirical Model, Watershed Management

Copyright © 2022 by author(s) and Hans Publishers Inc.

This work is licensed under the Creative Commons Attribution International License (CC BY 4.0).

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



Open Access

1. 引言

随着对工业点源污染控制力度的加强,农业源对水体污染的贡献正逐渐上升,在一些污染严重的区域甚至大大超过前者。中国水污染的主要矛盾是水体的氮、磷富营养化问题,而农田种植、农村畜禽养殖和城乡结合部地带及农村的生活污水,是造成流域水体氮磷富营养化的主要原因[1]。《第二次全国污染源普查公报》显示,化学需氧量、总氮和总磷三项污染物指标中,农业源排放量分别占全国总排放量的50%,47%和67% [2]。在经济增长的压力下,农业面源污染问题更加严峻。以太湖流域为例,流域内单位面积化肥施用量居于全国前列,且呈现较为显著的上升趋势;规模化畜禽和水产养殖集中排放,导致区域负荷量超过农田的氮、磷元素承载量[3];尽管村污收集处理设施较为完备,但是较高人口密度造成的生活面源污染仍然不容忽视。此外,流域内河网丰富,水系众多,水力驱动的农业面源污染控制形势十分严峻。

农业面源污染发生机制和污染负荷评估是农业面源污染防治的基础,农业面源的源调查、产污机制、沿程消纳机制等,对于理解面源污染、进而进行污染治理至关重要[4]。其中,如何高效、准确核算流域内面源污染的负荷,是环境管理的一项重要工作。然而,由于研究手段的不足,我们的理解还受到诸多局限。在农业面源的模型模拟方面,目前的研究分为非机理模型与机理模型两类;前者数据需求较低,应用广泛,但结果粗糙;后者有较为详细的过程模拟,但所需基础数据繁杂,受客观限制较大。此外,机理模型受到气候、土壤、人类活动等因素异质性的影响,难以在较大的时空尺度展开应用。基于此,非机理模型对于大流域面源污染负荷的核算模拟具有良好的应用情景。

国外对于面源污染的研究可追溯至美国20世纪70年代发布的面源污染评估模型;输出系数模型在早期面源污染负荷研究中发挥重要作用,并在长期实证研究中汇编出适用于北美不同气象水文条件、田

间管理模式的计算手册。国内早期缺乏详实的统计、监测资料,对国外输出系数的引用借鉴导致面源污染核算结果往往与实际情况有较大出入。此外,经验公式、水文分割法等其他方法也在国内得到了本土化应用。本文将对目前中国使用最为广泛的非机理模型进行介绍,介绍各类模型的计算方法、基本原理和应用情景,并针对非机理模型的应用限制和未来前景进行讨论。

2. 面源污染核算非机理模型研究

2.1. 统计模型

统计模型通常忽略污染物在地表的迁移过程,通过回归分析等统计学方法建立预测模型。这种方法不涉及物理-化学过程,原理简单,操作方便;但是在实际应用中,统计模型依赖大量的基础监测数据进行支撑,并且很容易因为下垫面条件的变化而失效,一般只适用于小范围、特定的流域[5]。统计模型中最常研究的是河流泥沙量与氮磷负荷的关系,较高比例氮、磷吸附于河流中泥沙等悬浮颗粒物中,河流含沙量等监测数据在实践中也较易获得。

李怀恩等人[6]提出富集比这一概念,用以定量描述污染物负荷量与泥沙量之间的关系:

$$Y_i = S_{is} \cdot ER_i \cdot Y_s \quad (1)$$

式(1)中: Y_i , 第 i 种污染物的浓度或负荷; S_{is} , 流域内土壤表层的第 i 种污染物的含量; ER_i , 第 i 种污染物的富集比,即河流中某断面或出口处泥沙中污染物的含量,与泥沙来源中土壤污染物的含量比值, Y_s , 为河流某断面或出口处的含沙量或输沙量。对于某一特定流域及特定污染物, S_{is} 和 ER_i 往往被视作常数。

李怀恩等[6]对黑河流域、田峪流域、红草河流域和武侯镇流域 5~6 场洪水期间,污染物负荷-泥沙关系进行相关分析,结果显示相关系数都在 0.9 以上。虽然该研究中泥沙量和污染物负荷的相关性较好,但是只分析了单次降雨-径流过程中的数据,尚未清楚能否应用于更长时间跨度的面源污染负荷估算;此外,对于雨水充沛、河流含沙量小、河网交错的南方平原地区,这种方法适用性受到一定限制。

2.2. 输出系数模型

2.2.1. 早期输出系数模型及改进

上世纪 70 年代,国外学者在研究土地利用与湖泊富营养化关系的时候,提出并应用了计算单位土地面积污染负荷的思路,即输出系数模型(Export Coefficient Model, ECM)。其一般表达式为:

$$L = \sum_{i=1}^m E_i A_i \quad (2)$$

式(2)中: L , 某种污染物总输出量; E_i , 第 i 种土地利用类型该类污染物输出系数; A_i , 第 i 中土地利用面积。

输出系数模型按照不同土地利用类型分别核算面源污染负荷,计算简便可靠。这种方法适用于较长尺度的研究(月、季或者年),且更依赖于农业普查数据,而非流域层面的实时监测数据[5]。不同地域存在如地形条件,水文条件,流域面积等诸多差异,因而输出系数应当根据实地情况进行测算和选取。这也为早期输出系数模型的使用带来诸多限制: 1) 土地利用类型分类较粗糙,尤其是对于农业用地,不同类型作物、不同耕作方式污染物输出量相差较大; 2) 污染负荷并不总是与土地面积呈线性关系,导致核算结果出现偏差[7]; 3) 该方法没有考虑到水力条件的影响。污染源与受纳水体之间的距离和河网分布会对模型精度有较大影响。在人类活动显著的平原圩田河网地区,水力条件复杂,输出系数不易确定,因而该方法受到一定限制[8]。

Johnes 等人将牲畜和人口的因素纳入考虑,改进了早期输出系数模型[9]。对不同种类作物、畜禽和

生活污水处理方式, 选取不同的输出系数; 还考虑了固氮作用、干湿沉降等总氮输入因素。

$$L = \sum_{i=1}^n E_i [A_i (I_i)] + P \quad (3-1)$$

$$P = caQ \quad (3-2)$$

$$E_h = D_{ca} \times H \times 365 \times M \times B \times R_s \times C \quad (3-3)$$

式(3)中: E_i , 第 i 种污染负荷输出系数; A_i , 第 i 种土地利用类型面积或牲畜、人口数量; I_i , 第 i 种污染输入量; P , 降雨输入; Q , 降雨形成径流量的比例, 即径流系数。 E_h , 人口因素的污染物负荷; D_{ca} , 每人的污染物日输出; H , 流域内总人口; M , 污水处理过程中污染物机械去除系数; B , 污水处理过程中污染物生化去除系数; R_s , 过滤层中污染物滞留系数; C , 如果发生解吸时磷的去除系数。

输出系数的测算和选择是采用此类模型的关键工作。对此国内研究者进行了大量, 获得了一系列适合本国自然、社会条件的输出系数, 但另一方面, 也存在着测算标准不一、过程不规范、测算工作不系统的问题。国外对于输出系数有较多的汇编和分析[10] [11] [12]。国内目前较权威可供参考的有第一次、第二次全国污染源普查的相关排污系数手册。

测算不同土地利用类型的输出系数的主要方法可以汇总为以下几类: 1) 根据野外田垄实验, 确定氮磷等污染物流失率; 2) 通过测算土壤侵蚀率估算; 3) 通过小区监测实验, 确定面源污染负荷与土地利用类型的关系; 4) 对单一土地利用类型的小流域监测数据的合理外推[13] [14]。

罗璇等人[15]在胡家山小流域研究了不同土地利用类型对于氮素输出的影响。他们在研究区的 15 个点分别监测断面氮浓度, 并分析这 15 个汇水区五种土地利用类型的面积, 进行多元线性回归, 结果表明旱地、居民地有氮源作用, 林地、草地、疏草地有氮汇作用。对太湖流域输出系数的相关研究有: 在西苕溪流域对输出系数法进行改进, 利用流域内输出营养盐与土地利用类型的关系, 推算输出系数, 并与其他研究比较[16]; 在江苏宜兴市大浦镇实地调查农村生活垃圾产出系数[17]; 较细致地汇总了杭嘉湖水网平原各县市不同的排污系数[18]; 计算南太湖农村地区面源污染负荷和环境容纳量[19]; 较详细地汇总了太湖流域各研究的输出系数, 并计算了总氮、总磷负荷量[20] [21]; 在环太湖流域 5 个地点 18 个池塘进行实地采样分析, 测算鱼、虾、蟹水产养殖的排放系数, 并估算水产养殖排放及空间分布特征[22]。

2.2.2. 入河过程损耗的修正

对污染物在输移过程中的截留和沉淀效应估算不准确, 是输出系数模型在实际应用中的一个重要限制。对此, 研究者采取了多种方法, 以提高核算的精确度。常见的方法包括对流域进行网格化处理和采用入河系数等。

Soranno 等人[23]预测门多塔湖流域磷负荷时, 对输出系数法进行了改进, 其公式如下:

$$L = \sum_{i=1}^m \sum_{p=1}^n f_i A_{p,i} T_i^p \quad (4)$$

式(4)中: L , 总磷负荷; m , 土地利用类型数目; n , 某一土地利用类型内网格数目; p , 各个网格到受纳水体的距离(以途径的网格数目表征); f_i , 第 i 类土地利用的磷输出系数; $A_{p,i}$, 第 i 类土地利用类型到受纳水体距离为 p 的土地面积; T , 传输系数($0 < T < 1$), 表示在坡面流过程中被输移至下一网格的磷所占的比例。

该模型借助 GIS 工具将研究区域划分为面积均一的网格, 考虑了输出源和受纳水体之间的距离所带来的衰减; 由模型所建立土地利用面积和磷输出量的非线性关系, 更符合实际条件下泥沙的输移率随流域面积增大而减小的情况。由于磷在地表径流中通常以颗粒态存在或吸附于悬浮物表面, 而氮通常以溶

解态存在[24], 后者与泥沙量的相关关系并不如磷那样明显, 该模型只适用总磷而非氮的负荷核算。

蔡明等[25]针对氮负荷核算提出了改进的输出系数法模型(Improved Export Coefficient Model, IECM), 公式如下:

$$L = \lambda \left\{ \alpha \sum_{i=1}^n E_i [A_i (I_i)] + P \right\} \quad (5-1)$$

$$\alpha = M_i / \bar{M} \quad (5-2)$$

$$\lambda = 1 / (1 + R_L) = 1 / (1 + aq^b) \quad (5-3)$$

式(5)中: L , 某种污染物总输出量; E , 营养源输出系数; A , 土地利用类型面积或牲畜、人口数量; I , 营养源输入量; P , 降雨输入; a , 降雨影响因子, 定义为当年降水量与流域多年平均降水量的比值; λ , 流域损失系数, 定义为流域出口断面上污染负荷和流域污染物产生量的比值; M , 年降雨量; R_L , 标准化流域损失量; q , 流域年径流模数; a , b 为待定参数, 由非线性回归法确定。

该模型综合考虑了降水和沿程损耗对污染负荷的影响。由流域内长期气象和水文监测数据, 可以计算降雨影响因子 α 和流域损失系数 λ 这两个关键参数。其他研究者也引入与流域损失系数类似的概念, 称为入河系数, 并通过实验总结出一系列经验参数。程红光等[26]的研究表明, 不同降水条件下, 氮入河系数存在明显差异, 其中吸附态氮的入河系数随降雨量增加明显, 这可能是因为地表径流随降雨量增加, 从而加强了颗粒物输移。也有研究并未发现降水量与入河系数有显著相关性[27] [28]: 不同流域下垫面、地表排水状况差异较大对降雨量进行, 简单的统计分析难以揭示气象条件对入河系数的复杂影响。梁新强[29]实地测算了畜禽和农村生活污水的入河系数, 并与入河距离进行拟合, 认为二者呈指数关系变化, 符合一级动力学规律, 随着距离增加, 入河系数趋于稳定, 这在模型使用中具有借鉴意义。凡翔等[27]通过因子相关分析发现, 入河系数与坡度、高程、径流深、径流系数、河网密度和农田面积等因素均显著相关($p < 0.01$)。

2.2.3. 动态输出系数模型

输出系数模型中参数选取固定, 这极大限制模型的推广和精确性。在应用于大尺度流域的时候, 面源污染受到具有空间变异性的多种因素影响[30]。此外, 同一地域的社会经济发展、土地利用改变和气候变化等因素也受限于固定参数应用[31]。因此, 研究者提出动态输出系数模型(Dynamic Export Coefficient Model, DECM), 以预测污染物在变化环境下的时空变异性[32]。其公式如下:

$$L = \sum_{i=1}^n D(pcp_i) [B_i(J_i)] \quad (6-1)$$

$$B_i(J_i) = f(\text{land use, soil, slope, pcp}) \quad (6-2)$$

式(6)中: L , 污染物总量; $D(pcp_i)$, 第 i 个污染物的动态输出系数, 取决于不同的降雨量, pcp , 流域内年降雨量; B_i , 第 i 个面源污染响应单元面积, 考虑到土地利用、坡度、人口、畜禽、肥料及农药利用的影响; J_i , 第 i 个响应单元污染输入, 包括降雨、农药和化肥。

针对土地利用类型发生改变时的面源污染负荷核算, 传统输出系数模型基于如下假设进行计算: 原先土层中的污染物(如氮)迅速流失, 然后在短时间内在改变后的土地利用类型和管理条件下的达成新的平衡。事实上, 这样一种新的平衡关系不能很快达到。Worrall 和 Burt [33]在 Johnes 等人的基础上, 提出了针对草地的氮的动态输出系数方程, 其公式如下:

$$L = \sum A_i \cdot E_i \cdot I_i + \sum A_j \cdot N_0 \cdot e^{-\lambda j} + R \quad (7)$$

式(7)中: L , 氮流失量; A_i , 永久性牧草地第 i 年耕种的面积; N_0 , 耕种后第 1 年氮流失量; e , 自然对数; R , 流域降雨输入水体的氮; E_i , 第 i 种污染源输出系数; I_i , 第 i 种污染源输入量。

进一步考虑草体对营养物质的储存作用, 上式修改为:

$$L = \sum A_i \cdot E_i \cdot I_i + \sum A_j \cdot N_0 \cdot e^{-\lambda j} + R - I_p \sum A_k \cdot e^{-\mu k} \quad (8)$$

式(8)中: A_k , 第 k 年恢复为草地的面积; I_p , 对新草地的氮输入量; μ , 有机氮的累积速率常数。

Worrall 等人的研究聚焦于草原土地利用面积改变后的面源污染负荷, 如在永久性草原进行翻耕后, 表层 25 cm 土壤在第一年的氮流失量较高, 随后多年内逐步下降; 该模型在退耕还林还草或者草原生态系统破坏的情景下有较高的应用价值。

2.3. 降雨量差值法与径流量差值法

通过河流水文水质监测信息可以测算某断面污染物通量, 区分点源面源污染的贡献是一个关键性的难题。研究者采用降雨量差值法和径流量差值法(又称水文分割法, hydrograph separation method)对面源污染进行估算[5]。

降雨量差值法分析不同场次降雨 - 径流过程污染负荷差异估算面源贡献。该方法基于以下假设: 1) 地表径流污染负荷为点源、面源叠加; 2) 不考虑社会经济发展和污染控制措施变化情况下, 点源污染负荷相对稳定, 在较短时间尺度内(通常为年)视为常数; 3) 面源污染负荷是降水量的线性函数, 且无降水时不产生地表径流, 面源污染负荷为零。其公式如下[34]:

$$L = L_{nps} + L_{ps} = f(P) + C \quad (9-1)$$

$$L_A - L_B = f(P_A) - f(P_B) = f(P_A - P_B) \quad (9-2)$$

式(9)中: L , 河流断面污染负荷, L_{nps} , 面源污染负荷; L_{ps} , 点源污染负荷; P , 降水量; C , 点源污染负荷常数。

公式含义为: 任意两次降雨 - 径流过程(或两年)中断面污染负荷的差值, 即面源污染贡献的差值, 也可以描述为降水量差值的线性函数。通过气象、水文监测数据建立二者的相关关系, 即可对某一次(或年)面源污染负荷进行核算。

李怀恩等[7]在渭河流域利用 1991~1999 流域降水量和总氮实测通量数据, 使用降水量差值法进行了分析和预测。研究通过逐差法获得年际总氮通量差值和降水量差值, 进行相关分析并拟合($R^2 = 0.731$), 并以此为依据计算各年点源、面源污染负荷, 与监测数据较符合。

径流量差值法的基本原理较为相似。汛期地表径流是面源污染的主要成因, 枯水期水质污染主要为点源污染。因此, 通过比对汛期和枯水期河流污染通量的差值, 即可近似估算面源污染负荷。其公式如下[35]:

$$L = K \cdot \frac{\sum_{i=1}^n C_i Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i} \cdot \overline{Q}_y \quad (10-1)$$

$$L = L_n + L_p = L_n + 12L_d \quad (10-2)$$

式(10)中: L , 全年负荷; C_i , 第 i 次取样瞬时浓度; Q_i , 第 i 次取样瞬时流量; \overline{Q}_y , 各水期时段平均流量; K , 估算时段时间转换系数; L_n , 全年面源污染负荷; L_p , 全年点源污染负荷; L_d , 枯水期月污染负荷。

使用径流量差值法时,汛期与枯水期的划分是关键工作,因为这直接影响到面源污染负荷的估算。基流分割是水文学的重要内容,主要方法包括:图解法,依赖人工目视甄别,主观性强;数值模拟法,依托计算机技术,包括HYSEP、数字滤波、BFI等方法;同位素法,适用于融水径流,其原理依据不同来水化学成分和稳定同位素的差异[36][37]。

李怀恩等[7]在渭河流域将上述两种方法进行了对比分析。研究者根据1951~2000年五十年间的长系列水文资料,分析发现,降雨量差值法计算的非点源负荷贡献要高于径流分割法。这可能是由于径流分割法将枯水期的大气沉降、人类活动引起的非点源污染负荷也算作点源污染引起的。而另有研究认为,径流量差值法计算得出的非点源负荷偏大。这是因为在中国北方地区,河流多为季节性,分干湿两季,旱季基流很少,甚至断流,雨季径流则包括了点源与面源[5];因此,径流量差值法更适合于当面源污染占优时的径流估算[35]。

3. 结论与展望

3.1. 结论

本文总结了几类农业面源污染核算的非机理模型,对它们的基本原理、计算方法、应用限制和未来情景展开了叙述和讨论。统计模型着眼于分析污染物和其他水文特征(往往是泥沙量)的相关关系,建立回归方程,具有原理简单、操作简便的优点,但同时受限于自然地理条件变化,只适用于小范围、特定流域。输出系数模型是目前应用最广泛的面源污染非机理模型,在长期使用过程中不断修正和精细化,对于入河过程损耗和降雨影响的修正使其更好地适用于不同地形、气候的流域。随着研究深入,动态的输出系数模型被提出来并得到越来越广泛的关注。降雨量/径流量差值法是通过水文水质信息的统计分析,从而获得入河面源污染负荷的方法,适用于雨季/汛期明显的地域,可以在基础数据不足、难以使用输出系数法时,对农业面源污染负荷进行简单地估算。各非机理模型的计算方法、应用情景和限制见表1。

Table 1. An overview of calculation methods, applications and limitations of empirical models in Agricultural non-point source pollution simulation

表 1. 各类农业面源污染核算非机理模型的计算方法、应用情景和限制概括

非机理模型	计算方法	应用情景	应用限制	参考文献
统计模型	分析污染物负荷与泥沙量等参数的相关关系,建立回归方程	适用于监测数据丰富的流域;模拟单次降雨污染负荷	受下垫面条件影响较大;对于雨水充沛、河流含沙量小、河网密布的地区并无严谨性	[5]
输出系数模型	根据不同污染源的输出系数进行汇总和加和	适用于较长时间范围,通常以年为计算单位;可模拟大范围流域面源产污与排污负荷	输出系数测算工作复杂;精确模拟依赖于系数选取,需要大量基础数据支撑	[5][11][32]
降雨量差值法	计算不同年份降雨量和污染物负荷差值并建立回归方程	适用于气象数据丰富、社会经济因素相对稳定的流域	模型假设社会经济因素变化缓慢可以忽视,在实际运用中很少出现这种情况	[11][34]
径流量差值法	计算同一年份汛期、非汛期之间污染物负荷差值,由此估算面源污染负荷	适用于水文数据丰富、社会经济因素相对稳定的流域	不适用于季节性河流;需要较长时间序列水文和污染监测资料	[7]

流域面源污染负荷估算的非机理模型在我国得到了广泛应用。和机理模型相比,它原理简单,所需数据类型相对较少,尽管在过程模拟上不够精确,但在实际运用中发挥着重要的作用。尽管如此,非机

理模型的运用仍然存在诸多改进空间:

1) 监测数据资源少、质量差。尽管相对机理模型而言,非机理模型的对于数据种类和精度的要求大为降低,其应用仍然受到我国优质环境监测和基础自然地理数据稀缺的限制。一方面,我国环境监测工作开展较晚,数据时间序列短、连续性差、密集程度不高,往往需要插值的方法才能补全所需数据;另一方面,环境信息公开程度低,许多基础的环境监测站、地理勘测数据获取难度极高[38]。

2) 应用尺度较小。国内对于非机理模型的应用,多集中于个别城市、中小流域,对于较大流域的系统调查分析,数量较少、频率较低[39][40]。尽管分布式的 DECM 在一些较大流域有较为成功的应用[33],但总体上大尺度的、规范且系统的模型参数选取标准仍较为稀缺,从而提高了 DECM 的难度与成本。广泛借鉴国外的模型使用经验,并针对国内自然地理和社会经济情况进行模型参数测定和修正,仍然是一项重要工作[39]。

3.2. 展望

国内对于面源污染负荷核算的工作,目前仍以输出系数模型为主要手段,应着眼于系数的本土化与定期更新,需要长期的实证研究进行支撑。另一方面,非机理模型与其他技术、评价手段结合提供了新的研究思路。机理模型(如 SWAT、HSPF 等)需要借助内置的输出系数方法对面源污染进行核算,以进行水质模拟。通过区间规划、模糊规划等方法,优化输出系数模型的不确定性问题[41];与其他社会经济模型相结合,以评估政策措施对面源污染控制影响[42];借助地理信息系统(GIS),对输出系数模型进行地形影响因子的修正和子流域划分等工作,已经在流域面源污染估算中得到广泛应用[43][44][45][46]。如何能利用非机理模型,与基础自然地理和环境监测数据库结合,建立规范统一的面源污染核算体系,形成更大尺度上的流域面源污染评价方法,并为流域管理提供科学依据,将是未来研究的重点之一。

基金项目

国家自然科学基金(41271328)。

参考文献

- [1] 张维理,武淑霞,冀宏杰,等. 中国农业面源污染形势估计及控制对策: I. 21 世纪初期中国农业面源污染的形势估计[J]. 中国农业科学, 2004, 37(7): 1008-1017.
- [2] 中华人民共和国生态环境部. 第二次全国污染源普查公报[R]. 北京: 中华人民共和国生态环境部, 2020.
- [3] 洪燕婷,仇蕾. 太湖流域农业面源污染防治措施研究分析[J]. 环境科技, 2015, 28(3): 17-21+26.
- [4] 展晓莹,张爱平,张晴雯. 农业绿色高质量发展期面源污染治理的思考与实践[J]. 农业工程学报, 2020, 36(20): 1-7.
- [5] Shen, Z., Liao, Q., Hong, Q. and Gong, Y. (2012) An Overview of Research on Agricultural Non-Point Source Pollution Modelling in China. *Separation and Purification Technology*, **84**, 104-111. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.01.018>
- [6] 李怀恩,蔡明. 非点源营养负荷-泥沙关系的建立及其应用[J]. 地理科学, 2003, 23(4): 460-463.
- [7] 李怀恩,李佳科. 流域非点源污染负荷量化研究方法与应用[M]. 北京: 科学出版社, 2013.
- [8] 李卉,苏保林. 平原河网地区农业非点源污染负荷估算方法综述[J]. 北京师范大学学报(自然科学版), 2009, 45(5/6): 662-666.
- [9] Johnes, P.J. (1996) Evaluation and Management of the Impact of Land Use Change on the Nitrogen and Phosphorus Load Delivered to Surface Waters: The Export Coefficient Modelling Approach. *Journal of Hydrology*, **183**, 323-349. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02951-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02951-6)
- [10] Bock, E.M. and Easton, Z.M. (2020) Export of Nitrogen and Phosphorus from Golf Courses: A Review. *Journal of Environmental Management*, **255**, Article ID: 109817. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109817>
- [11] Ongley, E.D., Xiaolan, Z. and Tao, Y. (2010) Current Status of Agricultural and Rural Non-Point Source Pollution

- Assessment in China. *Environmental Pollution*, **158**, 1159-1168. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.10.047>
- [12] Xiang, C., Wang, Y. and Liu, H. (2017) A Scientometrics Review on Nonpoint Source Pollution Research. *Ecological Engineering*, **99**, 400-408. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.028>
- [13] 王宁, 朱颜明, 徐崇刚. GIS 用于流域径流污染物的量化研究[J]. 东北师大学报(自然科学版), 2002, 34(2): 92-98.
- [14] 李恒鹏, 刘晓玫, 黄文钰. 太湖流域浙西区不同土地类型的面源污染产出[J]. 地理学报, 2004, 59(3): 401-408.
- [15] 罗璇, 史志华, 尹炜, 等. 小流域土地利用结构对氮素输出的影响[J]. 环境科学, 2010, 31(1): 58-62.
- [16] 李兆富, 杨桂山, 李恒鹏. 基于改进输出系数模型的流域营养盐输出估算[J]. 环境科学, 2009, 30(3): 668-672.
- [17] 刘永德, 何晶晶, 邵立明. 太湖流域农村生活垃圾面源污染贡献值估算[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(4): 1442-1445.
- [18] 钱秀红, 徐建民, 施加春, 等. 杭嘉湖水网平原农业非点源污染的综合调查和评价[J]. 浙江大学学报(农业与生命科学版), 2002, 28(2): 147-150.
- [19] 姚玉鑫, 张英, 周李, 等. 南太湖地区农村小流域非点源污染调控研究[J]. 资源科学, 2011, 33(2): 230-235.
- [20] 牛勇. 太湖入湖河流污染特征及面源污染负荷研究[D]: [硕士学位论文]. 武汉: 华中农业大学, 2013.
- [21] 周跃龙, 汪怀建, 余辉, 等. 应用输出系数模型对太湖流域面源污染负荷测算研究[J]. 江西农业大学学报, 2014, 36(3): 678-683.
- [22] 彭凌云, 迺超普, 李恒鹏, 等. 太湖流域池塘养殖污染排放估算及其空间分布特征[J]. 湖泊科学, 2020, 32(1): 70-78.
- [23] Soranno, P.A., Hubler, S.L., Carpenter, S.R., et al. (1996) Phosphorus Loads to Surface Waters: A Simple Model to Account for Spatial Pattern of Land Use. *Ecological Applications*, **6**, 865-878. <https://doi.org/10.2307/2269490>
- [24] Yu, C., Duan, P., Yu, Z. and Gao, B. (2019) Experimental and Model Investigations of Vegetative Filter Strips for Contaminant Removal: A Review. *Ecological Engineering*, **126**, 25-36. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.10.020>
- [25] 蔡明, 李怀恩, 庄咏涛, 等. 改进的输出系数法在流域非点源污染负荷估算中的应用[J]. 水利学报, 2004(7): 40-45.
- [26] 程红光, 郝芳华, 任希岩, 等. 不同降雨条件下非点源污染氮负荷入河系数研究[J]. 环境科学学报, 2006, 26(3): 392-397.
- [27] 凡翔, 吴凤平, 孟岑, 等. 基于人为氮净输入及入河系数的流域河流氮输出负荷估算[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(1): 185-193.
- [28] Schaefer, S.C., Hollibaugh, J.T. and Alber, M. (2009) Watershed Nitrogen Input and Riverine Export on the West Coast of the US. *Biogeochemistry*, **93**, 219-233. <https://doi.org/10.1007/s10533-009-9299-7>
- [29] 梁新强. 太湖流域浙江片区非点源产排污核算方法[M]. 北京: 科学出版社, 2016.
- [30] Qiu, J., Shen, Z., Wei, G., Wang, G., Xie, H. and Lv, G. (2018) A Systematic Assessment of Watershed-Scale Nonpoint Source Pollution during Rainfall-Runoff Events in the Miyun Reservoir Watershed. *Environmental Science and Pollution Research (International)*, **25**, 6514-6531. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0946-6>
- [31] Rong, Q., Cai, Y., Chen, B., Yue, W., Yin, X. and Tan, Q. (2017). An Enhanced Export Coefficient Based Optimization Model for Supporting Agricultural Nonpoint Source Pollution Mitigation under Uncertainty. *Science of the Total Environment*, **580**, 1351-1362. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.099>
- [32] Wang, W., Chen, L. and Shen, Z. (2020) Dynamic Export Coefficient Model for Evaluating the Effects of Environmental Changes on Non-Point Source Pollution. *Science of the Total Environment*, **747**, Article ID: 141164. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141164>
- [33] Worrall, F. and Burt, T.P. (1999) The Impact of Land-Use Change on Water Quality at the Catchment Scale: The Use of Export Coefficient and Structural Models. *Journal of Hydrology*, **221**, 75-90. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(99\)00084-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(99)00084-0)
- [34] 蔡明, 李怀恩, 庄咏涛. 估算流域非点源污染负荷的降雨量差值法[J]. 西北农林科技大学学报(自然科学版), 2005, 33(4): 102-106.
- [35] 李家科, 郝瑞端, 李舒, 等. 汉江流域陕西段非点源污染特征解析[J]. 西安理工大学学报, 2020, 36(3): 275-285.
- [36] 于艺鹏, 杨亚辉, 蔺鹏飞, 等. 自动基流分割法在北洛河流域的适宜性对比[J]. 水土保持研究, 2016, 23(2): 302-307.
- [37] 周旻霏, 余钟波, 李向应, 等. 融水径流分割研究回顾及展望[J]. 冰川冻土, 2017, 39(1): 156-164.
- [38] 周梦娇, 冯华军, 沈霞娟. 农业面源污染模型研究进展[J]. 能源环境保护, 2020, 34(3): 1-7.

-
- [39] 张秋玲, 陈英旭, 俞巧钢, 等. 非点源污染模型研究进展[J]. 应用生态学报, 2007, 18(8): 1886-1890.
- [40] 高波, 颜晓元, 姜小三, 等. 太湖地区农业源污染核算研究进展[J]. 湖泊科学, 2014, 26(6): 822-828.
- [41] Rong, Q., Zeng, J., Su, M., Yue, W., Xu, C. and Cai, Y. (2021). Management Optimization of Nonpoint Source Pollution Considering the Risk of Exceeding Criteria under Uncertainty. *Science of the Total Environment*, **758**, Article ID: 143659. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143659>
- [42] Zhou, L., Li, L.-Z. and Huang, J.-K. (2021) The River Chief System and Agricultural Non-Point Source Water Pollution Control in China. *Journal of Integrative Agriculture*, **20**, 1382-1395. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(20\)63370-6](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(20)63370-6)
- [43] 丁洋, 赵进勇, 董飞, 等. 妫水河流域农业非点源污染负荷估算与分析[J]. 水利水电技术, 2020, 51(1): 139-146.
- [44] 段扬, 蒋洪强, 吴文俊, 等. 基于改进输出系数模型的非点源污染负荷估算——以嫩江流域为例[J]. 环境保护科学, 2020, 46(4): 48-55.
- [45] 李政道, 刘鸿雁, 姜畅, 等. 基于输出系数模型的红枫湖保护区非点源污染负荷研究[J]. 水土保持通报, 2020, 40(2): 193-198.
- [46] 郝桂珍, 宋凤芝, 徐利, 等. 基于输出系数模型的清水河上游农业非点源污染负荷估算[J]. 科学技术与工程, 2020, 20(33): 13919-13927.