

基于 NEWS 模型的北江流域营养盐输出模拟

李丽丽¹ 栾胜基^{2,3,†}

1. 新加坡国立大学李光耀公共政策学院, 新加坡 259774; 2. 北京大学人居环境科学与技术重点实验室, 深圳 518055;
3. 深港产学研基地环境模拟与污染控制重点实验室, 深圳 518057; †通信作者, E-mail: luansj@pkusz.edu.cn

摘要 以珠江三大支流之一北江流域为研究区域, 应用国际上最新提出的流域营养盐输出模型 Global NEWS, 经调试后, 用其估算北江流域溶解态营养盐的输出总量。通过收集文献统计资料并使用 ArcGIS 软件建立模拟所需数据库。经率定和验证, 发现模型对 DIN 的模拟效率系数是 0.61, 具有一定的可靠性。模拟结果表明: 1) 2010 年溶解态氮的输出总量为 3.75 万 t/a, 与 2000 年相比增加约 9.27%, 其中溶解态无机氮(DIN)占 83.51%, 溶解态有机氮(DON)占 16.49%; 2) 2010 年溶解态磷的输出总量为 4.63 万 t/a, 与 2000 年相比增加约 30.05%, 其中溶解态无机磷(DIP)占 86.21%, 溶解态有机磷(DOP)占 13.79%; 3) 北江下游的绥江和中游的连江子流域营养盐输出总量最高, 应重视这些地区的营养盐污染; 4) 北江流域 DIN 输出量的主要贡献源是大气氮沉降, 其次是生物固氮和化肥施用, 而 DIP 的主要贡献源是养殖废水, 其次是化肥施用。研究结果也表明, 模型对国内中小型流域具有一定的适用性。

关键词 北江流域; 营养盐输出; 农业非点源; Global NEWS 模型

中图分类号 X522

Modeling Nutrients Exports by Rivers from Watersheds to River Mouth: Case Study of Beijiang River Basin

LI Lili¹, LUAN Shengji^{2,3,†}

1. Lee Kuan Yew School of Public Policy, National University of Singapore, Singapore 259774; 2. Key Laboratory for Urban Habitat Environmental Science and Technology of Peking University, Shenzhen 518055; 3. PKU-HKUST Shenzhen-Hong Kong Institution, Key Laboratory of Environmental Simulation and Pollution Control, Shenzhen 518057;
† Corresponding author, E-mail: luansj@pkusz.edu.cn

Abstract Global NEWS (Global Nutrient Export from WaterSheds) is an international modeling effort with few Chinese application cases, and this essay applied the model with modifications to Beijiang River Basin, one of the three main sub-basins of the Pearl River, in order to estimate the river basin-level export of multiple nutrient elements and elemental forms from land sources within the river basin to river mouths. A reliable environmental database of Beijiang River Basin was established by literature review and statistics collection, and with the help of ArcGIS technology. Model calibration and verification showed that the Nash-Sutcliffe model efficiency was 0.61 on DIN (Dissolved Inorganic Nitrogen) loads (t/a) exported at the basin mouth, indicating that the model performs reasonably well for DIN. Modelling results show that 1) in 2010, dissolved nitrogen exports (load) from Beijiang River Basin was 37.5 thousand t/a, which was 9.27% higher than that in 2000, with DIN accounting for 83.51% and DON (Dissolved Organic Nitrogen) accounting for 16.49%. 2) In 2010, dissolved phosphorus exports (load) from Beijiang River Basin was 46.3 thousand t/a, which was 30.05% higher than that in 2000, and contained 86.21% of DIP (dissolved inorganic phosphorus) and 13.79% of DOP (dissolved organic phosphorus). 3) Spatially, nutrients exports (load) from Sui River Basin, one of the downstream sub-basins, and nutrients exports (load) from Lian River Basin, one of the midstream sub-basins, were relatively higher than those from other sub-basins, indicating

the necessity of controlling nutrient pollution in the two sub-basins. 4) Atmospheric nitrogen deposition was the major source of DIN export load, followed by synthetic fertilizer and biological nitrogen fixation, while animal wastewater discharging was the major source of DIP export load, followed by synthetic fertilizer. The results also show that the NEWS model is applicable to China's small-to-medium river basins.

Key words Beijiang River Basin; nutrient exports; agricultural non-point pollution; Global NEWS model

近年来,我国主要流域内农业技术、农业结构和农业对环境的影响等都在发生着转变。一方面,在农业生产中,传统农业方式和现代农业生产要素并存;另一方面,农户依然维持小规模生产、低市场化的传统生产理念。农户在使用现代生产要素的过程中缺乏科学指导,其生产方式与现代化生产要素的不匹配造成严重的农村内源性污染^[1],如化肥等生产资料不合理使用产生的污染。

20 世纪 80 年代以来,珠江流域内大量营养盐随河流输送到河口及近海海域,引起河口及近海海域富营养化,造成赤潮频发、赤潮持续时间延长、水体缺氧等问题^[2-5]。研究表明,农业源污染是珠江水系营养盐污染的重要来源^[6-7]。作为珠江的第二大支流,北江的流域范围主要涉及粤北山区和广州市少部分地区,是珠江流域的重要农业生产地区。本研究以北江流域为例,研究流域内氮、磷等营养元素的循环过程,应用国际上最新提出的流域营养盐输出模型 Global NEWS,量化模拟流域内营养盐产生、汇集到水体及随河流输出的全过程,为认识和控制流域营养盐污染提供理论依据和技术支持。

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

北江位于东经 111°55'—114°50'、北纬 23°10'—25°25'之间,流域总面积为 46710 km²,其中广东省境内面积占总面积的 92%。本研究重点关注广东省境内污染问题。北江的主流浈江发源于江西省信丰县,经江西大余县流入广东,至韶关市的沙洲尾与武江汇流,始称北江;再自北向南流至三水河口,在思贤滘与西江汇合后进入珠江三角洲网河区,其主流由虎门出海。流域内集水面积超过 1000 km²的支流共 13 条,其中包含一级支流 9 条,沿干流呈叶脉状排列,从东西两侧汇入干流。流域内年平均降水量为 1800 mm,变化范围在 1300~2400 mm 之间,自南向北递减。流域内平均水面蒸发量为 1000~1200 mm,南北差异不大。北江流域多年平均径流量为 511 亿 m³,多年平均流量为 1620 m³/s,

多年平均径流深 1092 mm,多年平均径流模数为 35 L/(s·km²)。

1.2 Global NEWS 模型介绍

Global NEWS 模型(Global Nutrient Export from WaterSheds model)是联合国教科文组织(UNESCO)开发的用于模拟流域营养盐输出过程的模型,是机理模型、统计模型和经验模型的组合,能够模拟多种元素的各形态营养盐在陆地系统上的循环过程及在河道中的迁移转化过程。本研究主要关注含氮(N)、磷(P)的溶解态营养盐。Global NEWS 设计有溶解态无机氮子模型(NEWS-DIN^[8])、溶解态无机磷子模型(NEWS-DIP^[9])、溶解态有机氮子模型(NEWS-DON^[10])、溶解态有机磷子模型(NEWS-DOP^[10])。Mayorga 等^[11]系统总结了各个子模型的概念框架和主要计算公式。溶解态营养盐子模型基于物质平衡的原理,量化陆域上营养盐的各项输入、输出,并且考虑营养盐由陆域输移到河道系统的过程以及在河道系统中的多项迁移转化过程。

模型区分点源与非点源污染。点源的计算可参考 Van Drecht 等^[12-13]的研究,主要考虑污水处理厂点源。实际上,在中国,集约化养殖场由于通常有污水集中收集处理和排放设施,排污量大且能够逐个统计,因此也应视为重要的点源。由于中国畜禽散养模式所占比重逐渐减小,且统计困难,所以统计部门发布的畜禽养殖数量主要来自集约化养殖业^[14]。因此,本研究调整了模型的点源计算公式,增加了对养殖污水污染的计算。对于非点源,模型主要考虑大气沉降源以及农业非点源数据,可参考 Bouwman 等^[15-16]的研究。陆域的汇主要考虑作物吸收。陆地表面盈余的非点源营养盐可以根据源和汇计算得到。由于这部分盈余的营养盐从污染源到受纳水体的输移过程中会受到阻隔,所以只有一部分能够到达水体,到达水体的量可根据经验公式计算^[8,17-18]。对于点源营养盐,根据污染物产生量和污水处理率计算到达受纳水体的污染物数量。此外,模型还计算其他因淋溶或风化作用而进入水体的营养盐。在河道系统中,溶解态营养盐可能因滞

留在河床或底流带, 或者被水利设施阻隔, 或者因沿岸水资源取用而不能到达河口。因此, 模型根据经验公式计算进入受纳水体的营养盐通过河流输送进入河口的比例, 计算方法可参考 Dumont 等^[8]和 Seitzinger 等^[19-20]的研究。

Global NEWS 模型的时间尺度和空间尺度与输入参数的尺度保持一致, 其最小空间模拟网格大小为 2890 km² (1°×1°), 运行环境称为 GNE。模型用于模拟流域营养盐输出过程, 具有对营养盐种类和迁移转化考虑较为全面的优势。国外学者已将该模型应用于全球 6000 多个大型流域^[11,16,20-21], 也有将模型应用于单个流域的研究案例^[22]。然而, 在国内少见其应用案例。本研究引进该模型, 首次利用空间精度更高的输入数据, 将该模型应用于北江及其子流域等中小型流域, 以丰富我国流域营养盐污染模拟的方法体系, 并扩展模型的应用范围。以下将其简称为 NEWS 模型。

1.3 模型参数及数据来源

1.3.1 主要参数及数据来源

模型输入参数大致分为 3 个大类, 每一类包含一系列相关参数: 1) 空间数据, 包括流域的基本地形参数、土地利用和人口分布等数据; 2) 水文及气象数据, 包括降水、流量和水利设施建设等数据; 3) 污染源和汇的数据。表 1 列出模型的主要参数类型及数据来源。本研究旨在量化 2000, 2005 和 2010 年北江流域营养盐输出量。

1.3.2 空间数据的处理

本研究所用的地形数据是日本经济产业省和美国航空航天署合作使用 ASTER 数据生成的数字高

程模型(DEM)数据, 经 ArcGIS 软件处理生成河网水系及子流域(图略)。其中, 武江和浈江位于上游段, 南水、潏江和连江位于中游段, 滨江、滢江和绥江位于下游段。通过将子流域生成图与土地利用图或人口分布图进行空间叠加运算, 可获得各子流域内的主要土地利用类型以及人口分布数据。

1.3.3 污染源输入数据的计算

NEWS 模型所需的污染源参数是各类污染源在单位流域面积内的污染物产生量。污染源分点源和非点源。NEWS 模型假设在有污水处理系统覆盖的地区, 污水经处理后以点源形式排放。在计算生活污水点源时, 污染物的产生量根据人口和生活污水污染物产生系数计算, 其中, 居民生活污水氮产生系数取 4.23 kg/(人·a), 磷产生系数取 0.95 kg/(人·a)^[26]。进入水体的生活污水污染物根据污水处理系统覆盖人口比例以及污染物去除率计算。处理后污水的氮去除率(35%)和磷去除率(48%)根据流域内主要城市已建设污水处理厂及其处理工艺^[27], 以及主要处理工艺的氮、磷去除率^[12-13]进行估计得到。在计算集约化养殖污水源时, 首先要用排泄系数法计算畜禽氮磷排泄量。经计算, 2010 年北江流域的畜禽氮排泄量为 7.17 万 t/a, 磷排泄量为 2.04 万 t/a。然后, 根据区域内主要清粪工艺假定畜禽排泄物进入养殖废水的比例为 30%, 再假定养殖废水经处理后, 氮、磷去除率分别为 33.9%和 34.4%^[28], 最终排入水体的含氮污染物占氮排泄量的 10.17%, 含磷污染物占磷排泄量的 10.32%。其他 70%的排泄物经储存和管理后, 作为粪肥回田。

农业非点源参数需计算化肥和粪肥输入。根据

表 1 主要参数及数据来源
Table 1 Major parameters and data sources

主要参数	数据来源
地形参数	ASTER DEM 数据, 分辨率 30 m×30 m, 2000 年
土地利用	GlobalCover2009 土地覆盖数据产品, 分辨率 1 km×1 km, 2009 年
人口空间分布	2008 年 LandScan 全球人口数据库产品, 分辨率 1 km×1 km, 结合当地人口自然增长率估算 2000, 2005 及 2010 年人口空间密度
降水	水文年鉴, 北江资料, 分散于北江干流及各支流的 205 个降水量站的逐日数据, 2000, 2005 及 2010 年 ^[23-25]
流量	水文年鉴, 北江资料, 分散于北江干流及各支流的 22 个水文站的逐日数据, 2000, 2005 及 2010 年 ^[23-25]
水库参数	Global Reservoir and Dam database (GRanD)数据, 2000, 2005 及 2010 年
污水处理系统覆盖人口比例	联合国统计局和联合国环境署数据, 2000, 2005 及 2010 年
城镇化率、化肥投入强度和比例、农作物播种面积、农产品产量	县级统计资料, 2000, 2005 及 2010 年

化肥施用总量和配比可以计算折纯后氮肥(以 N 计)和磷肥(以 P 计)的施用数量。经计算, 2010 年北江流域折纯氮肥施用量为 18.86 万 t/a, 磷肥施用量为 2.57 万 t/a。与国外研究不同的是, 本研究还充分考虑了农田中的养分流动, 在计算陆域上的化肥源负荷时, 扣除因 NH₃, N₂ 和 N₂O 排放而进入大气的氮素数量, 排放因子分别取 18.8%, 20% 和 1%^[29-32]。在计算粪肥源污染时, 还田率和 NH₃ 排放因子因畜禽种类而异, 取值范围分别为 20%~70% 和 20%~30%^[33-34], N₂O 排放因子取值为 1%^[32,35], N₂ 排放因子取值为 3%^[36]。除了收集文献资料, 农村实地调查也作为本研究获得农业生产和管理信息的途径。调查时间为 2013 年 1—2 月, 调查方式为典型农户访谈和田间观察, 调查内容为流域内农业生产要素的投入方式和农业废弃物的处置方式等定性信息。此外, 大气氮沉降也视为非点源。本文主要计算湿沉降。目前已有大量研究估算了不同地区的大气氮沉降通量^[37-40], 考虑到流域内下垫面特点和降水特征, 本文取农业地区大气氮沉降通量为 3.85 g/(m²·a), 其他地区为 1.5 g/(m²·a)。生物固氮也是陆域上氮素的来源之一。Cleveland 等^[41]给出不同类型林地和草地的固氮率(kg/(km²·a)), Peoples 等^[42]给出农业用地上不同农作物的固氮率。模型假设存在一个虚拟的汇, 以计量被植物体吸收并随农作物产品而离开陆地表面的营养盐。不同农作物产品的元素含量参考 Bouwman 等^[15]的研究。

1.4 参数敏感性分析和模型率定

为了使模型较好地反映营养盐输出的实际情况, Harrison 等^[10]、Mayorga 等^[11]和 Strokal 等^[21]均利用实测数据在全球水平上进行过模型参数率定及模型验证。Nash-Sutcliffe 效率系数(E)常用来验证模型的质量:

$$E = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T (Q_o^t - Q_m^t)^2}{\sum_{t=1}^T (Q_o^t - \bar{Q}_o)^2}, \quad (1)$$

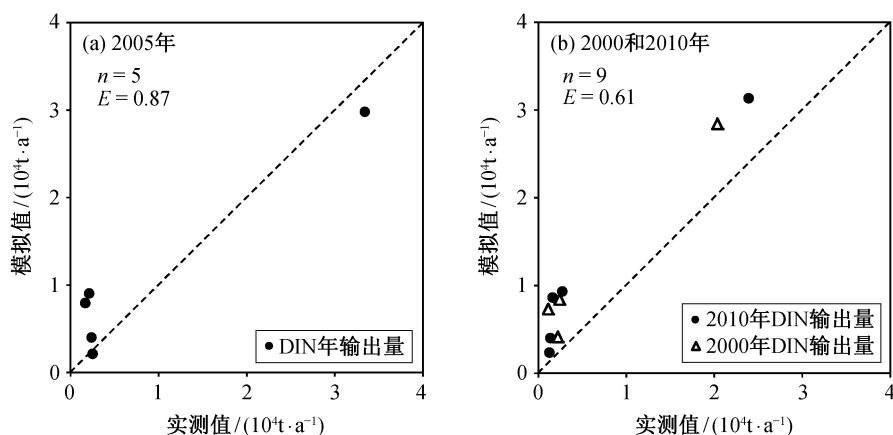
Q_o^t 指时刻 t 的观测值, \bar{Q}_o 指观测值的平均值, Q_m^t 指时刻 t 的模拟值。 E 的取值范围为 $(-\infty, 1)$, 其值越接近 1, 模型的模拟能力越强。

Strokal 等^[21]表示 NEWS 模型对各类溶解态营养盐的效率系数约 0.60~0.90。Harrison 等^[10]和 Mayorga 等^[11]均指出 NEWS 模型对 DON 和 DOP 输出总量(t/a)的模拟能力较好, E 值分别为 0.71 和

0.90 左右。NEWS 模型对 DIN 和 DIP 输出总量的模拟能力稍差, E 值在 0.50 左右^[11]。Qu 等^[6]以及 Yan 等^[22]验证了模型对国内部分河流的模拟效果(包括珠江和长江), 模型对溶解态营养盐的模拟效果整体较好, 但 DIN 输出总量的模拟值偏高。

在模型调试过程中, 为找出敏感性参数并减少调试过程的工作量, 本研究采用相对敏感度方法进行敏感性分析。相对敏感度指模型结果变化率与参数值变化率的比值。比值越大, 表示相对敏感度越高。分析结果表明, 影响各形态营养盐输出总量的敏感性因素主要是径流深(m/a)和各类污染源输入参数(例如: 单位面积化肥施用的营养元素数量(kg/(km²·a)), 营养盐由污染源到受纳水体的输送比例(FEws, 0~1), 以及最终输送到河口的营养盐数量与进入受纳水体的营养盐数量的比例(FEriv, 0~1)。其中, FE_{riv} 的相对敏感度最高(其值为 1), 表明营养盐输出量对这一传输系数最为敏感。在模型率定时, 本研究重点调整 FE_{riv}。模型所需其他敏感性参数(如径流深、单位面积化肥施用的营养元素数量等)主要通过已有统计数据并结合文献调查进行计算和输入。

NEWS 模型根据经验公式计算 FE_{riv}, 计算所用变量包括流域面积、实际年均径流量、地表水资源消费量以及流经水库的容积和深度等。该公式基于全球水平的统计数据建立。然而, 流域模拟应注意到中国流域水文特征与国外的差异^[14], 有必要结合国内实测数据率定这一输移系数。本研究根据广东省环境信息综合发布平台发布的北江清远段界牌、浈江长坝、武江坪石、连江西牛和绥江五马岗等断面的水质数据和水文年鉴^[23-25]中的径流量数据估算各流域 DIN 实际年输出量。利用 2005 年 DIN 实际年输出量率定模型, 利用 2000 和 2010 年的数据验证模型, 结果如图 1 所示。如果不调整 FE_{riv}, DIN 的效率系数为 -1.20。DIN 的模拟结果显著偏高, 这与 Yan 等^[22]的研究结论相似, 在一定程度上说明利用默认经验公式计算的输移系数偏高。在允许范围内调小 FE_{riv}, 2005 年率定期 DIN 的效率系数可以达到 0.87, 调整后的 FE_{riv} 对 DIN 取值为 0.14~0.25。在 2000 和 2010 年验证期, 虽然 DIN 的模拟值仍然稍高, 但模拟 DIN 的效率系数达到 0.61, 与 Mayorga 等^[11]的研究结果相近, 表明模型对 DIN 的模拟效果较好, 具有一定的实用性。不过, 本研究获得的实测数据点较少, 为提高



根据“广东省环境信息综合发布平台”发布的水质数据和水文年鉴中的径流量数据估算实际营养盐输出量，每个数据点针对一个流域，包括北江、浈江、武江、连江和绥江。

图 1 营养盐输出总量模拟值与实测值对比

Fig. 1 Comparison of simulated results and monitoring data of nutrient exports

模型的可信度，需要长期连续的水质监测(包括 DIN, DON, DIP 和 DOP)数据和流量数据进行模型率定和验证。

2 模拟结果与分析

2.1 北江流域营养盐输出量

北江流域模拟结果如表 2 所示。2010 年，溶解性氮(DN)的输出总量为 3.75 万 t/a，比 2000 年增加了约 9.27%，其中溶解态无机氮(DIN)占 83.51%，溶解态有机氮(DON)占 16.49%。与 DN 相比，溶解性磷(DP)的输出总量相对较小。2010 年，DP 的输出总量约 4.63 万 t/a，比 2000 年增加了近 30.05%，其中溶解态无机磷(DIP)占 86.21%，溶解态有机磷(DOP)占 13.79%。北江流域 DIN, DIP, DOP 和 DON 的输出总量变化均是 2010 年>2005 年>2000 年，有增加趋势。北江流域输出的营养盐数量的增加会给下游珠江三角洲河网水系带去越来越高的营

养盐负荷。

北江主要子流域的模拟结果如图 2 所示。流域内营养盐污染负荷的空间分布与不同地区种植业生产规模、生产结构和生产要素投入有关，也与不同地区养殖业生产规模、生产结构和污染物处理方式有关，还与流域面积、流域内植被覆盖、降雨量和径流量的空间分布有关。对比来看，中游段的连江流域和下游段的绥江流域的各类营养盐输出总量均较高，且呈现 2010 年>2005 年>2000 年的趋势，流域营养盐污染逐渐加重。其中，2010 年绥江 DIN 和 DIP 输出总量分别占北江流域 DIN 和 DIP 输出总量的 27.53%和 29.47%，连江 DIN 和 DIP 输出总量分别占 29.79%和 26.23%。中游段的南水，下游段的滨江和潯江流域的各营养盐输出总量均较低，在一定程度上可归因于其较小的流域面积(例如，南水流域面积不到连江流域面积的 1/6)。考虑到不同流域面积的差异，NEWS 模型将营养盐输出总量在流域面积上进行平均，计算营养盐输出通量(kg/(km²·a))，以表示单位时间内单位流域面积平均向河口输出的营养盐数量。经计算，北江上游段的武江、浈江和中游段的南水流域不同形态营养盐输出通量均较小；下游的绥江、滨江、潯江以及中游的连江各类营养盐输出通量均较高，且呈现 2010 年>2005 年>2000 年的趋势，表明单位流域面积上平均污染水平加重。其中，2010 年潯江流域 DIN, DIP 和 DOP 输出通量均最高，DON 输出通量仅次于绥江。在管理和控制流域营养盐污染负荷时，既

表 2 北江流域营养盐输出量

Table 2 Nutrient exports from Beijiang River Basin

营养盐形态	营养盐输出总量/(t·a ⁻¹)		
	2000 年	2005 年	2010 年
DIN	28399.50	29800.10	31314.98
DON	5918.38	6123.59	6183.86
DIP	3037.59	3732.03	3987.33
DOP	518.70	560.86	637.69

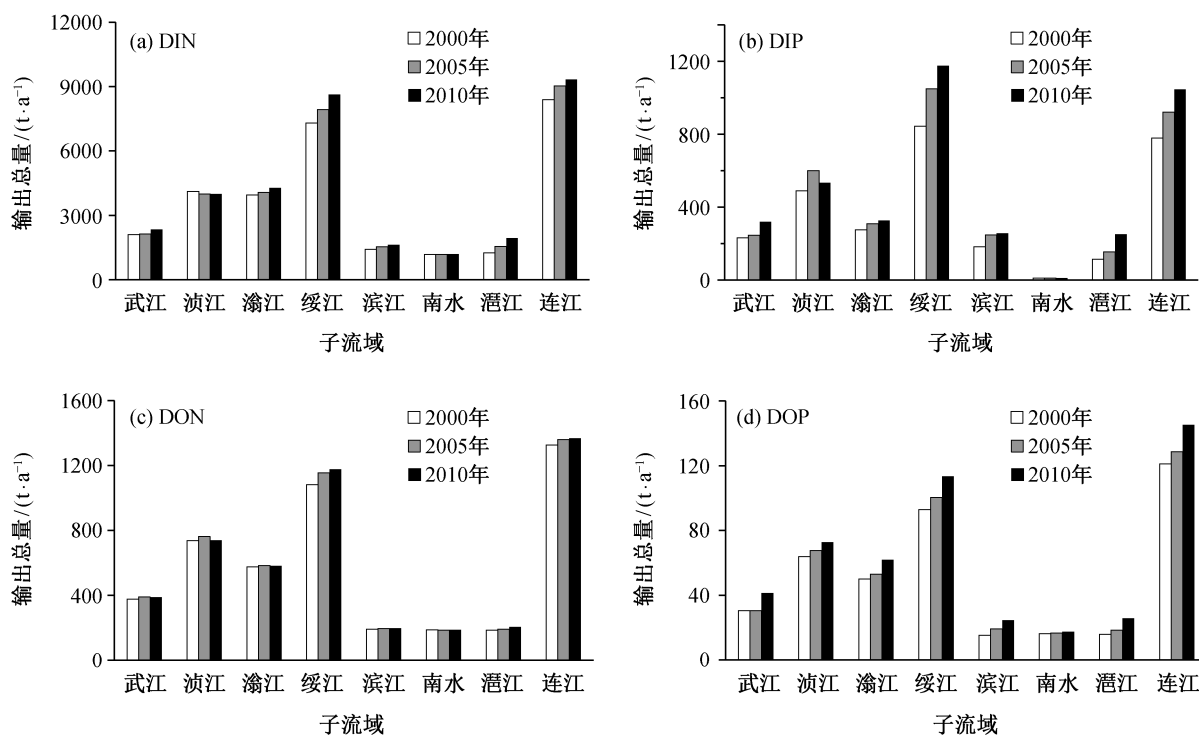


图 2 2000—2010 年北江各子流域营养盐输出总量
Fig. 2 Nutrient exports from Beijiang River Basin in 2000–2010

要重视营养盐输出总量高的子流域(如连江、绥江),也应关注营养盐输出总量不高但输出通量高的子流域(如滨江)。

2.2 不同污染源的贡献分析

模型模拟了营养盐从各项污染源经迁移转化最终达到河口的过程。通过对模型输出结果逆向推导,也可以得到营养盐输出量中来自不同污染源的比例。分析不同形态营养盐的来源,结果如图 3 所示。DIN 的主要贡献源是大气氮沉降,其次是生物固氮和化肥施用,对 2010 年北江流域营养盐输出总量的贡献率分别为 33.79%, 28.57%和 27.56%; 粪肥施用、养殖废水和生活污水的贡献率均不到 6%。DIP 的主要贡献源是养殖废水,2010 年贡献率达到 42.09%; 其次是化肥施用,贡献率为 29.74%。除化肥施用、粪肥施用、养殖废水和生活污水外,土壤中常年累积的有机物会随淋溶以溶解态营养盐形式进入河流,成为水体中 DON 和 DOP 的来源之一^[10]。这种淋溶作用是 DON 的主要贡献源,2010 年贡献率达到 78.11%; 其次是养殖废水,其贡献率为 11.73%。DOP 的主要贡献源也是淋溶作用,其次是化肥施用,2010 年贡献率分别为 72.14%和

19.35%。生活污水对 DIP 的贡献率为 10%~20%,对其他营养盐的贡献率均不到 10%。粪肥施用对各营养盐的贡献率均很小,为 0~8%。然而, Yan 等^[22]的研究表明,粪肥施用是长江流域 DIN 输出量的主要贡献源。与本研究不同的是, Yan 等^[22]在计算粪肥源营养盐时,未扣除粪肥因 NH₃ 挥发、N₂O 和 N₂ 排放等损失的氮素数量,可能会高估通过施用粪肥而输入到陆域的营养元素数量。

分析不同源的贡献在时间上的变化,结果如图 3 所示。2000—2010 年,化肥施用对北江流域各营养盐输出量的贡献率均逐渐增加。为控制其贡献率继续增加,在当地应加强化肥施用的科学管理,提高化肥利用效率。养殖废水对 DIN, DON 和 DOP 的贡献率都是先增加后减小,对 DIP 的贡献率逐渐减小。粪肥施用对 DIN, DIP 和 DON 的贡献率先增加后减小,而对 DOP 的贡献率逐渐增加。畜禽养殖污染受畜禽养殖数量影响较大,而畜禽养殖数量随畜禽产品价格变化产生波动,且不同畜禽种类的养殖比例也会影响畜禽排泄物中的氮、磷含量和比例。由于人口密度逐渐增加,生活污水对不同营养盐的贡献率均逐年增加,但目前所占比例不大。

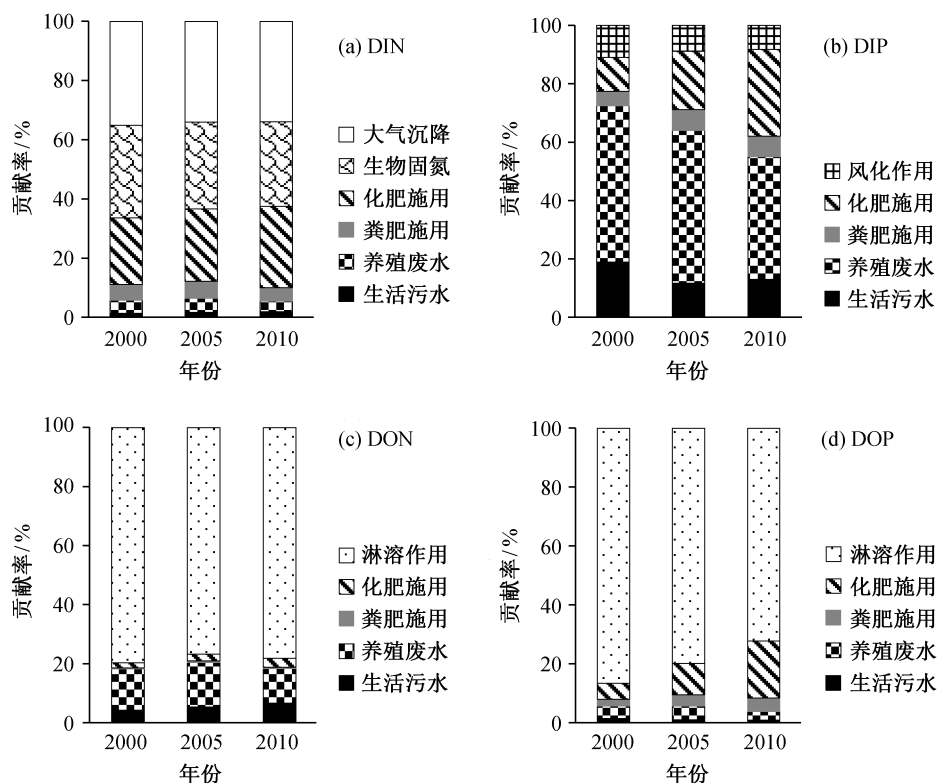


图3 2000—2010年北江流域营养盐输出量的贡献源分析

Fig. 3 Source analysis of nutrient exports from Beiji River Basin in 2000–2010

3 总结

目前,从流域水平讨论氮、磷等营养元素输送量的变化并分析其主要影响因素的研究尚且不多。Global NEWS 能够全面考虑营养盐在陆地系统上的循环过程及在河道中的迁移转化过程,量化不同元素不同形态营养盐从流域向河口及近海的输出。本研究首次将该模型应用于国内中小型流域,模拟量化了北江流域及其子流域的营养盐输出过程。研究结果表明,2010年北江流域向下游珠江三角洲河网输送的DIN总量为3.13万t/a, DIP为0.40万t/a, DON为0.62万t/a, DOP为0.06万t/a,且营养盐输出总量变化呈现2010年>2005年>2000年的趋势。与其他子流域相比,北江中游段的连江和下游段的绥江输出的各类营养盐总量较高,两者占北江各类营养盐输出总量的一半以上。分析发现,北江流域DIN输出量的主要贡献源是大气氮沉降,其次是生物固氮和化肥施用,2010年贡献率分别为33.79%、28.57%和27.56%; DIP的主要贡献源是养殖废水,贡献率达到42.09%,其次是化肥施用,贡

献率为29.74%。经率定和验证,NEWS模型对DIN输出量的模拟效率系数为0.61,与NEWS模型在全球水平上的验证结果相近,表明模型模拟DIN具有一定的精确度。模型的模拟时间尺度和空间尺度与输入数据的空间尺度和时间尺度一致,因此,本研究利用较高空间精度的输入数据提高模型的空间精度,使得模型可以应用在北江及其子流域等中小型流域。结合国内畜禽养殖污染物的管理情况,本研究改进了模型的计算方程,将畜禽养殖污染细化为两部分,包括集约化养殖废水的点源污染和回田粪肥的非点源污染。不过,由于未获得流域长期连续的各项水质监测数据(包括DIN, DIP, DON和DOP),本研究的模型验证工作尚存在不足。然而,作为探索性的模型应用研究,本文为今后继续探讨NEWS模型在国内的应用前景奠定了一定基础,并且,研究结果能够为北江流域水质管理和富营养化控制提供依据。

参考文献

- [1] 乐小芳, 栾胜基. 农村专业合作社: 解决农村内源

- 性污染的潜在“生力军”. 环境保护, 2009(16): 40–42
- [2] 钱宏林, 梁松. 珠江口及其邻近海域赤潮的研究. 海洋环境科学, 1999(3): 69–74
- [3] 冷科明, 江天久. 深圳海域近 20 年赤潮发生的特征分析. 生态科学, 2004(2): 166–170, 174
- [4] Harrison P J, Yin K, Lee J, et al. Physical-biological coupling in the Pearl River Estuary. *Continental Shelf Research*, 2008, 28(12): 1405–1415
- [5] 韦桂秋, 王华, 蔡伟叙, 等. 近 10 年珠江口海域赤潮发生特征及原因初探. 海洋通报, 2012, 31(4): 466–474
- [6] Qu H J, Kroeze C. Past and future trends in nutrients export by rivers to the coastal waters of China. *Science of the Total Environment*, 2010, 408(9): 2075–2086
- [7] Qu H J, Kroeze C. Nutrient export by rivers to the coastal waters of China: management strategies and future trends. *Regional Environmental Change*, 2012, 12(1): 153–167
- [8] Dumont E, Harrison J A, Kroeze C, et al. Global distribution and sources of dissolved inorganic nitrogen export to the coastal zone: Results from a spatially explicit, global model. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19(4): GB4S02
- [9] Harrison J A, Bouwman A F, Mayorga E, et al. Magnitudes and sources of dissolved inorganic phosphorus inputs to surface fresh waters and the coastal zone: a new global model. *Global Biogeochemical Cycles*, 2010, 24(1): GB1003
- [10] Harrison J A, Caraco N, Seitzinger S P. Global patterns and sources of dissolved organic matter export to the coastal zone: results from a spatially explicit global model. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19(4): GB4S04
- [11] Mayorga E, Seitzinger S P, Harrison J A, et al. Global nutrient export from WaterSheds 2 (NEWS 2): model development and implementation. *Environmental Modelling & Software*, 2010, 25(7): 837–853
- [12] Van Drecht G, Bouwman A F, Harrison J, et al. Global nitrogen and phosphate in urban wastewater for the period 1970 to 2050. *Global Biogeochemical Cycles*, 2009, 23(4): GB0A03
- [13] Van Drecht G, Bouwman A F, Knoop J M, et al. Global modeling of the fate of nitrogen from point and nonpoint sources in soils, groundwater, and surface water. *Global Biogeochemical Cycles*, 2003, 17(4): 1115–1141
- [14] 刘庄, 晁建颖, 张丽, 等. 中国非点源污染负荷计算研究现状与存在问题. 水科学进展, 2015, 26(3): 432–442
- [15] Bouwman A F, Van Drecht G, Van der Hoek K W. Surface N balances and reactive N loss to the environment from global intensive agricultural production systems for the period 1970–2030. *Science in China Series C: Life Sciences*, 2005, 48(2): 767–779
- [16] Bouwman A F, Beusen A, Billen G. Human alteration of the global nitrogen and phosphorus soil balances for the period 1970–2050. *Global Biogeochemical Cycles*, 2009, 23(4): GB0A04
- [17] Caraco N F, Cole J J. Human impact on nitrate export: an analysis using major world rivers. *Ambio*, 1999, 28(2): 167–170
- [18] Howarth R W, Swaney D P, Boyer E W, et al. The influence of climate on average nitrogen export from large watersheds in the Northeastern United States. *Biogeochemistry*, 2006, 79(1/2): 163–186
- [19] Seitzinger S P, Harrison J A, Böhlke J K, et al. Denitrification across landscapes and waterscapes: a synthesis. *Ecological Applications*, 2006, 16(6): 2064–2090
- [20] Seitzinger S P, Harrison J A, Dumont E, et al. Sources and delivery of carbon, nitrogen, and phosphorus to the coastal zone: an overview of global Nutrient Export from Watersheds (NEWS) models and their application. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19(4): GB4S01
- [21] Stokal M, Kroeze C. Nitrogen and phosphorus inputs to the Black Sea in 1970–2050. *Regional Environmental Change*, 2013, 13(1): 179–192
- [22] Yan W, Mayorga E, Li X, et al. Increasing anthropogenic nitrogen inputs and riverine DIN exports from the Changjiang River basin under changing human pressures. *Global Biogeochemical Cycles*, 2010, 24(4): GB0A06
- [23] 中华人民共和国水利部水文局. 中华人民共和国水文年鉴: 第 8 卷(2010), 第 4 册, 北江区. 北京: 中华人民共和国水利部水文局, 2011
- [24] 中华人民共和国水利部水文局. 中华人民共和国水文年鉴: 第 8 卷(2005), 第 4 册, 北江区. 北京: 中华人民共和国水利部水文局, 2006
- [25] 中华人民共和国水利部水文局. 中华人民共和国水

- 文年鉴: 第 8 卷(2000), 第 4 册, 北江区. 北京: 中华人民共和国水利部水文局, 2001
- [26] 第一次全国污染源普查资料编纂委员会. 第一次全国污染源普查资料文集: 污染源普查产排污系数手册. 北京: 中国环境科学出版社, 2011
- [27] 污水处理风向标. 2010 年前全国建成投运城镇污水处理厂(设施)名单[EB/OL]. (2015) [2015-09-01] <http://www.dowater.com/company/wushuichang.html>
- [28] 李开明, 陈中颖, 姜国强. 珠江口及毗邻海域污染特征及生态环境响应研究. 北京: 中国建筑工业出版社, 2011
- [29] Gong W W, Zhang Y S, Huang X M, et al. High-resolution measurement of ammonia emissions from fertilization of vegetable and rice crops in the Pearl River Delta Region, China. *Atmospheric Environment*, 2013, 65: 1-10
- [30] 李雨芯. 密云水库上游流域不同空间尺度的氮素平衡研究[D]. 北京: 首都师范大学, 2012
- [31] Oenema O, Witzke H P, Klimont Z, et al. Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 2009, 133(3): 280-288
- [32] Eggleston H S, Buendia L. 2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Hayama: IPCC, 2006
- [33] 马林. 中国食物链氮素流动规律及调控策略[D]. 保定: 河北农业大学, 2010
- [34] 杨志鹏. 基于物质流方法的中国畜牧业氨排放估算及区域比较研究[D]. 北京: 北京大学, 2008
- [35] 李迎春. 中国农业氧化亚氮排放及减排潜力研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2009
- [36] Jarvis S C, Pain B F. Greenhouse gas emissions from intensive livestock systems: their estimation and technologies for reduction. *Climatic Change*, 1994, 27(1): 27-38
- [37] Huang D, Xu Y, Zhou B, et al. Wet deposition of nitrogen and sulfur in Guangzhou, a subtropical area in South China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2010, 171(1): 429-439
- [38] Huang Y, Lu X, Chen K. Wet atmospheric deposition of nitrogen: 20 years measurement in Shenzhen City, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2013, 185(1): 113-122
- [39] Li J, Fang Y, Yoh M, et al. Organic nitrogen deposition in precipitation in metropolitan Guangzhou city of southern China. *Atmospheric Research*, 2012, 113: 57-67
- [40] Liu X, Zhang Y, Han W, et al. Enhanced nitrogen deposition over China. *Nature*, 2013, 494: 459-463
- [41] Cleveland C C, Townsend A R, Schimel D S, et al. Global patterns of terrestrial biological nitrogen (N₂) fixation in natural ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles*, 1999, 13(2): 623-645
- [42] Peoples M B, Herridge D F, Ladha J K. Biological nitrogen fixation: an efficient source of nitrogen for sustainable agricultural production. *Plant and Soil*, 1995, 174(1/2): 3-28