

# 应用 Manure-DNDC 模型模拟畜禽养殖氮素污染

高懋芳<sup>1</sup>, 邱建军<sup>1\*</sup>, 李长生<sup>2</sup>, 王立刚<sup>1</sup>, 李虎<sup>1</sup>, 高春雨<sup>1</sup>

(1. 农业部面源污染控制重点实验室/中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 北京 100081;

2. 美国新罕布什尔大学地球、海洋与空间研究所, Durham, NH 03824)

**摘要:** 畜禽养殖是重要的农业面源氮素污染源, 大量的畜禽粪便施入农田后, 会加大农田氮素径流和淋溶损失强度。畜禽养殖废弃物氮素污染过程复杂, 涉及到动物自身营养循环以及废弃物通过不同途径进入环境的过程, 目前大多通过排放系数法估算畜禽养殖过程产生的氮素污染负荷。该文选用最新版 Manure-DNDC 模型, 以山东小清河流域为例, 模拟畜禽养殖及废弃物处理的生物地球化学过程, 分析氮素在动物、畜禽粪便、农田之间的迁移转化, 探讨该过程中氮素的主要损失途径以及污染物负荷的时空变化特征。模拟结果表明, 小清河流域 2008 年畜禽养殖及粪便处理场所氮素径流损失 4.66 万 t, 粪便施入农田后的氮素径流和淋溶损失分别为 0.1、0.51 万 t。

**关键词:** 氮, 粪便, 模型, Manure-DNDC, 农业面源污染

doi: 10.3969/j.issn.1002-6819.2012.09.031

中图分类号: X501

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2012)-09-0183-07

高懋芳, 邱建军, 李长生, 等. 应用 Manure-DNDC 模型模拟畜禽养殖氮素污染 [J]. 农业工程学报, 2012, 28(9): 183-189.

Gao Maofang, Qiu Jianjun, Li Changsheng, et al. Modelling nitrogen pollution from livestock breeding using Manure-DNDC model[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2012, 28(9): 183-189. (in Chinese with English abstract)

## 0 引言

随着人民生活水平的不断提高, 以及农村产业结构的调整, 中国畜禽养殖业得到快速发展。1978—2009 年间, 中国猪牛羊肉人均占有量从 9.1 kg 上升到 44.4 kg, 肉猪出栏头数由 1.6 亿头增长为 6.5 亿头, 其中最近十年增长了 24%<sup>[1]</sup>。畜禽养殖业的发展对促进农民增收, 改善人民生活水平起到了非常重要的作用。然而, 由于畜禽养殖量增长过快、养殖密度分布不均、与农田面积不匹配、生产管理水平不高、废弃物处理设施不完善等原因, 大量畜禽粪便没有得到有效处理, 对环境造成了很大压力<sup>[2-3]</sup>, 畜禽养殖业的快速发展成为非点源污染的重要原因之一<sup>[4-5]</sup>。2007 年, 中国农业源污染物排放化学需氧量、总氮、总磷分别为 1 324.09、270.46、28.47 万 t, 其中分别有 95.78%、37.89%、56.34%来自于畜禽养殖业<sup>[6]</sup>。

目前对畜禽养殖污染的研究主要是利用排放系数法估算区域污染物排放总量, 根据养分平衡分析农田畜禽

粪便承载力以及环境污染风险, 并提出相应的控制策略。董红敏等提出了畜禽养殖业产污系数和排污系数的定义、计算方法, 并进行了相关案例分析<sup>[7]</sup>。武深树等根据洞庭湖区畜禽养殖现状, 采用排泄系数估算法测算了洞庭湖区畜禽粪便产生量, 并对不同农地畜禽粪便承载量和畜禽粪便污染风险进行了评估<sup>[8]</sup>。李帷等采用养分平衡法评价东北三省畜禽粪便中氮素对环境的影响和污染风险<sup>[9]</sup>。马林等利用统计资料和文献数据, 估算了东北三省畜禽粪尿产生量, 评价和预测了 2002—2020 年畜禽粪尿资源及其环境风险<sup>[10]</sup>。王方浩等、张绪美等分别利用畜禽粪便排泄参数估算了中国畜禽养殖业粪便产生量, 结合耕地面积计算农田负荷量, 并评价由此产生的环境效应<sup>[2-3]</sup>。另外, 还有针对各地区或某一流域范围内的畜禽养殖污染估算, 这些研究也大多是利用排放系数法估算畜禽污染物排出量<sup>[11-12]</sup>。

20 世纪 80 年代初期, 在北美和欧洲等许多地区, 施入农田中的化肥和动物粪便快速增加, 人们开始关注使用畜禽粪便可能带来的环境风险<sup>[13]</sup>, 探讨农田可以接受畜禽粪便的容量<sup>[14]</sup>, 以及农田施用畜禽粪便后的氮素损失状况<sup>[15]</sup>。畜禽养殖以及粪便处理过程中的氮素损失量非常大, 输入系统的氮素中只有 17%~21%成为农业产品<sup>[16]</sup>, 其余的以粪、尿、垫圈物以及废水等形式排出, 若得不到有效利用, 氮素流失率可以达到 75%, 大多数通过尿素快速水解成氨的形式流失, 不但造成了严重的环境问题, 而且丢失了宝贵的肥料来源<sup>[17]</sup>。美国 2003 年颁布的新清洁水法案中规定, 大型畜禽养殖企业要遵循营养管理计划处理畜禽粪便, 以减小对环

收稿日期: 2011-11-03 修订日期: 2012-04-05

基金项目: 公益性行业(农业)科研专项项目(200803036, 201103039), 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金(202-38)

作者简介: 高懋芳(1980—), 女, 山东五莲人, 博士, 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所助理研究员, 主要从事农业生态系统碳氮循环模拟, 农业非点源污染, 遥感与地理信息系统应用研究。北京 农业部面源污染控制重点实验室/中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 100081。Email: snower198@163.com, gaomf@caas.net.cn

\*通信作者: 邱建军(1968—), 男, 浙江建德人, 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所研究员, 博士, 博士生导师, 主要从事农业生态系统与全球变化研究。北京 农业部面源污染控制重点实验室/中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 100081。Email: qiuji@caas.net.cn

境的影响<sup>[18]</sup>。对于畜禽养殖以及粪便处理过程中的氮素污染研究,主要是利用统计数据和其他公开发表信息进行估算和评价<sup>[19]</sup>,以农场为单位的模拟则大多关注 CH<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 的排放,对氮素污染模拟较少<sup>[20]</sup>。Cabrer<sup>a</sup> 等利用 LiDyNoFlo 模型估算奶牛养殖场的氮素平衡<sup>[21]</sup>,但是该模型是针对佛罗里达的奶牛场研究开发的,不能直接应用到其他地区和其他种类畜禽。Wang 等分析三峡库区非点源污染时,把畜禽分成大牲畜和小牲畜,分别利用不同的排放系数来进行估算<sup>[5]</sup>,Cheng 等利用 SWAT 模型模拟黑河流域畜禽养殖区非点源污染,SWAT 模型中对于畜禽养殖过程的处理实际也是通过排放系数来进行计算<sup>[22]</sup>。

目前国内外对于畜禽养殖过程氮素污染研究主要是利用排放系数法,或者是简单的黑箱模型,没有分析整个畜禽-作物-农田系统中氮素的迁移转化过程,以及不同的管理措施对畜禽氮素排出和农业非点源氮素污染的影响。本文选用最新版 Manure-DNDC 模型,基于遥感和 GIS 建立流域范围非点源污染数据库,模拟分析各主要类型畜禽污染物产生量,以及粪便管理过程中的氮素流失量,综合评价畜禽养殖氮素污染的时空分布特征。

### 1 模型原理

Manure-DNDC 模型自问世以来,在近 20 年的时间里,模型的开发者不断对它进行修改与完善,并在世界各地得到广泛的验证和应用。最初的模型由 3 个子模块组成,分别是水热、分解和反硝化,用于模拟农业土壤中由降雨驱动的 N<sub>2</sub>O、CO<sub>2</sub>、以及 N<sub>2</sub> 排放<sup>[23]</sup>,随后在模型中加入了植物生长子模型以及作物管理方案的模拟<sup>[24]</sup>。2000 年,首次提出了厌氧球 (Anaerobic Balloon) 的概念,并成为模拟土壤中氧化与还原反应的核心内容<sup>[25]</sup>。农业生态系统碳氮循环过程中,营养物质损失的方式有很多种,除了气态损失以外,淋溶和地表侵蚀也会有大量营养物质流失,造成地表水和地下水的污染。为此,模型分别加入了土壤水分垂直运动和氮素吸收过程模拟<sup>[26]</sup>,以及地表径流和碳氮侵蚀过程模拟<sup>[27]</sup>。另外,由于畜禽养殖在农业生态系统碳氮循环中的作用越来越引起人们的重视<sup>[28]</sup>,Manure-DNDC 模型加入了畜禽养殖与粪便管理模块,模拟整个农业生态系统碳氮循环。到目前为止,模型一共包括 8 个子模块,各模块包含的主要内容以及模块之间的关系如图 1 所示<sup>[29]</sup>。

畜禽养殖是农业生态系统碳氮循环的重要组成部分,它与农田的作物生产是紧密结合的,农田中的部分产品流入畜禽养殖系统中,成为动物饲料,动物产生的粪便等经过收集、处理,重新进入农田。畜禽粪便在收集、储存、处理以及转运过程中,会产生甲烷排放、氨气挥发、以及径流侵蚀等,造成养分流失和环境污染。不同种类的畜禽粪便在性质上有较大差别,影响粪便生物地球化学变化的因素也有很多,数学模型能够较好地模拟这一过程。

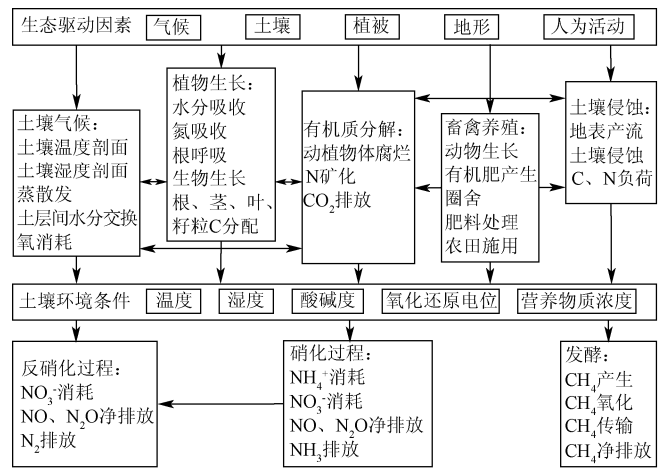


图 1 Manure-DNDC 模型结构  
Fig.1 Structure of Manure-DNDC model

Manure-DNDC 模型基于畜禽养殖过程中的一系列生物地球化学过程,将畜禽喂养、圈舍管理与环境控制、粪便存储与处理等过程有机地结合在一起,重点表现碳氮的运移、转化规律,CH<sub>4</sub>、N<sub>2</sub>O、NO、CO<sub>2</sub>、NH<sub>3</sub> 的排放通量,模型的结构如图 2 所示。针对非点源污染,模型加强了畜禽养殖、粪便处理过程和农田氮素淋失的模拟,为流域总体氮负荷评价提供了新的方法。

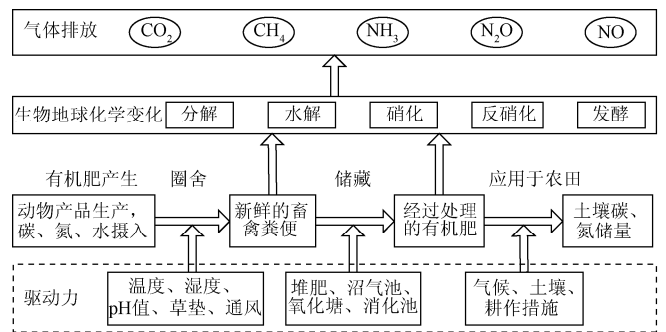


图 2 畜禽养殖生物地球化学过程模型结构  
Fig.2 Geobiochemical process of Manure sub-model

Manure-DNDC 模型能够模拟的动物种类主要有奶牛、肉牛、小牛、猪、羊和家禽,支持圈舍养殖和放牧 2 种养殖方式。在畜禽粪便处理过程中,可以模拟堆肥、沼气池、氧化塘、消化池等主要的粪便处理方式,模型对每一种处理方式的过程都进行了详细地描述。为了检验 Manure-DNDC 模型对中国畜禽养殖过程中碳氮模拟的适应性,“环渤海区域农业碳氮平衡定量评价及调控技术研究”项目组对 Manure-DNDC 模型模拟数据与典型监测点的实测数据进行了比较,并根据中国畜禽养殖特点,对模型进行了改进,增加了不同的畜种养殖模块、不同的饲养阶段、固液分离和固体粪便贮存模块等,并对其中的主要参数进行了校正<sup>[29]</sup>。

Manure-DNDC 模型畜禽养殖子模块输入参数主要有 4 类,分别是畜禽类型和饲养方式、畜舍条件、粪便处理方式、有机肥施用方式,具体参数如表 1 所示。输出参数主要有粪尿产生量,动物饲养、堆肥、氧化塘、施入

农田等环节产生的各种温室气体总量, 饲养过程、粪便处理、以及施入农田后的氮素淋溶量。

表 1 畜禽养殖子模型输入参数  
Table 1 Input parameters of Manure sub-model

项 目	输入参数
畜禽类型和饲养方式	牲畜类型、头数、每天喂养的干物质总量和粗蛋白含量
圈舍条件	通风状况、单位牲畜所占面积、草垫、粪尿处理方式
堆肥	体积大小、密度、堆肥时间、添加物质
消化池	容量、表面积、覆盖物、排水频率
氧化塘	容量、覆盖物、存储时间
沼气池	容量、CH <sub>4</sub> 产生量
有机肥施用于农田	比例、C/N 比调节、深度、作物、土壤

## 2 研究区概况与数据获取

小清河流域位于山东省中北部, 南面以泰山、鲁山为分水岭, 北依黄河, 西以玉府河为界, 东临渤海莱州湾, 干流流经济南市区、章丘市、邹平县等地, 最后由寿光的羊角沟注入莱州湾。小清河是济南市主城区唯一排水出口, 同时也是鲁中地区一条重要的排水河道, 兼顾两岸农田灌溉的功能。流域内地势南高北低, 以胶济铁路为界, 南部多为山丘区, 北部多为平原洼地。该区属暖温带大陆性季风气候, 年平均气温在 12~14℃左右, 气温日较差、年较差都很大, 多年平均降水量 620 mm 左右。土壤类型以褐土和潮土为主, 分别占流域总面积的 29.5%、27.6%。地带性植被以落叶阔叶林为主, 并混有温性针叶林。

小清河流域共涉及 5 个地级市, 20 个县市区, 182 个乡镇, 总面积 1.3 万 km<sup>2</sup>, 占山东省总面积的 8.3%。截至 2008 年底, 流域内总人口 1136.3 万人, 其中乡村人口占总人口的 63.6%。2008 年底, 小清河流域各县市共有耕地 65.29 万 hm<sup>2</sup>, 粮食作物以小麦和玉米为主。小清河流域畜禽养殖业很发达, 截止到 2008 年底, 牛、猪、家禽存栏量分别占山东省总存栏量的 12.8%、10.6%、13.2%。该区域畜禽养殖业基本上以规模化养殖为主, 大约占到养殖总量的 80%左右。但是粪便处理设施比较缺乏, 产生的粪便和垃圾到处堆放, 造成了比较严重的环境污染。

Manure-DNDC 模型运行所需的数据种类多, 处理过程复杂, 各参数间关系复杂, 畜禽养殖及粪便处理过程受地形、土地利用、土壤类型、作物种类、农田管理措施、气象等多种因素影响, 本文只介绍畜禽养殖相关数据获取。小清河流域畜禽种类主要有牛、羊、猪和禽类, 养殖方式主要是规模化养殖和散养。畜禽养殖数据的来源分为 3 种: 首先是各县的统计年鉴, 有各类畜禽的存栏和出栏数; 其次是规模化养殖场的分布图, 在实地调研时获得了济南市历城区、桓台县、博兴县、邹平县的分布图, 并进行了数字化; 第三是污染源普查数据, 该数据比较完整, 包含的要素也比较多。畜禽喂养数据主要包括每头每天喂养的干物质质量 (feed-rate)、粗蛋白含量百分比 (Crude-protein)、每头牲畜所占面积、粪便

存在栏里的时间、有机肥料施入农田的面积。根据实地调研分析, 本研究采用的参数如表 2 所示。假定每年九月底向农田施用 1 次猪、牛、羊及其他大牲畜粪便, 每年施用 2 次鸡粪、分别在九月底和六月初。

表 2 畜禽养殖参数设置  
Table 2 Parameters for Manure sub-model

项目	饲料干物质质量/kg	粗蛋白质量分数/%	圈舍面积/m <sup>2</sup>
牛	20	16	每 50 头 300 m <sup>2</sup>
猪	2.17	17	每 50 头 200 m <sup>2</sup>
羊	3.5	11	每 50 头 200 m <sup>2</sup>
家禽	0.15	18	每 1 000 只 100 m <sup>2</sup>

## 3 结果分析

本研究利用 Manure-DNDC 模型以及小清河流域数据库, 模拟 2008 年小清河流域畜禽养殖系统氮素平衡状况, 分析畜禽养殖氮素流失特征。由于畜禽养殖粪便是在下半年施入农田, 对当年作物生长影响不大, 因此利用同样的数据模拟 2 a, 以第 2 年的结果为准进行分析, 研究流域范围畜禽养殖非点源氮素污染的时空特征。

畜禽养殖以及粪便处理过程中的氮素损失主要包括 2 部分, 一部分是在畜禽养殖场所和粪便处理场所的损失, 主要是通过径流的方式; 另一部分是畜禽粪便施入农田后的氮素损失, 包括氮素径流侵蚀损失和淋溶损失。由于农田中的氮素来源除有机肥以外, 还包括化肥、以及土壤中残留的氮素, 为了更深入地研究有机肥施入农田后对氮素径流和淋溶损失的影响, 本研究设定不同的场景分别模拟两次。第一次假设农田不施用有机肥, 化肥按统计数据施用, 第二次假设农田在已有化肥的基础上, 以乡镇为单位施入本乡镇畜禽养殖产生的有机肥, 2 次模拟的差值即为农田中施入畜禽粪便所造成的氮素损失。

### 3.1 畜禽养殖氮素径流损失

氮素径流损失的关键影响因素是坡度和降水, 小清河流域属季风气候, 年平均降水量为 600 mm 左右, 年内分布不均, 降水多集中在每年的六、七、八 3 个月, 暴雨次数比较多, 因此比较容易冲刷地面造成土壤侵蚀。由于农作物种植面非常广, 同时又有悠久的历史, 农田施用化肥、农药等造成环境污染比较直观, 容易引起关注, 人们对农田面源氮素污染研究比较多。而畜禽养殖污染的研究难度比较大, 基本上没有用机理性模型来模拟畜禽养殖以及粪便处理过程的研究, 有少量考虑畜禽污染的也都用清单分析的方法<sup>[30]</sup>。本研究利用基于碳氮循环过程的 Manure-DNDC 模型模拟结果表明, 2008 年, 小清河流域畜禽养殖及粪便集中处理场所氮素径流损失为 4.66 万 t, 其中有机氮约占 80% (如表 3 所示)。畜禽粪便施入农田后, 氮素径流损失总量为 0.1 万 t。为了便于比较各地区畜禽养殖氮素流失强度, 把每一个乡镇的氮素损失平均到该乡镇的农田面积上。从畜禽养殖氮素径流损失的空间分布来看 (如图 3 所示), 西部地区普遍比东部地区严重, 其中济南市南部、章丘市大部以及

邹平县尤为突出，需要引起足够的重视。

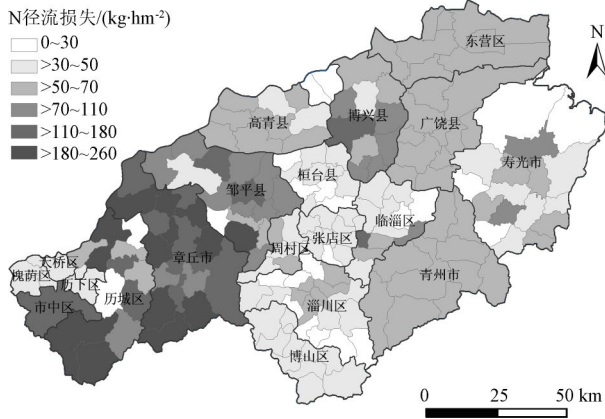


图3 小清河流域畜禽养殖氮素径流损失分布

Fig.3 Distribution of manure nitrogen losses from runoff and soil erosion in Xiaoqinghe watershed

从畜禽养殖废弃物氮素径流损失的途径和主要类型来看，主要的氮素损失发生在畜禽养殖场以及畜禽粪便处理场所，约占 98%。这表明一旦畜禽粪便施入农田，氮素的径流损失就会显著降低，而存放在堆肥场所，就会增大氮素损失风险。受到径流和土壤侵蚀而损失的氮素中，约 80%为有机氮，大多为没有分解的，或者整块的畜禽粪便被冲走进入河流或其他水体，造成较为严重的污染。

表3 2008年畜禽粪便氮素径流损失类型及途径

Table 3 Nitrogen forms and main drivers for Manure nitrogen losses in 2008.

损失途径	形态	N 损失量/t	所占比例/%
农田	有机氮	949.33	2.00
	铵态氮	14.37	0.03
	硝态氮	14.14	0.03
畜禽养殖场	有机氮	37 452.26	78.75
	无机氮	9 126.30	19.19

### 3.2 畜禽养殖氮素淋溶损失

畜禽粪便经过堆肥或者氧化塘处理之后，部分成为有机肥并施入农田，这会增大农田氮素淋溶损失强度。氮素淋溶损失的影响因素较多，主要有降雨、土壤通透性、无机氮浓度等。小清河流域 2008 年畜禽养殖氮素淋溶损失总量约为 0.51 万 t，损失强度较高的地区主要位于济南市南部、章丘市以及寿光市(如图 4 所示)。畜禽养殖氮素淋溶强度大于 30 kg/hm<sup>2</sup> 的乡镇一共有 12 个，其中章丘市 9 个、历城区、邹平县和寿光市各有 1 个。章丘市畜禽养殖氮素淋溶量高的最主要原因是畜禽养殖规模大，章丘市平均每公顷农田上的牛和羊的头数接近流域平均值的 3 倍，猪和家禽的只数也比流域平均值高出约 40%。畜禽养殖产生的大量畜禽粪便进入农田后，大大超过了作物的吸收利用能力，造成氮素在土壤中大量盈余。一旦暴雨来临，会携带土壤中过量的无机氮进入土壤中作物根系层以下，以至进入地下水。寿光市畜禽

养殖氮素淋溶量高的重要原因是土壤质地以细砂土和砂壤土为主，土壤通透性较高，另外畜禽养殖规模也相对比较大。

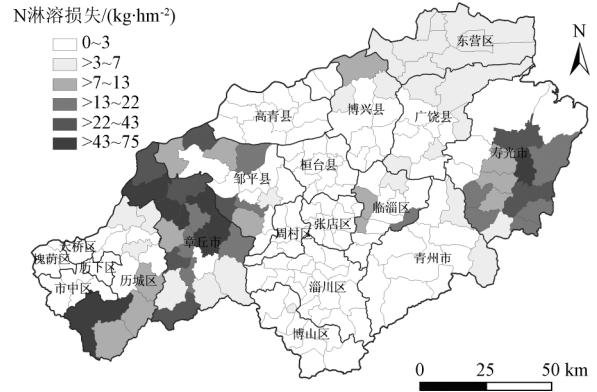


图4 小清河流域畜禽养殖氮素淋溶损失分布

Fig.4 Distribution of manure nitrogen losses from leaching in Xiaoqinghe watershed

### 3.3 模拟结果验证

目前国内很少有模型模拟畜禽粪便排泄量以及损失量的研究，针对单个养殖场的监测也相对较少，而且代表性不强，难以在区域范围内推广使用，全国以及区域畜禽粪便产生量估算多是用排放系数法<sup>[2-3,9-10]</sup>。畜禽粪便的日排放系数相关研究较多，每个人采用的系数不尽相同。国家环境保护总局于 2000 年 4 月起开展了全国规模化畜禽养殖业污染情况调查，调查报告中列出了主要畜禽粪便排泄指数以及畜禽粪便中污染物平均含量<sup>[31]</sup>。王方浩等收集比较了 1994—2004 年公开发表的文章，取平均值确定各种畜禽新鲜粪便的排泄系数<sup>[2]</sup>，该值与环保局所列出的参数差异不大。董红敏等研究提出了畜禽养殖业产排污系数的定义和计算方法，并进行了案例分析<sup>[7]</sup>。但是，该项研究只给出了典型猪场的排污系数，而且针对保育、育肥和妊娠母猪进行了细分，不适合大范围内多种畜禽种类的产排污计算。目前关于畜禽粪便污染物估算研究大多采用环保局公布的排泄系数，本研究利用该参数进行模拟结果验证，具体排泄系数如表 4 所示。

表4 畜禽粪便排泄指数及氮素污染物含量

Table 4 Discharge coefficient of livestock and nitrogen content of manure

项目	牛	猪	羊	鸡	鸭	
粪	鲜样量/(kg·d <sup>-1</sup> )	20.0	2.0	2.6	0.1	0.1
	总 N 质量分数/(kg·t <sup>-1</sup> )	4.4	5.9	7.5	9.8	11.0
尿	鲜样量/(kg·d <sup>-1</sup> )	10.0	3.3	—	—	—
	总 N 质量分数/(kg·t <sup>-1</sup> )	8.0	3.3	—	—	—
排出氮素总量/(kg·a <sup>-1</sup> )	61.1	8.3	7.1	0.4	0.5	

对于畜禽养殖量及畜禽年排放量的计算，目前主要有 2 种方法：一种是存栏量 X 日排泄系数 X 饲养周期，另外一种为(畜禽出栏量+年末存栏量) X 日排泄系数 X 饲养周期，2 种方法都有一定不足。张绪美等提出了不考虑饲养周期，将各类畜禽的存栏量看作是当年养殖场的稳

定饲养量,然后估算全年畜禽粪便排放,即存栏量 $X$ 日排泄系数 $X365^{[32]}$ 。而模型在模拟时,也是假定畜禽全年都在养殖场中,并不考虑出栏以及入栏等情况,因此,本研究也利用存栏量作为全年的牲畜养殖量,以此估算污染物产生量,并与模型模拟结果进行对比。

利用排放系数法得到的2008年小清河流域畜禽排出粪尿氮素总量为10.21万t N。畜禽粪便在收集、转运、处理过程中会产生一定损失,不同地区、不同畜禽种类的粪便损失率有较大差别,从全国来看,畜禽粪便污染物进入水体的流失率保持在2%~8%的水平上,而液体排泄物则可能达到50%。如果按粪损失5%、尿损失50%估算,则2008年小清河流域畜禽粪便氮素损失为1.9万t N。利用Manure-DNDC模型模拟得到的2008年小清河流域畜禽粪便排出氮素为14.85万t N,其中施入农田中的有机肥为6.7万t N、残留在堆肥场所的为3.5万t、畜禽粪便随径流损失的氮素为4.66万t。由2种方法所得到的结果比较可以看出,模型能够合理地估算区域范围畜禽养殖氮素排出状况,模拟结果比排泄系数法的结果稍高,但是仍在可以接受的范围以内。如果有针对养殖场的观测数据,则可以更为精确的对模型进行参数率定和校正,使模拟结果与实际情况能够更好的吻合。

#### 4 结 论

1) 2008年,小清河流域畜禽养殖及粪便集中处理场所氮素径流损失为4.66万t,畜禽粪便施入农田后,氮素径流损失总量约为0.1万t,淋溶损失总量约为0.51万t。

2) 造成畜禽养殖氮素损失量大的重要原因是种植与养殖不匹配,以及畜禽粪便处理不合理。区域范围内的农田种植和畜禽养殖是紧密的结合在一起的,畜禽养殖业的饲料消耗需要有一定规模的种植业产出来保障,而畜禽污染的排放需要有一定的种植业规模来消纳,区域种植业和养殖业的不匹配是造成农业面源污染的主要原因之一。在实际应用中,农田种植规模和畜禽养殖量不但总量上并不匹配,而且空间分布也相差很大。小清河流域2008年猪、牛、羊、家禽全年存栏数分别为287.81万头、66.77万头、94.10万只、7138.29万只。流域内2008年总耕地面积为65.29万 $\text{hm}^2$ ,相当于平均每公顷耕地上有1.02头牛、4.41头猪、109.34只鸡和1.44只羊。畜禽养殖的规模较大,有限的农田难以消纳如此多的畜禽粪便,加上畜禽粪便处理过程复杂,运输成本高等因素,造成了畜禽养殖过程中的氮素利用率很低。

3) 畜禽养殖废弃物氮素损失控制要综合考虑各个影响因素。首先是尽量将畜禽养殖与农田面积相匹配,建立良好的转运以及交易机制,合理有效地利用畜禽粪便;其次,严格畜禽粪便处理程序及规范,降低畜禽粪便处理场所氮素损失比率;第三,严格控制有机施施用时间,在6—8月禁止向农田施用过肥料,以减少因降雨带来的氮素损失。如果要施入大量畜禽粪便,应根据土壤养分状况,适当减少化肥氮的投入。

致谢:感谢张静和陈海燕在统计数据录入中的帮助。

#### [参 考 文 献]

- [1] 中华人民共和国国家统计局. 中国统计年鉴 2010[M]. 北京: 中国统计出版社, 2010, 496.
- [2] 王方浩, 马文奇, 窦争霞, 等. 中国畜禽粪便产生量估算及环境效应[J]. 中国环境科学, 2006, 26(5): 614—617. Wang Fanghao, Ma Wenqi, Dou Zhengxia, et al. The estimation of the production amount of animal manure and its environmental effect in China[J]. China Environmental Science, 2006, 26(5): 614—617. (in Chinese with English abstract)
- [3] 张绪美, 董元华, 王辉, 等. 中国畜禽养殖结构及其粪便N污染负荷特征分析[J]. 环境科学, 2007, 28(6): 1311—1318. Zhang Xumei, Dong Yuanhua, Wang Hui, et al. Structure of Livestock and Variation of Fecal Nitrogen Pollution Load in China[J]. Environmental Science, 2007, 28(6): 1311—1318. (in Chinese with English abstract)
- [4] Doole G J. Evaluating Input Standards for Non-Point Pollution Control under Firm Heterogeneity[J]. Journal of Agricultural Economics, 2010, 61(3): 680—696.
- [5] Wang Xiao, Hao Fanghua, Cheng Hongguang, et al. Estimating non-point source pollutant loads for the large-scale basin of the Yangtze River in China[J]. Environmental Earth Sciences, 2011, 63(5): 1079—1092.
- [6] 中华人民共和国环境保护部, 中华人民共和国国家统计局, 中华人民共和国农业部. 第一次全国污染源普查公报[EB/OL]. <http://cpssc.mep.gov.cn/gwgg/201002/W020100225545523639910.pdf>, 2011-11-1.
- [7] 董红敏, 朱志平, 黄宏坤, 等. 畜禽养殖业产污系数和排污系数计算方法[J]. 农业工程学报, 2011, 27(1): 303—308. Dong Hongmin, Zhu Zhiping, Huang Hongkun, et al. Pollutant generation coefficient and discharge coefficient in animal production[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2011, 27(1): 303—308. (in Chinese with English abstract)
- [8] 武深树, 谭美英, 黄璜, 等. 湖南洞庭湖区农地畜禽粪便承载量估算及其风险评估[J]. 中国生态农业学报, 2009, 17(6): 1245—1251. Wu Shenshu, Tan Meiyang, Huang Huang, et al. Loading capacity estimation and risk assessment of livestock manure in cultivated lands around Dongting Lake[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2009, 17(6): 1245—1251. (in Chinese with English abstract)
- [9] 李唯, 李艳霞, 张丰松, 等. 东北三省畜禽养殖时空分布特征及粪便养分环境影响研究[J]. 农业环境科学学报, 2007, 26(6): 2350—2357. Li Wei, Li Yanxia, Zhang Fengsong, et al. The spatial and temporal distribution features of animal production in three northeast provinces and the impacts of manure nutrients on the local environment[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2007, 26(6): 2350—2357. (in Chinese with English abstract)
- [10] 马林, 王方浩, 马文奇, 等. 中国东北地区中长期畜禽粪尿资源与污染潜势估算[J]. 农业工程学报, 2006, 22(8):

- 170—174.
- Ma Lin, Wang Fanghao, Ma Wenqi, et al. Assessments of the production of animal manure and its contribution to eutrophication in Northeast China for middle and long period[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2006, 22(8): 170—174. (in Chinese with English abstract)
- [11] 周凯, 雷泽勇, 王智芳, 等. 河南省畜禽养殖粪便年排放量估算[J]. 中国生态农业学报, 2010, 18(5): 1060—1065. Zhou Kai, Lei Zeyong, Wang Zhifang, et al. Estimation of annual total livestock/poultry excrement in Henan Province[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2010, 18(5): 1060—1065. (in Chinese with English abstract)
- [12] 彭里, 王定勇. 重庆市畜禽粪便年排放量的估算研究[J]. 农业工程学报, 2004, 20(1): 288—292. Peng Li, Wang Dingyong, Estimation of annual quantity of total excretion from livestock and poultry in Chongqing Municipality[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2004, 20(1): 288—292. (in Chinese with English abstract)
- [13] Cremer L. The risks of pollution related to the production and use of livestock effluents[J]. IFA Bulletin, 1983, A/83/60a: 81—87.
- [14] Giardini L, Giupponi C. Methodological proposal for determining receptive capacity of land for agronomic use of livestock manure[J]. Rivista di Agronomia, 1993, 27(3): 149—159.
- [15] Svensson L. Ammonia volatilization following application of livestock manure to arable land[J]. Journal of Agricultural Engineering Research, 1994, 58(4): 241—260.
- [16] Paul J W, Beauchamp E G. Nitrogen flow on 2 livestock farms in Ontario—a simple-model to evaluate strategies to improve n-utilization[J]. Journal of Sustainable Agriculture, 1995, 5(4): 35—50.
- [17] Varel V H. Use of urease inhibitors to control nitrogen loss from livestock waste[J]. Bioresource Technology, 1997, 62(1/2): 11—17.
- [18] Ribaldo M. Managing manure—new Clean Water Act Regulations create imperative for livestock producers[J]. Amber Waves, 2003, 1(1): 30—37.
- [19] Kohyama K, Hojito M, Sasaki H, et al. Estimation of the amount of nutrients in livestock manure[J]. Soil Science and Plant Nutrition, 2006, 52(4): 576—577.
- [20] Schils R L M, Olesen J E, Del Prado A, et al. A review of farm level modelling approaches for mitigating greenhouse gas emissions from ruminant livestock systems[J]. Livestock Science, 2007, 112(3): 240—251.
- [21] Cabrera V E, de Vries A, Hildebrand P E. Prediction of nitrogen excretion in dairy farms located in north florida: a comparison of three models[J]. Journal of Dairy Science, 2006, 89(5): 1830—1841.
- [22] Cheng H G, Ouyang W, Hao F H, et al. The non-point source pollution in livestock-breeding areas of the Heihe River basin in Yellow River[J]. Stochastic Environmental Research and Risk Assessment, 2007, 21(3): 213—221.
- [23] Li C, Frolking S, Frolking T A. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. Model structure and sensitivity[J]. Journal of Geophysical Research, 1992, 97(D9): 9759—9776.
- [24] Li C, Frolking S, Harriss R. Modeling carbon biogeochemistry in agricultural soils[J]. Global Biogeochemical Cycles, 1994, 8(3): 237—254.
- [25] Li C, Aber J, Stange F, et al. A process-oriented model of N<sub>2</sub>O and NO emissions from forest soils 1. Model development[J]. Journal of Geophysical Research, 2000, 105(D4): 4369—4384.
- [26] Li C, Farahbakhshazad N, Jaynes D B, et al. Modeling nitrate leaching with a biogeochemical model modified based on observations in a row-crop field in Iowa[J]. Ecological Modelling, 2006, 196(1/2): 116—130.
- [27] Deng J, Zhu B, Zhou Z, et al. Modeling nitrogen loadings from agricultural soils in Southwest China with modified DNDC[J]. Journal of Geophysical Research, 2011, 116(8), 6383—6413.
- [28] 武深树, 谭美英, 龙岳林, 等. 洞庭湖区畜禽粪便中氮素污染及其环境成本[J]. 农业工程学报, 2009, 25(6): 229—234. Wu Shenshu, Tan Meiyong, Long Yuelin, et al. Nitrogen pollution and environmental cost of livestock manure in Dongting lake area[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2009, 25(6): 229—234. (in Chinese with English abstract)
- [29] 高懋芳. 小清河流域农业面源氮素污染模拟研究[D]. 北京: 中国农业科学院, 2011, 29. Gao Maofang. Model Simulation on Agricultural Non-point Source Nitrogen Pollution in Xiaoqinghe Watershed[D]. Beijing: Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2011, 29. (in Chinese with English abstract)
- [30] 严素定. 黄石市农业面源污染的解析及其空间异质性研究[J]. 农业工程学报, 2008, 24(9): 225—228. Yan Suding. Source apportionment and spatial heterogeneity of agricultural non-point source pollution in Huangshi, Hubei Province[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2008, 24(9): 225—228. (in Chinese with English abstract)
- [31] 国家环境保护总局自然生态保护司. 全国规模化畜禽养殖业污染情况调查及防治对策[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002, 77-78.
- [32] Lantinga E A, Oomen G J M, Schiere J B. Nitrogen efficiency in mixed farming systems[J]. Journal of Crop Improvement, 2004, 12(1): 437—455.

## Modelling nitrogen pollution from livestock breeding using Manure-DNDC model

Gao Maofang<sup>1</sup>, Qiu Jianjun<sup>1\*</sup>, Li Changsheng<sup>2</sup>, Wang Ligang<sup>1</sup>, Li Hu<sup>1</sup>, Gao Chunyu<sup>1</sup>

(1. Key Laboratory of Non-point Source Pollution Control, Ministry of Agriculture/Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China;

2. Institute for the Study of Earth, Oceans and Space, University of New Hampshire, Durham NH 03824, USA)

**Abstract:** Livestock and poultry breeding is one of the most important sources for agricultural non-point source nitrogen pollution. After application of manure fertilizer, the intensity of nitrogen losses through soil erosion and leaching in arable land will increase dramatically. Livestock breeding and manure management is a complicate process including nutrient cycling in animal body and transportation of waste from manure to environment through different routes. Discharge coefficient method was widely used for the evaluation of nitrogen pollution loads from animal breeding. The newest Manure-DNDC model was used for the modelling of biogeochemistry process in animal breeding and manure management, with a case study of Xiaoqinghe watershed in Shandong province. Nitrogen transportation and transfer in animal body, manure and agricultural land, main ways of nitrogen losses as well as spatial and temporal distribution of pollution were analyzed in the paper. The results indicated that nitrogen loss in the process of animal breeding and manure fertilizer application was 46.6 million kg N in Xiaoqinghe watershed in 2008. Nitrogen losses from soil erosion and leaching in arable land caused by manure application were 1 million kg and 5.1 million kg, respectively.

**Key words:** nitrogen, manures, models, Manure-DNDC, agricultural non-point source pollution