

基于 DNDC 模型的环渤海典型小流域农田氮素淋失潜力估算

李 虎^{1,2}, 邱建军^{1,2*}, 高春雨^{1,2}, 王立刚^{1,2}

(1. 农业部面源污染重点实验室, 北京 100081; 2. 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 北京 100081)

摘 要: 为了定量评价流域尺度氮素污染的可能性并探明氮素污染的主要来源, 以期指导农业生产实际保护农田生态环境, 该文主要运用农业生态系统生物地球化学模型 (DNDC) 模拟的方法, 以环渤海典型小流域——小清河流域为例, 在 GIS 流域数据库支持下对该流域氮素淋失潜力进行了估算。研究结果表明, 2006 年小清河流域年均氮淋失负荷范围为 $10.44 \times 10^3 \sim 36.86 \times 10^3 \text{ t}$, 平均为 $23.65 \times 10^3 \text{ t}$ 。以当年氮肥投入总量 $222.2 \times 10^3 \text{ t}$ 计算, 该流域平均氮素流失量占氮肥投入的 10.6%。不同地区氮素淋失空间分布差别较大, 与氮肥施用量的空间分布规律大体一致。其中, 44% 和 27% 的地区氮素潜在淋失量分别集中在 $20 \sim 40$ 和 $>40 \sim 80 \text{ kg/hm}^2$, 这些地区主要分布在小清河两侧沿岸及寿光市大部分地区, 给流域水环境造成了较大影响。研究结果显示流域氮淋失存在较大的空间区域差异, 根据不同地区的实际情况进行水氮管理, 减少氮素的无效丢失十分必要。

关键词: 氮, 淋失, 模型, 小流域, 农田

doi: 10.3969/j.issn.1002-6819.2012.13.021

中图分类号: S143.1

文献标志码: A

文章编号: 1002-6819(2012)-13-0127-08

李 虎, 邱建军, 高春雨, 等. 基于 DNDC 模型的环渤海典型小流域农田氮素淋失潜力估算[J]. 农业工程学报, 2012, 28(13): 127-134.

Li Hu, Qiu Jianjun, Gao Chunyu, et al. Simulation of potential nitrate leaching in croplands of typical watershed around Bohai Bay using DNDC model[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2012, 28(13): 127-134. (in Chinese with English abstract)

0 引 言

农田氮肥施入土壤后有 3 个去向, 一部分氮素被当季作物吸收利用, 一部分残留于土壤中, 另一部分则离开土壤和作物系统而损失^[1]。在目前普遍高施氮量和大水漫灌的情况下, 残留在土壤剖面中的硝态氮随水逐年下移, 最终离开土体进入地下水是氮素损失的主要途径^[2]。以环渤海集约化农区典型流域——山东小清河流域为例, 现阶段该流域氮肥用量仍然保持着较快增长的势头, 目前该流域主要作物小麦-玉米轮作系统的平均施氮量为 305 kg/hm^2 , 部分经济作物的施氮量甚至已经超过 350 kg/hm^2 , 远超过国际上公认的施氮量上限 (225 kg/hm^2), 大大超过氮肥的合理施用量。对蔬菜生产大市寿光市农户调查显示, 每年种植茄子、番茄和黄瓜的化学纯氮施用量分别高达 1 800、2 050、1 850 kg/hm^2 , 为普通大田作物的数倍, 而氮肥的利用率仅为 30% 左右。由这些数据可看出, 农民为了追求效益, 完全凭经验超量施用肥料, 而氮素的大量盈余必然会导致氮肥向水体的直接

流失显著增加, 并且部分氮素还会积累在土壤中, 对地下水造成潜在的威胁。因此, 作为中国主要的农业生产基地, 在不断提高土地综合生产力的同时, 尽量减少农业生产对该地区环境的威胁, 既是科学上的重大问题也是国家的重大需求。

迄今国内对农田土壤氮素流失进行了大量的测定, 积累了一些数据, 也建立了许多经验模型。但在中国广阔的农田面积、多变的农业气候条件和耕作措施下, 单靠试验观测结果或有限数量的田间试验来定量评估氮素淋失的污染潜力是不够的。实际上如果一个决策支持模型要被农民或者政策制定者所真正地接受, 它必须要能在区域尺度上、在不同的农田管理措施和气候条件下精确地预测作物生产及其环境效应, 仅在点位尺度上工作, 其作用是有限的。因此, 运用模型评估农田氮素流失以及进一步揭示非点源氮污染机理已越来越被世界各地广泛应用, 如 LEACHM^[3]、SWAT^[4]、EPIC^[5]、AnnAGNPS^[6]、GLEAMS^[7]、BASINS^[8]等模型。国内多位学者也应用这些模型对多个流域进行了氮淋失模拟和评价, 如刘博等^[9]基于 SWAT 模型对北京沙河水库流域进行了非点源污染模拟, 孙丽娜等^[10]利用 AnnAGNPS 模拟了辽河源头区典型小流域农业氮素污染, 高海鹰等^[11]利用云南抚仙湖北岸农田土壤氮素淋失对 LEACHM 模型进行了验证。然而这些模型结构复杂, 输入参数繁多且不易获取, 通常导致模拟结果具有显著的不确定性, 且有些模型缺乏对氮素的生物地球化学循环过程进行详细的描述, 限制了其广泛应用。DNDC 模型是目前国际上最成功的农田生态

收稿日期: 2011-10-28 修订日期: 2012-03-30

基金项目: 公益性行业 (农业) 科研专项 (200803036, 201103039)

作者简介: 李 虎 (1981—), 男, 助理研究员, 博士, 主要从事农田碳氮循环研究。北京 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 100081。

Email: lihu0728@sina.com

*通信作者: 邱建军 (1968—), 男, 研究员, 博士生导师, 主要从事农业生态系统与全球变化研究, 农业部公益性行业 (农业) 科研专项“环渤海区域农业碳氮平衡定量评价”、“农业源温室气体监测与控制技术研究”项目首席科学家。北京 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

系统生物地球化学模型之一^[12-14], 可与地理信息系统 (geographic information system, GIS) 及流域模型耦合, 适合于点位和区域尺度的土壤碳氮循环。近年来, 已有众多研究者将 DNDC 模型用作流域氮流失机理及其污染评价^[15-18]。因此, 本研究拟通过建立的基于氮循环的机理过程的 DNDC 模型, 从空间尺度上利用不同地点不同作物系统的田间定位观测数据对模型进行验证, 并与 GIS 技术相结合建立流域数据库, 利用该模型从宏观尺度上识别全流域氮流失的负荷及关键源区, 定量分析农田氮污染的主要来源和贡献, 以期指导农业生产实践, 为同类流域非点源氮污染控制和流域综合管理提供科学依据和技术支撑。

1 材料与方法

1.1 研究流域概况

小清河起源于济南大明湖, 流经历城区、章丘市、邹平县、桓台县、广饶县、寿光市等 5 市 (地) 18 个县 (区), 流域面积 10 336 km², 约占山东省总面积的 1/5。由羊角沟注入渤海莱州湾, 全长 237 km, 具有排水、灌溉、养殖等多种功能。本研究中小清河流域的范围为其干流流经的济南市历城区、章丘市、邹平县、高青县、桓台县、博兴县、广饶县、寿光市 8 个县 (市), 位于 E116.93°—119.14°和 N36.33°—37.37°之间, 地处山东省鲁北平原南部, 属于华北平原 (图 1), 是省内的重要的经济开发区和粮棉高产区, 在山东省社会经济发展中占有极为重要的地位。地貌类型以平原为主, 其中平原面积 (海拔 ≤ 50 m) 占总面积的 76% 以上, 中山 (海拔 > 800 m) 约占总面积的 0.02%, 低山 (200 m < 海拔 ≤ 800 m) 约占 13.8%, 丘陵面积 (50 m < 海拔 ≤ 200 m) 占总面积的 10.1%, 均分布在流域上游的济南市南部。流域内共拥有耕地约 44 万 hm², 是山东省重要的粮食和蔬菜生产基地, 该流域上、中、下游作物种植方式各有特点: 省会城市济南位于小清河上游, 其近郊以粮蔬轮作为主; 中游的种植方式主要为冬小麦/夏玉米轮作; 下游的寿光市是蔬菜生产地区。

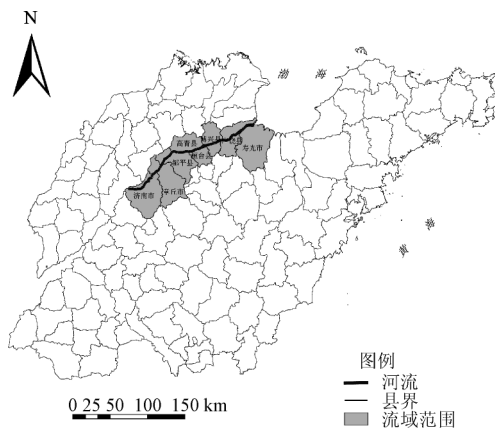


图 1 小清河流域地理位置图

Fig.1 Geographical location of Xiaoqing River Basin

1.2 DNDC 模型简介

DNDC (denitrification-decomposition) 模型是美国 New Hampshire 大学发展起来的^[12], 在中国农业科学院农业资源与农业区划所得到了本土化的改进^[19]。该模型是对土壤碳氮循环过程进行全面描述的机理模型, 可以用来模拟碳、氮等元素在土壤—植被—大气之间的迁移转化等过程, 如 CO₂、N₂O 和 CH₄ 等温室气体的排放及估算, 土壤有机碳的动态变化, NO₃⁻ 的淋溶等。模型由 6 个子模型构成, 分别模拟土壤气候、农作物生长、有机质分解、硝化、反硝化和发酵过程。其中, 土壤气候子模型 (soil climate) 是由一系列土壤物理函数组成, 其职能是由每日气象数据及土壤—植被条件来计算土壤剖面各层的温度、湿度、pH 值等; 作物生长子模型 (plant growth) 根据作物种类、气温、土壤湿度、管理措施 (如农田施肥、浇水、犁地、收割、草地放牧等) 来计算光合作用、自养呼吸、光合产物分配、水分及氮吸收, 从而预测作物的生长和发育; 有机质分解子模型 (decomposition) 描述了土壤有机质的产生和分解, 以及部分有机碳转化为 CO₂ 进入大气; 硝化和反硝化子模型 (denitrification and nitrification) 决定了 N₂O 和 NO 这 2 种气体的产出率, 并且计算由 NH₄⁺ 转化为 NO₃⁻ 的速率。发酵子模型 (fermentation) 模拟在土壤淹水条件下 CH₄ 的产生、氧化及传输。模型所有的函数方程式或由物理学、化学或生物学的基本理论导出, 或引用实验室模拟试验的结果, 具体结构和反应方程式可参考文献^[19-22]。

1.3 模型验证的数据来源

验证是模型进一步应用的前奏工作, 不可或缺。模型的验证是用真实的驱动参数来运转模型, 即把田间观测到的气温、降雨量、土壤属性、施肥量、施肥日期等数据输入到 DNDC 模型中, 然后将模型的模拟输出结果与田间观测结果进行比较。本研究中针对该流域代表性的作物种植模式设置了 3 个试验点, 分别位于济南市历城区、章丘市和寿光市 (图 2), 各试验点土壤理化性质如表 1 所示, 其种植方式分别为冬小麦/夏玉米轮作、冬小麦/大葱轮作和设施蔬菜 (黄瓜), 其中济南市冬小麦/夏玉米轮作地观测时间为 2007 年 10 月—2008 年 10 月 (为冬小麦/夏玉米一个完整生育期); 冬小麦/大葱轮作地观测时间为 2008 年 6—12 月 (由于试验条件限制没有对冬小麦生长期进行观测, 只对大葱整个生育期进行了完整观测); 设施蔬菜观测时间为 2008 年 1—8 月 (为春茬黄瓜一个完整生育期)。每个试验点各设有常规施肥 (FP) 和对照 (CK) 2 个处理, 重复 3 次, 共有 6 个田间试验小区, 除设施蔬菜试验小区面积为 21.6 m², 其余 2 大田试验点小区面积分别为 32 m², 各小区之间埋 50 cm 深的塑料布隔开, 以避免小区之间窜水窜肥。田间管理除试验因素外, 其余按传统生产管理统一进行。各试验点 FP 处理主要管理措施如表 2、表 3 所示, CK 处理不施任何肥料, 其他管理措施与 FP 处理相同。田间监测内容包括: 气象要素观测, 包括每日降雨量、最高和最低气温, 观测资料来自试验地点设置的小型气象台站; 淋溶水监测,

采用田间原装渗漏计的方法 (lysimeters)，具体方法为：在小区一侧挖一个 2 m 左右深的方形土坑以放置接液瓶，再在土坑截面深 0.9 m 处横向掏一个大小和淋溶盘相仿的洞，放入装置，将土分层填入、埋实。淋溶水取样每月至少 1 次，在灌溉或降雨后增大取样频率；氮素测定：取水样后立即于 -20℃ 冰柜中保存至测定前解冻，经 0.45 μm 滤膜过滤后用自动流动分析仪分析测试水样中硝酸盐含量。

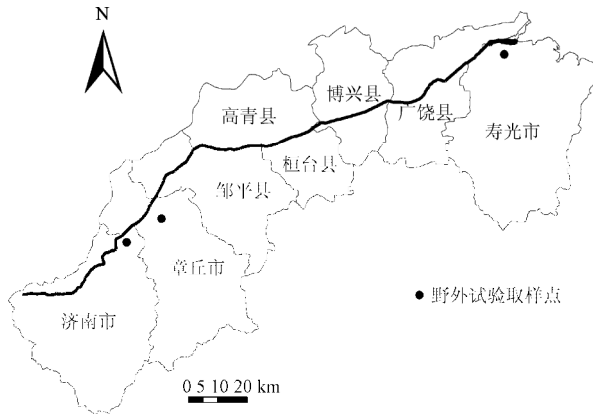


图 2 小清河流域边界和田间观测点位置图

Fig.2 Boundary and experimental sites in Xiaoqinghe Basin

表 1 三试验地土壤基本理化性质

Table 1 Soil properties in the three fields used to test the DNDC model

试验点	土壤质地	pH 值	体积质量/(g·cm ⁻³)	有机质/(g·kg ⁻¹)	全氮/(g·kg ⁻¹)	速效钾/(mg·kg ⁻¹)	速效磷/(mg·kg ⁻¹)
济南	黏壤土	7.96	1.48	22.4	0.91	60.8	6.6
章丘	壤土	8.33	1.34	21.9	0.92	90.8	6.6
寿光	壤土	7.63	1.42	21.59	1.26	112.38	7.2

表 2 各点不同作物种植模式常规田间管理措施设置

Table 2 Conventional farming management practices for selected 3 cropping systems

地点	作物系统	播种日期	收获日期	耕作日期	施氮量(N)/(kg·hm ⁻²)	灌溉量/mm	有机肥(C)/(kg·hm ⁻²)
济南	冬小麦/夏玉米	10-07/06-12	06-10/10-06	10-06	600	250	0
	冬小麦/大葱	10-07/06-28	06-10/11-19	10-06	550	500	900
寿光	设施黄瓜	01-31	07-04	07-10	1465	900	6 000

表 3 济南冬小麦/夏玉米轮作地施肥和灌溉管理措施

Table 3 Fertilizer and irrigation management practices in winter wheat/summer maize rotation field

作物	施肥			灌溉	
	日期	用量 (N) /(kg·hm ⁻²)	种类	日期	水量/mm
冬小麦	10-07	96	磷酸二铵	11-25	50
	03-28	69	尿素	03-28	50
	07-03	86.25	尿素	06-15	50
夏玉米	07-26	345	尿素	07-05	50
				07-28	50

1.4 区域模型运转与数据库的建立

数据库是模型进行区域模拟的关键。对于点位上的模拟，各种数据的输入可以根据模型的程序提示逐一进行，数据来源也较为简单。而对区域的模拟，建库工作量巨大且复杂。该研究采用 GIS 技术，按照 DNDC 模型输入格式的要求，把点位模型所需要的因地制宜的作物管理等参数以基本模拟单元为单位编入一个 GIS 数据库，作为 DNDC 模型的运行数据库。本研究中选择以镇(乡)级行政单位为基础单元，全流域一共划分了 107 个空间最小模拟单元。模型运行某一乡镇时，又以每一种土地利用类型为最小运行单位，在同样的环境条件下把所有的土地利用类型运行一遍，所有土地利用类型(与各自面积的乘积)的氮淋失总和为该乡镇总值，各乡镇总和为该流域的结果。每一土地利用类型以土壤数据库里参数值最高、最低本底值分别运行模型 1 次，取平均值。

数据库由以下子库组成，气象数据库：2006 年该流域 8 个县的气象台站逐日气象资料，包括最高、最低温度和降雨，各单元采取就近共享，数据由各县气象局所提供，数据质量可以得到保证；土壤数据库：包括土壤体积质量、黏粒含量、土壤有机碳和 pH 值在每一模拟单元中的最小值和最大值，所有模拟单元的值就组合成了模型运转所需要的土壤数据库，土壤数据的收集一部分沿用了全国第 2 次土壤普查的数据，一部分根据田间调查取样的结果，然后取最小值和最大值；作物种类数据库：常见作物的需水需肥参数，以及播种期、收获期、最大产量等种植制度参数；农业数据库：DNDC 模型的土地利用类型数据库中目前包括 28 种单作和 30 种复种土地利用类型，如水稻、玉米、小麦、甜菜、蔬菜、夏玉米/冬小麦轮作、冬小麦/蔬菜轮作等。根据小清河流域的农作制度特点重新编制土地利用类型数据库。作物的耕地面积、播种面积、氮肥施用量均来源于 2006 年各县分乡镇统计年鉴。

2 结果与分析

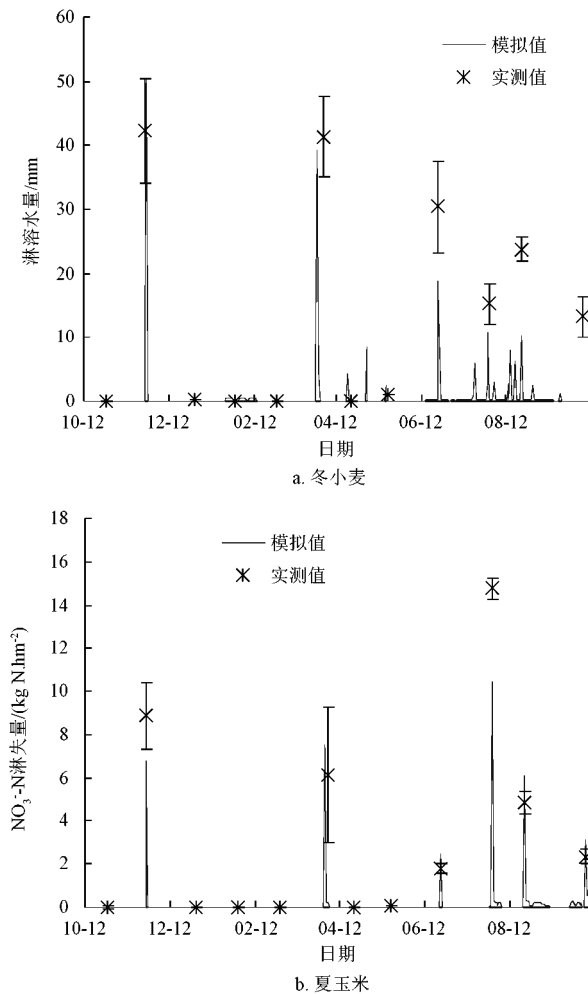
2.1 DNDC 模型的验证

冬小麦/夏玉米轮作是小清河流域典型的种植制度，且在野外试验中，所获取的该地点的气象数据、土壤数据以及田间管理措施更详细，取样时间更长，所获取的资料更丰富，因此模型的验证主要以冬小麦-夏玉米轮作系统常规处理观测到的淋溶水量和氮素淋失量，对模型模拟结果进行以天为时间步长进行对比，其他的作物系统(大葱以及设施蔬菜)的常规和对照处理主要用作物生育期的淋溶水量和氮素淋失量来验证模型。

2.1.1 冬小麦/夏玉米系统

田间观测中第一年整个冬小麦/夏玉米生长季只收集到 6 次淋溶水，均为在大的降雨或灌溉后收集到的，其余几次几乎没有或很少。对比分析表明模型基本上捕捉到了田间观测到的强降雨、灌溉后淋溶水量峰值，而且在出现时间上也较为相近，尤其是在冬小麦生长期间，模型准确的模拟了 2 次灌溉即一次越冬水(11-25)和一次返青水(03-28)引起的淋失水量(图 3)。但模型结

果也还存在一些偏差,即在玉米生长季节,模型虽然捕捉到了降雨引起的多次淋溶峰值,但在夏季降雨量较大的情况下,模型低估了水分淋失量(图3),这可能由于模型计算结果是以日为时间步长的,即模型认为土壤水向下淋失的过程中,需要一段时间才能淋失到土壤底层,而田间观测的水分渗漏量实际上为这几日的累计量,因此模拟值偏低。通过比较全年水分淋失量的模拟值和观测值,分别为170和176 mm,相对偏差不到1%,模型的模拟精度很高。



注:图中误差线表示3次重复的标准误。

图3 冬小麦/夏玉米轮作土壤中水分和氮素淋失量模拟值和实测值比较

Fig.3 Comparison of simulated and measured water flux and NO₃⁻-N leaching with DNDC

而对于氮素淋失的实测值与模拟结果对比表明(图3),模型基本上捕捉到了实测中的小麦返青施肥后、玉米生长季施肥后由于灌溉而导致的大量氮素淋失,而氮素淋失量较实测值都明显偏小,4次灌水后氮素淋失量模拟值较实测值相对偏差分别为22.9%、38.6%、29.2%和25.7%,这可能由于模型低估了每次灌溉水量从而导致氮素淋失模拟值偏小。可见以日为时间步长进行氮素淋失量模拟值和实测值的比较,会产生一定的误差。因此进

一步对全年氮素淋失量进行比较,模拟值和实测值相差不大,分别为38.7和45.8 kg/hm²,相对偏差为15.5%。模型对氮素淋失总量的模拟精度较好。相关研究结果也表明,考虑到田间水分和氮素运移的复杂性,模拟偏差在20%左右也可以接受^[23]。可见,模型已经具备在该种植系统较好的应用能力。

2.1.2 冬小麦/大葱轮作系统

对于大葱地常规施肥处理,在大葱生长季节,共进行了5次灌溉。但由于田间实际的复杂情况,而实测到的水分淋失量次数较少而引起观测到的硝态氮淋失量也较少,且作物的生育期短,因此无法用有限的试验数据与模型模拟值进行以天为时间步长的对比,但对作物整个生长季节淋溶水量和氮的淋失量的比较不产生影响。如表4所示,对于CK处理,氮素淋失量的模拟和实测值差异较大,其主要是由于实际中没有氮肥的投入,但土壤中累积的氮素受灌溉、降雨的影响,仍有部分氮素淋溶到土壤深处,而模型认为没有氮肥的投入而引起氮素淋失量模拟值偏小。对于FP处理,氮素淋失量模拟值和实测值非常吻合,其相对偏差仅为1%。值得指出的是,由于田间土壤、温度等条件的复杂性,各处理水分淋失量的模拟值和实测值比较仍有一定偏差,需要进一步验证和校正。但对于主要研究对象氮素淋失量来说,模型模拟的结果是可以接受的。

表4 DNDC模型在大葱地不同处理的模拟表现

Table4 Performance of DNDC model for two treatments of wheat-green onion rotation system

处理	N淋失量/(kg·hm ⁻²)			水分淋失量/mm		
	实测值	模拟值	相对偏差	实测值	模拟值	相对偏差
CK	4.32	1.4	0.68	95.89	195	1.03
FP	20.35	20.21	0.01	91.6	129	0.239

注:CK,FP分别表示对照和常规施肥处理;相对偏差=±(实测值-模拟值)/实测值

2.1.3 设施蔬菜系统

由于在田间试验中只观测到有限的氮素淋失数据,因此没有进行水分和氮素淋失以天为时间步长的动态变化模拟,而是对设施蔬菜(黄瓜)整个生长季总的淋溶水量和氮的淋失量进行了对比验证。模拟结果表明,模型基本上捕捉到了实测中的蔬菜每次施肥灌溉后大量的氮素淋失量(表5)。对于CK处理,同大葱种植系统一样,氮素淋失量的模拟和实测值差异较大,其主要原因是实际中没有氮肥的投入,但设施蔬菜地中土壤累积的氮素更大,受灌溉影响仍有大量氮素淋失,模型认为氮肥零投入以致没有氮素淋失。因此对于CK处理氮素的淋失仍需要进一步的研究。对于FP处理,模拟值和实测值相差不大,模拟精度仍可以接受,可见,模型即使不经内部参数调整也能在该种植系统较好地应用。同时,各处理水分淋失量的模拟值和实测值拟合度均较好,模型精度较高。因此,从设施蔬菜整个生长季氮素淋失量和水分淋失总量来看,模拟值和实测值相关性较高,模型总的模拟结果是可以接受的。

表 5 DNDC 模型对设施蔬菜地不同处理的模拟表现
Table 5 Performance of DNDC model for different treatments of facility vegetable field

处理	N 淋失量/(kg·hm ⁻²)			水分淋失量/mm		
	实测值	模拟值	相对偏差	实测值	模拟值	相对偏差
CK	76.26	1.4	0.98	341.76	322	0.06
FP	214.04	220.5	0.03	391.42	322	0.18

2.2 小清河流域氮淋失潜力估算及空间分布特征

2.2.1 氮淋失潜力估算

模型的数据建立后, 通过运转区域模块就能模拟计算出全流域的氮淋失潜在负荷量。模拟结果表明, 2006 年小清河流域年均氮淋失潜力为 $10.44 \times 10^3 \sim 36.86 \times 10^3$ t, 平均为 23.65×10^3 t。以氮肥投入总量 222.2×10^3 t 计算, 该流域平均氮素流失量占氮肥投入的 10.6% (表 6)。其中以乡镇为基本模拟单元氮淋失潜在负荷量最小为 3.5 t, 位于历城区区直; 而最大氮淋失潜在负荷量为 2.8×10^3 t, 位于章丘市刁镇。而以县为单位计算, 该区域氮素潜在淋失量较大的地区为章丘市、寿光市 (表 5), 其中章丘市在投入 99.7×10^3 t 氮肥的情况下, 淋溶流失 N 量最大, 达到了 9×10^3 t, 占该市化肥投入的 9.1%。寿光市的淋溶流失氮量达到了 5.1×10^3 t, 占该地区化肥投入的 11.1%。这些地区主要由于蔬菜种植面积大, 在集约经营的耕作方式下, 每年向土壤施入大量的化肥超过了作物的吸收量, 在灌溉量较大的管理措施下, 氮素通过淋溶而大量损失, 存在地下水体的非点源污染潜势。而历城区和桓台县由于氮肥投入量不高, 氮淋失负荷也较小, 但仍占肥料投入量的比例仍为 10% 左右。可见, 氮肥投入量是影响氮淋失的关键因素。

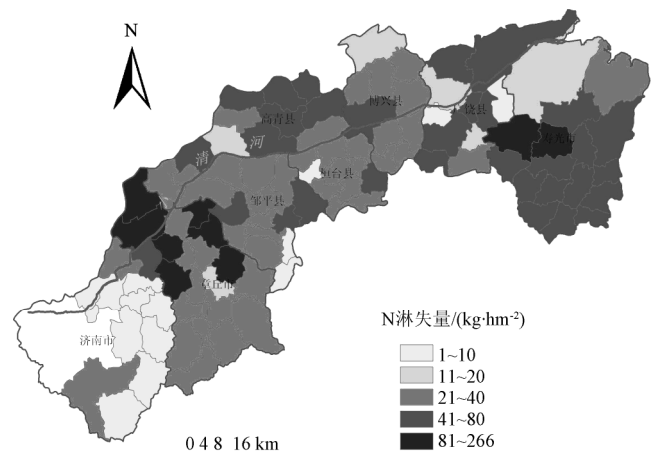
表 6 小清河流域各县每年硝态氮淋失量占氮肥输入的比例
Table 6 Proportion of N leaching to N fertilizer input in Xiaoqing River basin

	N 淋失量/t	氮肥输入/t	氮淋失占肥料投入的比例/%
历城区	630	5 993	10.5
章丘市	9 047	99 661	9.1
桓台县	914	8 159	11.2
高青县	1 980	11 650	17.0
广饶县	2 184	21 398	10.2
寿光市	5 111	46 249	11.1
博兴县	1 499	9 967	15.0
邹平县	2 287	19 173	11.9
总计	23 653	222 250	10.6

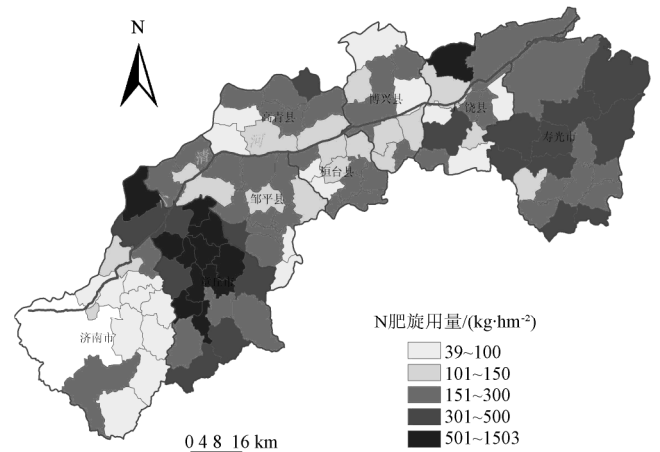
2.2.2 氮污染潜力空间分布特征

上述研究表明, 小清河流域的氮输出与局部区域的氮投入有关, 由于这些区域农业集约化程度高, 农业活动频繁导致氮输出量特别大, 因此在空间上标识出这些区域对于有效地进行流域的环境管理起着重要的作用。流域内气候条件、土壤形状、土地利用和农田管理措施等的差异较大, 而且是造成农田非点源污染来源不确定性和污染负荷潜力空间变异性大的重要原因。模拟结果表明, 小清河流域氮素淋失潜力情况的空间分布规律有

明显差别 (图 4), 总体趋势表现为章丘市和寿光市的模拟单元氮素淋失量要明显高于其他地区, 并且与氮肥施用量的空间分布规律大体一致 (图 4)。其中, 淋失量大于 $80 \text{ kg} / \text{hm}^2$ 的单元占 7.4%, 主要分布在章丘市和寿光市的部分地区。而最高值位于章丘市白云湖镇和刁镇, 分别为 266 和 $196 \text{ kg} / \text{hm}^2$, 主要由于该地区氮肥施用量分别达到了 1370 和 $1503 \text{ kg} / \text{hm}^2$, 经计算, 氮素淋失量分别占该地区氮肥施用量的 19.4% 和 13%。在寿光市也出现 2 个氮素淋失量高值区, 氮素淋失量分别为 81.8 和 $82.4 \text{ kg} / \text{hm}^2$, 分别占该地区氮肥施用量的 22% 和 24%。淋失量小于 $10 \text{ kg} / \text{hm}^2$ 的区域主要集中在流域上游的济南市历城区, 在桓台和广饶县也有零星分布, 其主要原因是氮肥施用量较少, 平均不到 $100 \text{ kg} / \text{hm}^2$, 通过栅格统计分析结果表明, 这部分模拟单元数量占整个流域的 14%。大部分地区的氮素淋失量都集中在 $20 \sim 40$ 和 $>40 \sim 80 \text{ kg} / \text{hm}^2$, 其单元数分别占 44% 和 27%, 主要分布在小清河两侧沿岸及寿光市大部分地区。通过以上分析可知, 造成氮素淋失的直接原因是高产农区和菜地的大量施肥, 且各地区之间肥料施用极不平衡, 土壤氮素潜在淋失的区域分布的差异将会越来越明显。因此, 合理利用地下水资源、节水农业及区域水氮管理, 必须对不同



a. 氮淋失量空间分布



b. 氮肥施用量空间分布

图 4 氮淋失量和氮肥施用量空间分布

Fig.4 Distribution of nitrogen leaching and fertilizer application

地区土壤养分状况和作物需肥规律进行充分研究, 提出各地区最佳的水肥管理策略。

3 模拟结果不确定性分析

由于区域农田生态系统的复杂性和非均质性, 区域模拟误差是不可避免的。非点源污染模拟中固有的 3 个误差源是: 1) 模型误差; 2) 输入误差; 3) 参数误差。模型误差来自于模型本身的缺陷, 即在正确的输入和参数估计的条件下, 模型简化了或不能对实际过程的描述; 输入误差来自原始资料项(如气象、土壤和管理措施等)输入信息或测量的误差; 参数误差来自没有经过验证和校正的模型。而不确定性分析是对这些误差源的不确定性的度量, 可以评价模型模拟结果的可信度以及政策的有效性。本研究中, 通过对模型进行多点位的验证, 基本排除了模型误差和参数误差导致的不确定的结果。然而由于区域数据的空间变异性, 输入误差成为非点源污染模拟结果不确定的主要因素。数据库是实现 DNDC 区域模型预测的核心, 需要综合考虑在研究区域内的土壤、气候、作物种类、耕作制度、农田管理措施等信息, 以使模型在尽可能接近真实的条件下模拟。因此本研究中输入误差主要来自 2 个数据库:

1) 作物管理数据库。此数据库是基于统计资料而建立的, 研究结果直接与统计资料的准确度紧密相关(尤其是耕地面积、作物播种面积), 尽管选择的数据是以 2006 年为基础的, 不能很好的反映目前的情况, 但这是当前能收集到的最全的以乡镇为单元的统计资料。其次, 由于统计资料没有灌溉量的数据, 因此模型用灌溉系数(有效灌溉面积除以耕地面积)来代替灌水量, 虽然在一定程度上能反映全流域的灌溉情景, 但不能很好地反映各地区实际灌溉量的差别。此外, 统计数据虽然有蔬菜地的播种面积, 但不能区分大田蔬菜地和设施蔬菜地的面积, 由于模型对这 2 种蔬菜种植方式模拟机制不同, 可能会造成模拟结果的偏差。因此尚需更多的研究来改进模型的输入参数, 提高区域模拟结果的精度。

2) 土壤属性数据库。众所周知, 土壤质地及其他一些土壤特性都显著地影响着氮的生物地球循环过程。在数据库中土壤有机碳、pH 值等一部分本底土壤参数取自二次土壤普查的数据, 也与当地实际情况有一定的差距。而且模型运行的前提就是每个模拟单元内部各种条件都是均匀的, 这一假设是不符合实际情况的, 尤其在土壤性质上, 全镇(乡)均匀是不可能的。如果有更精细的土壤分布图, 就可以把模拟单元进一步划小到村, 这样可以减小误差, 但误差仍然存在。既然误差不能消除, 就有必要在对任何模型产生的结果上附加一个误差范围。因此本研究中通过对土壤属性最高和最低值进行 2 次运行模型, 得到的是一个范围以便增加结果可靠性。

4 结论

1) 通过田间实测对模型验证表明, DNDC 模型较好地模拟了冬小麦/夏玉米轮作系统、大葱种植系统和

设施蔬菜种植系统氮素淋失量和水分淋失总量。这对模型进一步在不同作物系统中的应用提供了重要的科学依据。

2) 模拟结果表明, 2006 年小清河流域年均氮淋失负荷范围为 $10.44 \times 10^3 \sim 36.86 \times 10^3$ t, 平均为 23.65×10^3 t。以氮肥投入总量 222.2×10^3 t 计算, 该流域平均氮素流失量占氮肥投入的 10.6%。其中, 氮素潜在淋失总量较大的地区为章丘市、寿光市, 分别为 9×10^3 和 5.1×10^3 t, 占该市氮肥投入的 9.1% 和 11.1%, 两者之和占该流域氮淋失负荷总量的 60% 左右。主要由于这些地区蔬菜种植面积大, 氮肥投入量大, 而且在灌溉量较大的管理措施下, 已成为 N 素淋失较严重的地方。

3) 该流域单位面积氮素淋失情况的空间分布差别较大, 并且与氮肥施用量的空间分布规律大体一致。其中, 大部分地区的氮素潜在淋失量都集中在 $>20 \sim 40$ 和 $>40 \sim 80$ kg/hm², 其单元数分别占 44% 和 27%, 主要分布在小清河两侧沿岸及寿光市大部分地区。这为根据不同区域的实际情况进行水氮管理, 治理流域农田非点源污染提供了依据。

[参 考 文 献]

- [1] 方玉东, 封志明, 胡业翠, 等. 基于 GIS 技术的中国农田氮素养分收支平衡研究[J]. 农业工程学报, 2007, 23(7): 35—41.
Fang Yudong, Feng Zhiming, Hu Yecui, et al. Balance of field nitrogen nutrient input/output using GIS technology in China[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2007, 23(7): 35—41. (in Chinese with English abstract)
- [2] Chen L D, Peng H J, Fu B J, et al. Seasonal variation of nitrogen-concentration in the surface water and its relationship with land use in a catchment of northern China[J]. Journal of Environ. Sciences, 2005, 17(2): 224—231.
- [3] Hutson J L. LEACHM model description and user's guide [M]. Australia: School of Chemistry, Physics and Earth Sciences the Flinders University of South Australia, 2003.
- [4] Gassman P W, Reyes M R, Green CH, et al. The soil and water assessment tool: Historical development, applications, and future research directions [J]. Transactions of the ASABE, 2007, 50(4): 1211—1250.
- [5] Williams J R, Renard K G, Dyke P T. EPIC: A new method for assessing erosion's effect on soil productivity [J]. Journal of Soil and Water Conservation, 1983, 38(6): 381—383.
- [6] Yuan Y P, Bingner R L, Reibich R A. Evaluation of ANNAGNPS nitrogen loading in an agricultural watershed[J]. Journal of the American Water Resources Association, 2003, 39(2): 457—466
- [7] Knisel W G, Davis F M, Leonard R A, et al. GLEAMS version 2.10[M]. USDA-ARS, Coastal Plain Experiment Station, Southeast Watershed Research Laboratory. Tifton: Georgia, 1993.

- [8] Russell S K, John L K, Paul B D, et al. BASINS: Better assessment science integrating point and non-point sources[M]. U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water. Washington DC, USA: Springer, 1998: 1—24.
- [9] 刘博, 徐宗学. 基于 SWAT 模型的北京沙河水库流域非点源污染模拟[J]. 农业工程学报, 2011, 27(5): 52—61.
Liu Bo, Xu Zongxue. Simulation of non-point source pollution in the Shahe Reservoir catchment in Beijing by using SWAT model[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering (Transactions of the CSAE), 2011, 27(5): 52—61. (in Chinese with English abstract)
- [10] 孙丽娜, 梁冬梅, 马继力. 辽河源头区典型小流域农业非点源污染模拟[J]. 中国农村水利水电, 2011(5): 33—36.
Sun Lina, Liang Dongmei, Ma Jili. Simulation of Non-point Pollution at Watershed Scale: a Case Study of the Source Areas of the Liaohe River[J]. China Rural Water and Hydropower, 2011(5): 33—36. (in Chinese with English abstract)
- [11] 高海鹰, 黄丽江, 张奇, 等. 不同降雨强度对农田土壤氮素淋失的影响及 LEACHM 模型验证[J]. 农业环境科学学报, 2008, 27(4): 1346—1352.
Gao Haiying, Huang Lijiang, Zhang Qi, et al. Nitrogen Leaching Under Different Rainfall Intensities for Agricultural Soils-Laboratory Experiments and Numerical Modeling Using LEACHM[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2008, 27(4): 1346—1352. (in Chinese with English abstract)
- [12] Qiu J, Wang L, Tang H, et al. Studies on the situation of soil organic carbon storage in croplands in northeast of China[J]. Chinese Agricultural Sciences, 2005, 4(8): 594—600
- [13] Smith P, Smith J U, Powlson D S, et al. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments[J]. Geoderma, 1997, 81: 153—225.
- [14] Li C, Qiu J, Frolking S, et al. Reduced methane emissions from large scale changes in water management of China's rice paddies during 1980—2000[J]. Geophysical Research Letters, 2002, 29(20): 331—334.
- [15] Qiu J J, Li H, Wang L G, et al. GIS-model based estimation of nitrogen leaching from croplands of China[J]. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 2011, 90: 243—252.
- [16] 李晓鹏, 张佳宝, 刘金涛, 等. 天然文岩流域土壤水分渗漏和氮素淋失模拟[J]. 环境科学, 2009, 30(3): 864—869.
Li Xiaopeng, Zhang Jiabao, Liu Jintao, et al. Simulating Soil Water Drainage and Nitrogen Leaching in Tianranwenyanqu Basin[J]. Environmental Science, 2009, 30(3): 864—869. (in Chinese with English abstract)
- [17] 李虎, 王立刚, 邱建军. DNDC 模型在农田氮素渗漏淋失中的应用[J]. 应用生态学报, 2009, 20(7): 1591—1596.
Li Hu, Wang Ligang, Qiu Jianjun. Applied DNDC model for the simulation of cropland nitrate leaching[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 2009, 20(7): 1591—1596. (in Chinese with English abstract)
- [18] 黄秀梅, 申广荣, 周培. 基于模型的上海郊区地下水氮素非点源污染特征研究[J]. 农业环境科学学报 2011, 30(7): 1378—1384.
Huang Xiumei, Sheng Guangrong, Zhou Pei. Modeling Impacts of Cropland Non-point Source Nitrogen Pollution on Groundwater in a Suburban Area of Shanghai, China[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2011, 30(7): 1378—1384. (in Chinese with English abstract)
- [19] 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, D9: 9759—9776.
- [20] Li C, Frolking S E, Harris R C, et al. Modeling nitrous oxide emissions from agriculture: a Florida case study[J]. Chemosphere, 1994, 28(7): 1401—1415.
- [21] Li C, Mosier A, Wassmann R, et al. Modeling greenhouse gas emissions from rice-based production systems: sensitivity and upscaling[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2004, 18, GB1043.
- [22] 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: 116—130.
- [23] 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, G02020.

Simulation of potential nitrate leaching in croplands of typical watershed around Bohai Bay using DNDC model

Li Hu^{1,2}, Qiu Jianjun^{1,2*}, Gao Chunyu^{1,2}, Wang Ligang^{1,2}

(1. Key laboratory of non-point source pollution controlling of Ministry of Agriculture, Beijing 100081, China;

2. Institute of Natural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China)

Abstract: Nitrogen (N) leaching from agricultural systems plays a key role in the water contamination. Quantifying potential nitrogen leaching at watershed scale is important for providing mitigation policies or strategies. Taking the typical small watershed-Xiaoqinghe basin around Bohai Bay as an example, this paper selected the denitrification-decomposition model (DNDC), combined with detailed soil hydrological and biogeochemical processes, to predict nitrogen leaching of croplands in the watershed under the support of GIS database. The results showed that simulations of the DNDC model was reasonable and had good agreement with observations of annual amounts of leached water and rates of nitrate leaching from 3 typical cropping systems in Xiaoqing River basin. According to the tested DNDC model, the potential N leaching loads ranged from 10.44×10^3 to 36.86×10^3 t, with an average of 23.65×10^3 t in the watershed in 2006. Taking the amount of total N fertilizer applied 222.2×10^3 t in that year, the average N leaching accounted for 10.6% of the total N fertilizer input. The spatial distribution of N leaching among all the towns in the watershed varied greatly due to the differences in climatic conditions, soil properties, as well as farm management practices, which was similar to the distribution of the fertilizer application rate. The amount of N leaching in most regions mainly varied in a range of 20-80 kg/hm². These regions mainly distributed along the Xiaoqing River and Shouguang city. The study also concluded that it is necessary to reduce potential N leaching rates according the practical conditions in different regions of the watershed.

Key words: nitrogen, leaching, models, small watershed, croplands