植物营养与肥料学报 2012,18(1):77-88
Plant Nutrition and Fertilizer Science

稻麦轮作农田氮素循环的 DNDC 模型分析

夏文建[1,2], 周 卫[1*], 梁国庆[1], 王秀斌[1], 孙静文[1], 李双来[3], 刘光荣[2]
(1 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所,北京 100081; 2 江西省农业科学院土壤肥料与资源环境研究所,南昌 330200; 3 湖北省农业科学院植保土肥所,武汉 430064)

摘要: 基于长江中下游稻麦轮作体系的氮肥施用田间试验,采用 Denitrification-Decomposition model(DNDC)模型研究了气候条件、土壤属性、农业管理等输入因素的不确定性对子粒产量、作物氮吸收、氨挥发、N_2O 排放等预测结果的影响。结果显示,采用 DNDC 模型模拟的土壤氨挥发速率和 N_2O 排放通量与田间实测结果较为吻合,氨挥发通量模拟值与实测值相关系数为 0.688,N_2O 排放通量模拟值与实测值相关系数为 0.528,均达极显著水平,表明 DNDC 模型预测农田土壤氮素具有较高可信度。模拟结果显示,气温和氮肥用量是影响作物产量和吸氮量的关键因素;土壤氨挥发主要受氮肥品种影响,并随氮肥用量增加而增加;土壤 N_2O 排放主要受温度、土壤 pH 值、土壤有机碳含量的影响。为使 DNDC 能更有效地估算氨挥发和 N_2O 排放,有必要获取更翔实的资料以减少输入数据的不确定性。

关键词: 稻麦轮作; 氮循环; DNDC 模型; 敏感性分析
中图分类号: S153.6+1;O242.1　　**文献标识码**: A　　**文章编号**: 1008-505X(2012)01-0077-12

Evaluating the validity and sensitivity of the DNDC model to estimate nitrogen cycling in rice-wheat rotation system

XIA Wen-jian[1,2], ZHOU Wei[1*], LIANG Guo-qing[1], WANG Xiu-bin[1], SUN Jing-wen[1], LI Shuang-lai[3], LIU Guang-rong[2]
(*1 Agricultural Resources and Regional Planning Institute, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China; 2 Institute of Soil and Fertilizer & Resource and Environment, Jiangxi Academy of Agricultural Sciences, Nanchang 330200, China; 3 Institute of Plant Protection, Soil and Fertilizer, Hubei Academy of Agricultural Sciences, Wuhan 430064, China*)

Abstract: Based on in situ measurements of ammonia volatilization and nitrous oxide (N_2O) emission from a wheat-rice rotation field, as a representative of cropping system in Yangtze Plain, the reliability and sensitivity of Denitrification-Decomposition model (DNDC) for forecasting nitrogen cycling and balance were tested in field scale, and influencing factors of various N cycling pathways were identified. A higher reliability was found between soil ammonia volatilization and N_2O emission simulated by DNDC model and field results, suggesting that the DNDC model could be used for describing nitrogen loss under different nitrogen fertilizer managements. According to sensitivity test on the DNDC model, both grain yield and crop N uptake were significantly affected by temperature and nitrogen application rate, ammonia volatilization was significantly influenced by fertilizer N type and nitrogen application rate, N_2O emission significantly affected by temperature, soil pH and soil organic carbon. More work is needed to improve the validation of DNDC model to estimate ammonia volatilization and N_2O emission.

Key words: rice-wheat rotation system; nitrogen cycling; DNDC model; sensitivity analysis

收稿日期: 2011-03-21　　**接受日期**: 2011-09-15
基金项目: 国家重点基础研究发展计划课题(2007CB109307);公益性行业(农业)科研专项(201003016);国家水稻产业技术体系课题;中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金资助。
作者简介: 夏文建(1982—),男,湖北人,博士,主要从事养分循环研究。E-mail: xiawenjian@163.com
* 通讯作者 Tel: 010-82108671, E-mail: wzhou@caas.ac.cn

氮素是作物生长需求最多的营养元素之一,也是我国土壤的主要养分限制因子[1]。随着人口增长和经济发展对粮食的需求,我国氮肥投入量逐年增加,2009年农业纯氮消费量高达2329.9万吨[2]。大量的氮肥投入对农田生态系统造成了冲击,水、土壤、大气等环境风险日益严峻。鲁如坤[3]分析我国南方6省农田养分平衡认为,氮素处于盈余过量且有继续增大的趋向。华北平原小麦季农民习惯施氮量高达N 369 kg/hm^2,而最优施氮量只有N 128 kg/hm^2[4]。Sun等[5]计算我国农业生产体系氮素表观平衡,结果显示耕地氮盈余量高达N 142.8 ~ 168.6 kg/hm^2。单纯依靠化肥难以保障我国粮食的安全[6],反而由于氮肥的大量施用带来了巨大的环境风险[7]。因此定量研究农田中的氮素平衡,准确估算作物吸收、土壤残留、氨挥发、硝化反硝化、氮淋溶等输出途径,对于提高氮肥利用率及有针对性的采取相应措施降低氮素向水体和大气中的排放具有重要的意义。

我国不同地区已有较多关于农田氮素循环方面的研究,如长江三角洲[7-8]、华北平原[4]、西南地区[9]等,区域上氮平衡研究已有国家层面等大尺度下的估算与模拟[5, 10-13]。然而不同研究者所获得的结论差异非常大。方玉东[10]采用GIS技术计算我国农田氮盈余为265万吨;陈敏鹏[11]计算农田表观氮盈余为640万吨;而王激清[12]的计算结果为1301.2万吨;刘忠等[13]采用养分平衡决策支持系统估算从1978年到2005年氮盈余量从1054.7万吨一直上升到2867.1万吨。不同研究者估算农田系统氮的输出总量均采用表观农田养分收支平衡模型,由于很多参数获取困难,大多采用前人研究的平均值[12-15],从而导致估算结果迥异。生态系统地球化学模型Denitrification-Decomposition Model (DNDC)为农田氮素循环评估提供了新的思路,已在不同的土壤环境、农业管理措施和气候条件下温室气体排放的模拟预算上接受过检验[16-17],并已用于国家尺度有机碳库[18]和氮平衡[19]的总量评价。DNDC模型是对土壤碳、氮循环过程进行全面描述的机理模型[20],但其验证研究主要在N_2O排放上,氮素循环相关验证报道较少,在长江中下游江汉平原稻麦轮作体系的应用更鲜见报道。

本研究以在湖北省农业科学院进行的稻麦轮作体系的氮肥施用田间试验为基础[21-22],采用DNDC模型研究了稻麦轮作体系氮素循环与平衡特征,探讨了气候条件、土壤属性、农业管理等输入因素的不确定性对子粒产量、作物氮吸收、氨挥发、N_2O排放等预测结果的影响,研究结果为进一步采用模型技术进行区域养分平衡估测提供理论依据。

1 材料与方法

1.1 试验设计

试验于2007年10月至2008年10月设置在湖北省农业科学院南湖实验站(经度114°03′,纬度30°35′),该地区位于长江中下游平原,属于典型的亚热带季风气候区。年平均日照时数为2079.5 h,日平均气温≥10℃的总积温为5189.4℃,年降水量1300 mm左右,年蒸发量1500 mm,无霜期230 ~ 300 d。土壤类型为黄棕壤发育的水稻土。主要粮食作物种植方式为小麦-水稻轮作。根据实地调查当地习惯施氮量布置试验,作为当地基准管理方案。小麦季施氮量N 225 kg/hm^2,11月1日施基肥,3月27日追肥,基肥和追肥分别为50%;水稻季施氮量为N 210 kg/hm^2,6月11日施基肥,7月23日追肥,基肥和追肥分别为50%。氮肥品种为尿素。另外设置推荐施氮方案,具体推荐方法见前篇论文描述[21-22],小麦季与水稻季氮肥用量分别为N 157.5 kg/hm^{2}和147 kg/hm^2,其他措施与基准方案相同,用于对DNDC模型在较低施氮水平下模拟验证。试验地详情及详细设计见参考文献[21-22]。

1.2 DNDC模型及输入参数

DNDC(Denitrification-Decomposition Model)模型(http://www.dndc.sr.unh.edu/)是美国New Hampshire大学发展起来的[20],该模型是对土壤碳、氮循环过程进行全面描述的机理模型,适用于点位和区域尺度的任何气候带的农业生态系统,是目前国际上最广泛运用的生物地球化学模型之一[15-17]。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。模型从建立到发展已经过大量而广泛的试验验证,在跨越气候带及土地利用类型的情况下,DNDC不经内部参数调整,可以在数量和动态方面比较接近地模拟多种碳、氮的库量和流量[20,23-25]。

DNDC模型中所输入的基本数据包括基础地理信息、气候信息、土壤性质等,采用当地实际调查情况。土地利用类型为水稻田,质地为砂质粘壤土,粘粒含量20.0%,容重1.34,土壤pH为6.3,土壤有机碳含量(SOC)为C 12 g/kg。气象数据采用试验当年逐日最高、最低气温和降水量,降水中氮浓度为1.6 mg/L。小麦季最佳产量为C 1800 kg/hm^2,水稻季最

佳产量 C 3300 kg/hm^2,秸秆还田率 10%。每年耕作 2 次,小麦播种前(11 月 1 日)耕地 10 cm,水稻移栽前(6 月 11 日)犁地 20 cm。水稻季淹水两次为 6 月 11 日至 7 月 10 日,7 月 17 日至 9 月 11 日,长期淹水 10 cm;灌溉 2 次为 6 月 11 日和 7 月 17 日,灌溉水深 10 cm。氮肥施用情况与实验设计方案一致。大气 NH_3 和 CO_2 含量,土壤持水层深度,土壤有机碳库及腐殖质腐解系数等采用模型默认值。

1.3　DNDC 模型的灵敏度分析

模型对参数的敏感性反映了模型对于每一个输入参数变化的输出响应强弱。高敏感性参数的微小变化会造成模拟结果的较大变化,而低敏感性参数的变化则对输出结果影响不大。因此,模型中的高敏感性输入参数在模拟时是需要仔细考虑的。敏感性指数(Sensitivity index,S)能判断这些因素对模型输出结果的影响程度,从而识别出对模型结果影响较为敏感的参数,作为模型参数调试与优化的对象,以便最大限度地降低高敏感性参数的误差,有效缩小将来模型估计的不确定性范围[26-27]。敏感性指数计算公式[26]如下:

$$S = \frac{(O_2 - O_1)/O_{avg}}{(I_2 - I_1)/I_{avg}}$$

式中: S 是相对敏感性指数; I_1、I_2 分别为输入参数的最小值和最大值; I_{avg} 是 I_1 和 I_2 的平均值; O_1、O_2 分别对应于 I_1 和 I_2 模型的输出值; O_{avg} 是 O_1 和 O_2 的平均值。S 值为 1 时表示当输入值相对均值改变一定比例时,模拟值也对应均值变化相同的比例。S 为负值时表示模拟值与输入参数为负相关。S 绝对值越大,表示输入参数对于模拟值的影响越大。由于 S 值无量纲,因此可用于不同参数之间的敏感性比较。

本研究中主要考虑气象因素(气温、降水量)、土壤条件(土壤粘粒含量、pH、SOC 等)和农艺管理措施等输入参数对作物产量、作物吸氮量、氨挥发和 N_2O 排放的影响。基础的情景(本底值)根据实验地点农业管理方式和当地的气候及土壤环境建立,而替代性情景(测试值)的输入参数是在基础情景的其他参数不变的情况下,分别改变这几种主要参数或改变管理措施(表 1),输入模型进行模拟。通过比较模拟结果,从而获得作物产量、作物吸氮量、氨挥发和 N_2O 排放量对各输入参数的响应方式和响应强弱。

1.4　数据处理

采用 Excel 2003 和 SPSS13.0 软件对数据进行统计分析。

表 1　模型敏感度分析参数的本底值和替代值

Table 1　The baseline and alternative scenarios for sensitivity analysis

	参 数 Parameters	本底值 Base value	测试值 Alternatives
气象因子 Climate factors	年均温 Annual temperature(℃)	18.3	16.3、20.3
	年降水量 Precipitation(mm)	1267	1013、1520
	降水中氮含量 Nitrogen in rainfall(mg/L)	1.6	0.8、1.2、2.0、2.4
土壤因子 Soil factors	粘粒含量 Clay content(%)	20	12、16、24
	土壤容重 Soil density(g/cm^3)	1.34	1.14、1.54
	土壤有机碳 Soil organic carbon(C g/kg)	12.0	9.6、10.8、13.2
	土壤 pH Soil pH	6.3	5.8、6.8、7.8
农艺管理措施 Agricultural managements	耕作深度 Tillage depth(cm)	20 (10) *	0、5、10、20、30
	秸秆还田率 PSRF(%)	10	0、40、80、100
	氮肥用量 N application rate(N kg/hm^2)	435	217.5、261、304.5、522
	氮肥管理 Nitrogen managements	TF	减量施氮 Reduced N、优化施氮 Optimized N
	氮肥品种 Nitrogen fertilizer types	尿素 Urea	$(NH_4)_2CO_3$、NH_3、NH_4NO_3、$(NH_4)_2SO_4$、KNO_3

注(Note): PSRF—Percentage of straw returned into the field; * —根据当地习惯水稻移栽前翻耕 20 cm,小麦播种前耕作 10 cm Tillage depth was 20 cm before rice transplanting, and 10 cm before wheat sowing; TF—传统施肥 Traditional fertilization.

2 结果与分析

2.1 模拟结果与实测值的对比分析

小麦生育期间,小麦苗期日平均气温为10.7℃(图1a),期间总降水量为55.7 mm,基准施氮和推荐施氮氨挥发通量峰值分别为N 0.39 kg/(hm^2·d)和0.24 kg/(hm^2·d)(图2),N_2O通量峰值分别为N 0.11 kg/(hm^2·d)和0.09 kg/(hm^2·d)(图3),DNDC模拟氨挥发通量峰值分别为N 1.39 kg/(hm^2·d)和0.24 kg/(hm^2·d),N_2O通量峰值分别为N 0.02 kg/(hm^2·d)和0.008 kg/(hm^2·d);越冬期平均气温为4.23℃,期间总降水量为110.6 mm,氨挥发和N_2O排放通量都很低接近0,无明显排放峰;分蘖后期至收获,日平均气温在18.9℃,期间降水丰富,总降水量为358.1 mm,基准方案与推荐施氮氨挥发通量峰值分别为N 1.48 kg/(hm^2·d)和1.24 kg/(hm^2·d),N_2O通量峰值分别为N 0.11 kg/(hm^2·d)和0.10 kg/(hm^2·d),DNDC模拟结果为氨挥发N 0.79 kg/(hm^2·d)和0.18 kg/(hm^2·d),N_2O通量为N 0.52 kg/(hm^2·d)和0.14 kg/(hm^2·d)(图2、图3)。水稻生育期间,移栽至分蘖前期日平均气温为28.1℃(图1b),期间降水丰富,总量为285 mm,基准方案与推荐施氮氨挥发通量峰值分别为N 2.98 kg/(hm^2·d)和2.26 kg/(hm^2·d),N_2O通量峰值分别为N 0.15 kg/(hm^2·d)和0.11 kg/(hm^2·d),DNDC模拟氨挥发峰值分别为N 1.32 kg/(hm^2·d)和0.24 kg/(hm^2·d),N_2O通量分别为N 0.12 kg/(hm^2·d)和0.02 kg/(hm^2·d)(图4、图5);分蘖盛期至孕穗期,日平均气温为29.9℃,总量为62.1 mm,基准方案与推荐施氮氨挥发通量峰值分别为N 8.3 kg/(hm^2·d)和5.7 kg/(hm^2·d),N_2O通量峰值分别为N 0.18 kg/(hm^2·d)和0.13 kg/(hm^2·d),DNDC模拟氨挥发通量分别为N 13.1 kg/(hm^2·d)和2.42 kg/(hm^2·d),N_2O通量分别为N 0.43 kg/(hm^2·d)和0.15 kg/(hm^2·d)(图4、图5);孕穗至成熟收获期日平均气温为25.1℃,总降水量为316.1 mm,基准方案与推荐施氮氨挥发通量峰值分别为N 1.14 kg/(hm^2·d)和1.07 kg/(hm^2·d),N_2O通量峰值均为N 0.02 kg/(hm^2·d),DNDC模拟氨挥发分别为0.01kg/(hm^2·d)和0,N_2O通量为N 0.12kg/(hm^2·d)和0(图4、图5)。

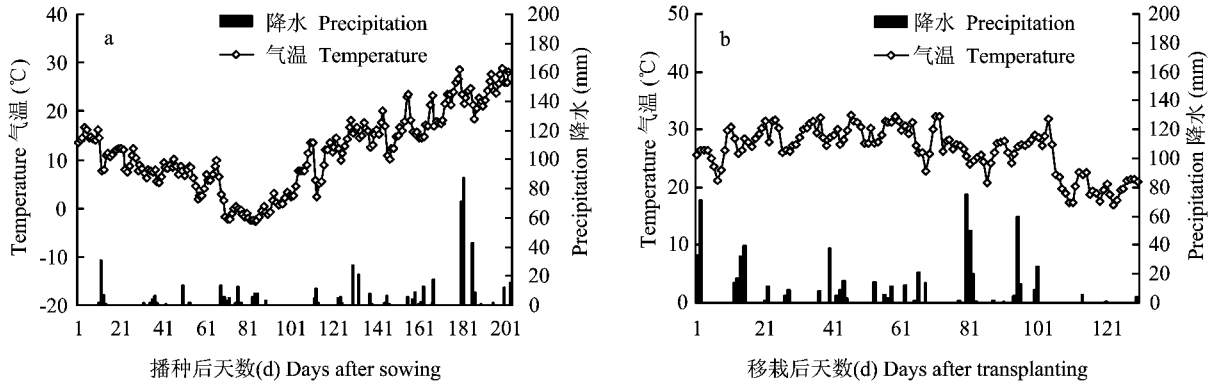

图1 作物生育期逐日气温及降水量

Fig. 1 Change in precipitation and daily temperature during crop growing season

[注(Note): a—小麦 wheat; b—水稻 Paddy rice]

可见,DNDC模型对稻麦轮作体系下氨挥发和N_2O排放的模拟,能很好捕捉到排放峰,并在排放通量数值上与实测结果接近。不同季节条件和施氮方案下模拟结果与测试结果比较显示:小麦季气温在0℃左右时氨挥发和N_2O排放通量接近0,在低温(10℃左右)少雨的冬前,基准方案氨挥发模拟结果偏高,而温度较高降雨丰富的时节,基准方案模拟结果与实测比较接近,而推荐施氮模拟结果偏低;N_2O排放通量在小麦季冬前模拟值偏低,在小麦生长后期由于作物生长成熟,为减少N_2O测试对产量的影响,故没有测定N_2O排放,而模拟结果显示该阶段却是N_2O排放不能忽略的时期,这和该时期温度升高,降水丰富有密切关系。DNDC模拟结果能较好地捕捉到水稻季氨挥发和N_2O排放峰,模拟值与实测值也较为接近。氨挥发模拟结果与实测相比,习惯施氮处理在整个水稻生育期都比较接近,而推荐施氮模拟结果比实测结果偏低;N_2O排放模拟结果与实测相比,水稻晒田期间习惯施氮模拟和实测均

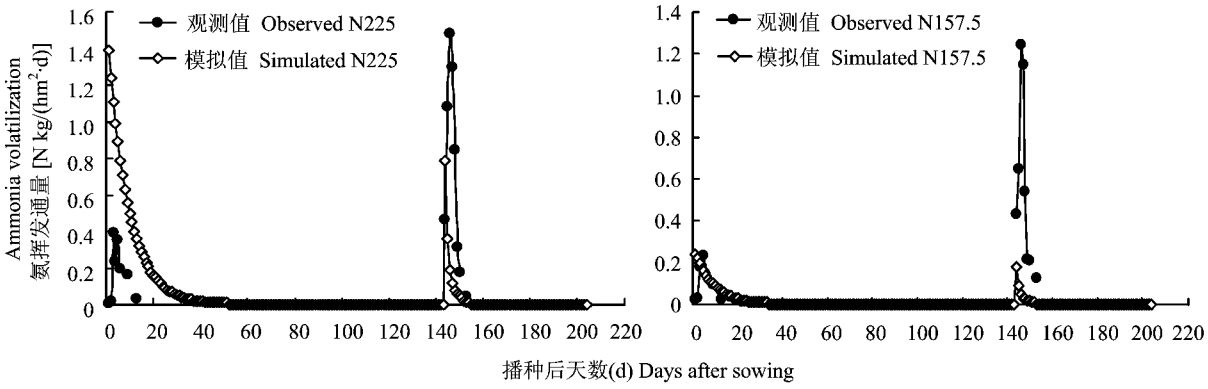

图 2　小麦季氨挥发通量 DNDC 模拟结果与实测对比

Fig. 2　Observed versus simulated ammonia flux during wheat growing season

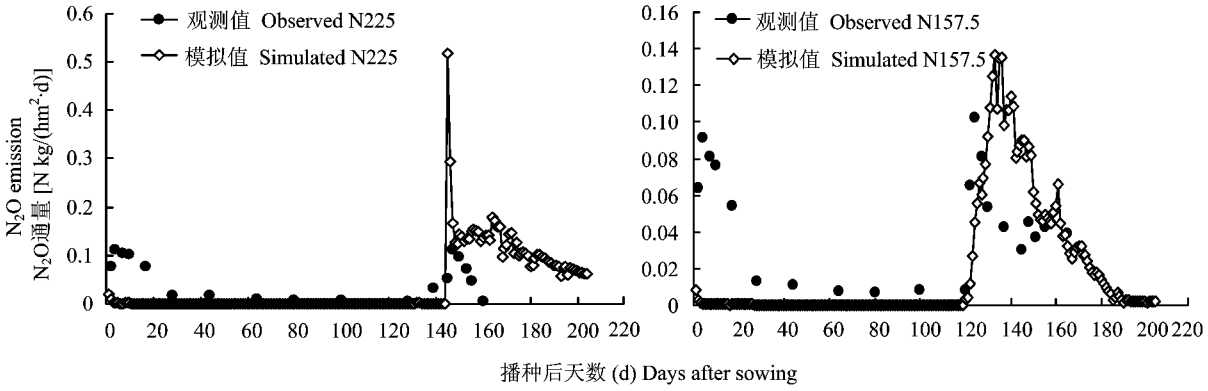

图 3　小麦季 N_2O 排放通量 DNDC 模拟结果与实测对比

Fig. 3　Observed versus simulated N_2O flux during wheat growing season

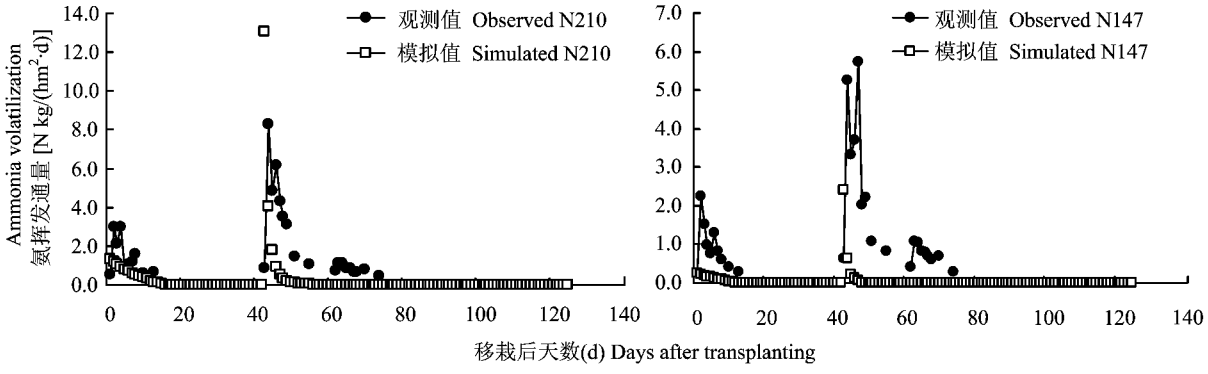

图 4　水稻季氨挥发通量 DNDC 模拟结果与实测对比

Fig. 4　Observed versus simulated ammonia flux during paddy rice growing season

有较明显的脉冲排放,而推荐施氮模拟结果该现象不明显。DNDC 模型对氨挥发与 N_2O 排放通量的模拟,氮肥用量较高的基准方案要优于氮肥用量较低的推荐施氮。

2.2　模型拟合度分析

DNDC 模拟结果与观测值的对比可看出,在高量施氮条件下氨挥发模拟结果与实测值比较接近,高温时节低量施氮条件下可能存在模拟值偏低;而 N_2O 排放通量 DNDC 模拟结果在稻麦轮作中高温和降水丰富的时期比较接近,而低温时的小麦冬前存在模拟值偏低的现象。为进一步评估模拟结果对整个轮作体系中氨挥发和 N_2O 排放拟合效果,对其进

行相关性比较。分析中去除模拟结果中的奇异点(模拟值与实测值比值>20或小于0.1的点),氨挥发模拟中选用72个点(图6 a),N_2O排放中选用68个点(图6 b)。结果表明,在整个稻麦轮作系统,总施氮量为N 304.5～435 kg/(hm^2·yr)时,氨挥发通量模拟值与实测值的线性拟合方程为y=0.262x+0.135,相关系数0.688,N_2O排放通量模拟值与实测值拟合方程为y=1.136x+0.026,相关系数0.528,均达极显著水平。

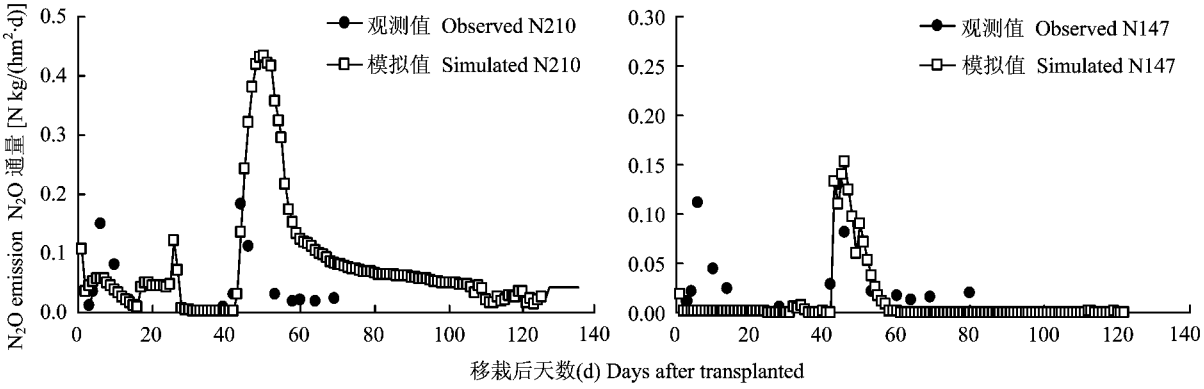

图5 水稻季N_2O排放通量DNDC模拟结果与实测对比

Fig. 5 Observed versus simulated N_2O flux during paddy rice growing season

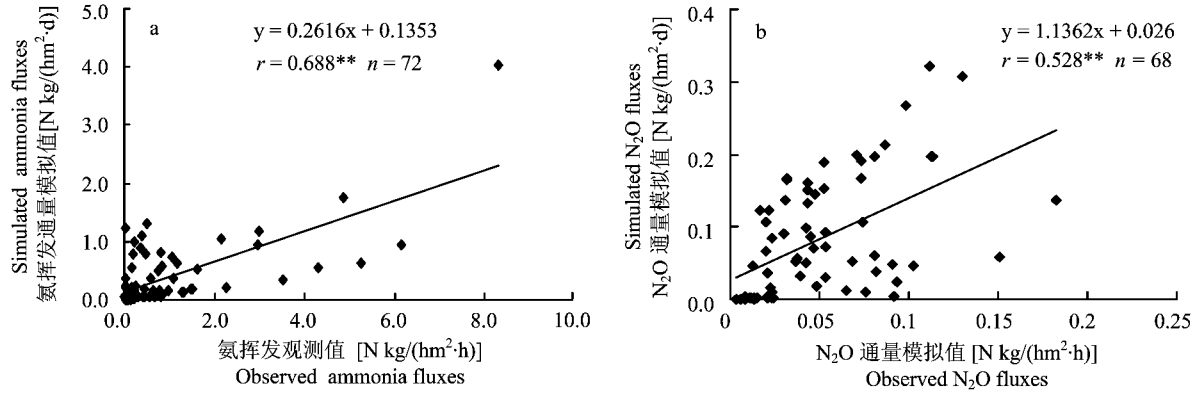

图6 稻麦轮作体系氨挥发及N_2O排放通量模拟结果与实测结果的相关比较

Fig. 6 Correlation between the DNDC model simulated and observed ammonia fluxes or N_2O fluxes for the paddy rice-wheat rotation system

[注(Note):a—氨挥发 Ammonia volatilization; b—N_2O排放 N_2O emission.]

2.3 模型敏感性分析

DNDC模拟子粒产量受气温、氮肥用量和氮肥管理措施影响较大,气温降低或减少氮肥用量会降低作物产量(表2)。作物吸氮量结果与子粒产量相似,减少氮肥用量会明显降低作物吸氮量,但作物吸氮量是随温度升高而降低。同样,优化施氮产量与传统施氮相近,氮吸收量有所降低。降水量以及降水中的氮含量等气象因子,土壤容重、有机碳含量、pH值等土壤环境,以及耕层深度、秸秆还田率、氮肥种类等管理措施对稻麦轮作系统子粒产量和作物吸氮量影响不明显。

土壤氨挥发主要受氮肥品种、氮肥用量和氮肥管理措施影响,其次是气温、土壤pH值、土壤有机质含量,耕作深度和秸秆还田率也有较大影响(表2)。肥料品种中无水氨和碳铵的氨挥发损失最大,而硝酸钾的损失最低。氨挥发损失量随着施氮量的减少而降低,但施氮量在N 304.5 kg/hm^2以下时,减少施氮量氨挥发损失量降低不明显。在年均气温16.3～20.3℃范围,随着气温的升高,氨挥发损失量反而降低。土壤pH在5.8～7.8范围,随着pH升高氨挥发量损失增加。当土壤有机碳在C 9.6～14.4 g/kg范围时,土壤氨挥发损失随着土壤有机碳

表 2　主要影响因子对稻麦轮作体系作物子粒产量和氮输出的敏感性分析

Table 2　Sensitivity of grain yield and nitrogen output to influencing factors for paddy rice-wheat rotation system

影响因子 Influencing factors		子粒产量 Grain yield (C kg/hm^2)	作物吸氮量 Crop N uptake (N kg/hm^2)	氨挥发 NH_3 volatilization (N kg/hm^2)	N_2O 排放 N_2O emission (N kg/hm^2)
基准 Baseline		4886	247.3	16.8	32.6
气温(℃)	16.3	4459	243.4	25.4	21.4
Temperature	20.3	4801	228.8	10.7	63.4
降水量(mm)	1013	4824	239.1	18.2	36.4
Precipitation	1520	4937	248.8	17.0	42.5
粘粒含量(%)	12	5015	255.1	14.1	49.0
Clay content	16	4987	254.1	15.3	37.4
	24	4761	238.0	18.7	29.4
容重(g/cm^3)	1.14	4883	247.2	19.9	29.2
Soil bulk-density	1.54	4907	247.4	14.3	38.2
土壤有机碳(C g/kg)	9.6	4883	247.2	20.6	26.5
Soil organic carbon	10.8	4883	247.2	18.6	29.5
	13.2	4890	247.4	15.2	37.1
土壤 pH	5.8	4888	247.3	20.2	18.8
Soil pH	6.8	4844	247.2	22.5	35.6
	7.8	4857	247.3	24.5	13.2
耕作深度(cm)	0	4889	247.3	20.3	24.6
Tillage depth	10	4890	247.3	18.3	26.6
	20	4889	247.4	14.9	39.5
	30	4896	247.5	12.9	36.2
秸秆还田率(%)	0	4886	247.3	17.8	30.2
Percentage of straw returned	40	4887	247.3	14.7	41.3
into the field	80	4890	247.3	12.0	52.0
	100	4891	247.3	10.9	63.8
施氮量(N kg/hm^2)	217.5	3418	150.3	2.15	30.2
Nitrogen application rate	261	3884	189.3	2.82	34.1
	304.5	4295	215.8	3.76	32.6
	522	4859	247.3	30.8	40.6
氮肥管理方式	Op-N	4741	230.9	3.42	38.0
Nitrogen management	R-N	4295	215.8	3.76	32.6
氮肥品种	$(NH_4)_2CO_3$	4849	247.3	43.7	16.4
Nitrogen fertilizer types	NH_3	4853	247.4	68.7	16.2
	NH_4NO_3	4829	242.9	13.3	15.5
	$(NH_4)_2SO_4$	4895	247.3	15.1	17.5
	KNO_3	4750	241.1	7.27	14.7

注(Note): Op-N—优化施氮 Optimized N; R-N—减量施氮 Reduced N.

含量的增加而降低。随着耕作深度由0增加到30cm,氨挥发损失从N 20.3 kg/hm^{2}减少至N 12.9 kg/hm^2。随着秸秆还田率由0增加到100%,氨挥发损失由N 17.8 kg/hm^{2}减少到N 10.9 kg/hm^2。

土壤N_2O排放主要受温度、秸秆还田率、土壤粘粒含量、土壤pH值、土壤有机碳含量及耕作深度的影响,其次受土壤容重、降水和氮肥用量和管理措施的影响(表2)。年均气温由16.3℃增加到20.3℃时,N_2O排放量由N 21.4 kg/hm^{2}增加到N 63.4 kg/hm^2,增加了197%。秸秆还田率越高,N_2O排放量越大,秸秆残留从0增加到100%时,N_2O排放量从N 30.2 kg/hm^{2}增加到N 63.8 kg/hm^2,增加了一倍以上。土壤pH在中性左右(6.8)时N_2O排放量较大,偏碱性或偏酸性条件下土壤N_2O排放量均下降。N_2O排放量随着土壤有机碳含量增加而增加。耕作0—20 cm时随着耕作深度的增加N_2O排放量增加,但耕作30 cm时N_2O排放量发生下降。随着土壤容重增加,N_2O排放量增加。降水对N_2O排放的影响比较复杂,较高的降水和较低的降水量N_2O排放量均比基准值高。肥料品种对其影响较小。增加氮肥用量会引起N_2O排放增加,但减少氮肥用量N_2O排放降低不明显(表2)。敏感性指数(S值)表示当输入值相对均值改变一定比例时,模拟值也对应均值变化相应的比例,表示输入参数对于模拟值的影响的大小,可用于不同参数之间的敏感性比较。敏感性指数计算结果(表3)可以看出,主要输入参数对于作物产量和作物吸氮量的敏感性均较低,仅施氮量相对较高为0.21和0.30,其次是温度为0.17和 -0.14;温度和施氮量对于氨挥发结果的敏感性指数很高,分别为-1.87和1.06,其

表3 稻麦轮作体系作物产量和氮输出的敏感性指数

Table 3 Sensitivity indices (S) of grain yield and nitrogen output for paddy rice-wheat rotation system

参数 Parameters	取值范围 Range	基准 Baseline	敏感指数 Sensitivity index(S)					
			产量 Yield	作物吸氮 N uptake	氨挥发 NH_3 volatilization	N_2O 排放 N_2O emission	N淋溶 N leaching	径流 Runoff
气温(℃) Temperature	16.3～20.3	18.3	0.17	-0.14	-1.87	2.27	-0.36	-2.62
降水(mm) Precipitation	1013～1520	1267	0.03	0.05	-0.09	0.19	0.37	1.43
降水中氮浓度(mg/L) Nitrogen in rainfall	0.8～2.4	1.6	ns	ns	0.01	ns	0.01	0.04
粘粒含量(%) Clay content	12～24	20	-0.04	-0.05	0.21	-0.38	0.26	0.25
容重(g/cm^3) Density	1.14～1.54	1.34	0.01	ns	-0.55	0.45	0.52	-0.37
土壤有机碳(C g/kg) Soil organic carbon	9.6～14.4	12.0	ns	ns	-0.38	0.42	-0.12	-0.18
土壤pH Soil pH	5.8～7.8	6.3	-0.01	ns	0.32	-0.59	0.14	-0.23
耕作深度(cm) Tillage depth	0～30	20	ns	ns	-0.11	0.10	ns	-0.08
秸秆还田率(%) PSRF	0～100	10	ns	ns	-0.12	0.18	-0.01	-0.06
氮肥用量(N kg/hm^2) Nitrogen fertilizer rate	217.5～522	435	0.21	0.30	1.06	0.18	0.44	1.10

注(Note): PSRF —Percentage of straw returned into the field; ns—表示敏感性指数趋近于0 Means the S value trend to 0.

次是土壤容重、土壤 SOC 和 pH 值,分别为 -0.55、-0.38 和 0.32;温度对于 N_2O 排放敏感性指数很高,达 2.27,其次是土壤 pH 值、土壤容重和土壤有机碳含量,分别为 -0.59、0.45、0.42。土壤容重和施氮量对于硝态氮淋失敏感性指数较高为 0.52 和 0.44,其次是降水和温度,分别为 0.37 和 -0.36;温度、降水和施氮量对于氮径流损失的敏感指数很高,分别达 -2.62、1.43 和 1.10,其次是土壤容重,敏感指数为 -0.37。

3　讨论

3.1　稻麦轮作体系氨挥发与 N_2O 排放特征

长江中下游地区稻麦轮作体系氨挥发与 N_2O 排放存在明显的季节规律。小麦季氨挥发和 N_2O 排放主要发生在温度较高的拔节期,其次是基肥施用后的一段时间(图 2、图 3)。氨挥发主要集中在施肥后一周左右,低温时氨挥发持续时间较长。在小麦越冬期间气温 0℃ 左右时,氨挥发和 N_2O 排放通量均很低,接近 0。可见,小麦季氨挥发和 N_2O 排放通量主要受温度影响,其次是降水。与 Tian[28] 等在太湖区冬小麦上的研究结论一致。水稻季氨挥发通量明显较小麦季高(图 2、图 4),在氮肥施用后氨挥发强度大,持续时间较小麦季短,但总损失量较大。水稻季 N_2O 排放主要集中在非淹水阶段(图 5),中期烤田是 N_2O 排放的关键时期[29]。可见,田间水分环境和较高温度是水稻季氨挥发损失大的主要原因,而晒田时的水热环境变化是引起 N_2O 排放的主要因素。

3.2　DNDC 模型的敏感性分析

DNDC 模型不同的输出结果对于各输入参数的敏感性不同。气温和氮肥用量是影响作物产量和吸氮量的关键因素(表 2、表 3),气温降低或减少氮肥用量会降低作物产量(表 2)。减少氮肥用量会明显降低作物吸氮量,但作物吸氮量随温度升高却降低(表 2),其原因可能与作物的光合效率有关,高温提高了氮素的农学效率。降水量以及降水中的氮含量等气象因子,土壤容重、有机碳含量、pH 值等土壤环境,以及耕层深度、秸秆还田率、氮肥种类等管理措施对作物产量和吸氮量影响较小,敏感性指数较低(均小于 0.1)。

土壤氨挥发主要受氮肥品种影响,施铵态氮肥氨挥发损失远高于硝态氮肥(表 2);其次是氮肥用量,氨挥发损失量随着施氮量的减少而降低,随土壤有机碳含量的增加而降低;随着 pH 升高氨挥发损失增加;随温度升高氨挥发反而降低,其原因还有待进一步的调查研究。氨挥发随着耕作深度增加而减少,可能是耕作使土壤疏松,有利于肥料在土壤中的吸附保存。土壤氨挥发敏感性指数(绝对值)的大小依次为温度 > 氮肥用量 > 容重 > 土壤有机碳 > pH > 粘粒含量;其他因素如降水、秸秆还田率、耕作深度等敏感性指数较低(低于 0.2)。随着秸秆还田率增加,氨挥发损失量降低,可能与秸秆腐解过程中微生物对铵态氮的利用有关。Jansson 等[30] 研究麦秸分解时发现,微生物对铵态氮的吸收量要大于硝态氮,由于微生物对铵态氮的生物固定,减少了土壤中铵态氮浓度,从而降低了氨挥发损失。

随着温度升高,土壤硝化和反硝化作用增强,N_2O 排放量急剧增加(表 2)。秸秆还田率越高,N_2O 排放量越大,秸秆残留从 0 增加到 100% 时,N_2O 排放量从 N 30.2 kg/hm^2 增加到 N 63.8 kg/hm^2,增加了一倍以上,因此在采取秸秆还田措施时应该考虑到增加 N_2O 排放的风险。增加氮肥用量会引起 N_2O 排放增加,但减少氮肥用量 N_2O 排放降低不明显。对土壤 N_2O 排放敏感性指数(绝对值)的大小依次为温度 > pH > 容重 > 土壤有机碳 > 粘粒含量;降水、施氮量、秸秆还田率及耕作深度等敏感性指数较低(低于 0.2)。

由敏感性指数可看出,作物产量和作物吸氮量、氨挥发、N_2O 排放、氮淋失和径流等氮输出结果对于输入参数的敏感性不同。气温和氮肥用量是影响作物产量和氮输出结果的关键因素,其次是土壤容重,它们在氮输出的各项指标中均有较高的敏感指数;对于氨挥发和 N_2O 排放来说还需要关注土壤有机碳含量和土壤 pH 值;对于氮素淋溶和径流损失的模拟来说降水量数据的影响较大。本文所用方法的敏感性分析属于局部参数敏感性分析[27],局部敏感性指数的绝对值可用于比较输入参数的相对重要性[26-27]。其采用的模型参数环境(如本例中的模型输入参数和本底值,见表 1)会影响各参数的敏感性指数大小和相对重要性的排列顺序,在不同参数环境下敏感性存在巨大的差异[27],因此在采用不同的基准参数时所得的结论不尽相同,比如 Gou[31] 在研究分析太湖地区稻麦轮作农田土壤中认为,小麦春季生长期 N_2O 排放受肥料品种、用量和施用深度等影响显著。通过硝酸钾替代铵态氮肥、有机无机肥混用以及减少氮肥用量和深度能显著减弱该阶段的 N_2O 排放。而 Li[32] 却发现土壤有机碳是最重要的影响因子,并认为增加土壤有机质的措施会显著增

加 N_2O 排放,但秸秆还田结果却恰好相反。可见土壤氮素平衡是一个比较复杂的过程,并不是简单地随着单一因素的变化而线性改变。因此采用 DNDC 模型模拟不同生态环境中的氮素平衡之前,进行检验分析并通过大量的调查或试验使模型的输入参数能代表该地区显得尤为重要[33-34]。

3.3 DNDC 模拟结果比较分析

DNDC 模拟结果能较好捕捉到水稻季氨挥发和 N_2O 排放峰,模拟值与实测值也较为接近。氨挥发模型拟合,在施氮量较高时模拟结果与测试结果吻合较好。小麦季施氮量为 N 225 kg/hm^2 及水稻季施氮量为 N 210 kg/hm^2 时,模拟的氨挥发峰值及模拟曲线形状与测试结果接近,而施氮量较低时,模拟结果相对测试结果偏高(图 2、图 4)。N_2O 排放的模型拟合,总体上能较好地捕捉到 N_2O 排放峰,估计 N_2O 排放量。水稻晒田期间习惯施氮模拟和实测均有较明显的脉冲式排放,而推荐施氮模拟结果不明显(图 3、图 5)。可见在氮肥用量较高时,DNDC 在模拟氨挥发与 N_2O 排放通量上与观测结果更为吻合。Abdalla[35]在草地生态系统中研究显示,在氮肥施用量较高时(大于 N 140kg/hm^2),DNDC 模型对 N_2O 排放通量的模拟要优于不施氮和低量施氮的处理(N0 ~ 70 kg/hm^2),与我们在稻麦轮作中的研究结果一致。在整个稻麦轮作系统中,总施氮量为 N 304.5 ~ 435 kg/(hm^2·yr)时,氨挥发通量模拟值与实测值线性相关系数为 0.688,N_2O 排放通量相关系数为 0.528,均达极显著水平。

在整个稻麦轮作体系中,在氮肥用量较高时氨挥发和 N_2O 排放的 DNDC 模拟结果与观测值比较接近,而氮肥用量较低时模拟和观测结果之间偏差增加。由于 DNDC 模型是在美国等国家或地区旱地土壤上验证发展起来的[36],在运用前需要根据当地情况进一步校正[37-38]。模型对于氨挥发的模拟,在小麦苗期高量氮(N 225 kg/hm^2)处理模拟值明显较高,而后期特别是低量氮(N 157.5 kg/hm^2)处理明显较低,可能是模型对于氮肥深施和表施时氮素在土壤中的物理化学和生物化学过程的差异性没有体现。水稻季低量氮(N 147 kg/hm^2)氨挥发模拟结果较低,可能与模型建立初期是在较高肥力农田上校正的有关[36],表明模型对于低肥力土壤或施氮量较低时需要进一步校正模型内部参数。对于 N_2O 排放的模拟,小麦苗期 N_2O 排放通量模拟结果比观测值低,而后期(120 d 后)模拟结果偏高,可能是施肥方式的差异引起的,模型过高估计了基肥深施减少 N_2O 排放的作用,同时高估了追肥时期 N_2O 的排放。水稻季后期(大约 30 d 后)模拟值显著高于观测值,模型可能过高估计了晒田及水稻田干湿交替时期 N_2O 的排放。总体上看模型对于农业管理措施如氮肥施用方式、水稻田中期晒田等措施对氨挥发和 N_2O 排放的影响反映不够,同时对于低量氮处理模拟结果存在一定差异。由于氮素氨挥发和 N_2O 排放受到土壤理化性质、土壤微生物活动、水文气候环境以及作物生长发育过程和农艺管理措施等多方面因素的影响[28-29,33,35-40],导致输入参数的不确定性因素很多,观测结果与 DNDC 模型模拟氮素结果间差异在所难免,因此需要进一步采集更详细的关于土壤、气象和农业管理等方面的资料对模型参数进行调整[33,38-40]。

4 结论

1)长江中下游地区稻麦轮作体系氨挥发与 N_2O 排放主要受温度和田间水热条件的影响,其次是施肥等田间管理措施,并存在明显的季节性变化。小麦越冬期间氨挥发和 N_2O 排放通量很低;水稻季氨挥发具有通量大时间短的特点,N_2O 排放则集中在烤田时期。

2)敏感性分析结果显示,气温和氮肥用量是影响作物产量和吸氮量的关键因素;土壤氨挥发主要受氮肥品种影响,其次是氮肥用量,对土壤氨挥发敏感性指数(绝对值)的大小依次是温度 > 氮肥用量 > 容重 > 土壤有机碳 > pH > 粘粒含量;N_2O 排放量随着温度升高和秸秆还田率增加而增加,增加氮肥用量会引起 N_2O 排放增加,但减少氮肥用量 N_2O 排放降低不明显。对土壤 N_2O 排放敏感性指数(绝对值)的大小依次是温度 > pH > 容重 > 土壤有机碳 > 粘粒含量。

3)DNDC 模拟结果能较好地捕捉到氨挥发和 N_2O 排放高峰,氨挥发通量模拟值与实测值线性相关系数为 0.688,N_2O 排放通量相关系数为 0.528,均达极显著水平。为使模拟结果更好地描述氨挥发和 N_2O 排放,需要进一步采集更详细的关于土壤、气象和农业管理等方面的资料对模型参数进行调整。

参 考 文 献:

[1] 林葆, 林继雄, 李家康. 长期施肥的作物产量和土壤肥力变化[J]. 植物营养与肥料学报, 1994, 1(1): 6-18.
Li B, Lin J X, Li J K. The changes of crop yield and soil fertility

with long-term fertilizer application [J]. Plant Nutr. Fert. Sci., 1994, 1(1): 6-18.

[2] 国家统计局. 中国统计年鉴 2010[M]. 北京: 中国统计出版社, 2010.
National Bureau of Statistics of China. China statistical yearbook 2010 [M]. Beijing: China Statistics Press, 2010.

[3] 鲁如坤, 时正元, 施建平. 我国南方6省农田养分平衡现状评价和动态变化研究[J]. 中国农业科学, 2000, 33 (2): 63-67.
Lu R K, Shi Z Y, Shi J P. Nutrient balance of agro-ecosystem in six provinces in southern China [J]. Sci. Agric. Sin., 2000, 33 (2): 63-67.

[4] Cui Z L, Zhang F S, Chen X P *et al*. In-season nitrogen management strategy for winter wheat: Maximizing yields minimizing environmental impact in an over-fertilization context [J]. Field Crop. Res., 2010, 116: 140-146.

[5] Sun B, Shen R P, Bouwman A F. Surface N balances in agricultural crop production systems in China for the period 1980-2015 [J]. Pedosphere, 2008, 18(3): 304-315.

[6] 金继运, 李家康, 李书田. 化肥与粮食安全[J]. 植物营养与肥料学报, 2006, 12(5): 601-609.
Jin J Y, Li J K, Li S T. Chemical fertilizer and food security [J]. Plant Nutr. Fert. Sci., 2006, 12(5): 601-609.

[7] 杜伟, 逄超普, 姜小三, 陈国岩. 长三角地区典型稻作农业小流域氮素平衡及其污染潜势[J]. 生态与农村环境学报, 2010, 26(1): 9-14.
Du W, Ti C P, Jiang X S, Chen G Y. Balance and pollution potential of nitrogen in a typical rice-based agricultural watershed of Yangtze River Delta region [J]. J. Ecol. Rur. Envir., 2010, 26(1): 9-14.

[8] 王效科, 欧阳志云, 苗鸿. DNDC 模型在长江三角洲农田生态系统的 CH_4 和 N_2O 排放量估算中的应用[J]. 环境科学, 2001, 22(3): 15-19.
Wang X K, Ou yang Z Y, Miao H. Application of DNDC model in estimation of CH_4 and N_2O emissions in agricultural ecosystems in Yangtze River Delta [J]. Environ. Sci., 2001, 22(3): 15-19.

[9] 徐文彬, 刘广深, 洪业汤, 等. DNDC 模型对我国旱地 N_2O 释放的拟合对比分析[J]. 矿物学报, 2002, 22(3): 221-228.
Xu W B, Liu G S, Hong Y T *et al*. The first comparison of measured and DNDC modeled N_2O fluxes from upland soils in China [J]. Acta Min. Sin., 2002, 22(3): 221-228.

[10] 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 Y D, Feng Z M, Hu Y C *et al*. Balance of field nitrogen nutrient input/output using GIS technology in China [J]. Trans. Chin. Soc. Agric. Eng., 2007, 23(7): 35-41.

[11] 陈敏鹏, 陈吉宁. 中国区域土壤表观氮磷平衡清单及政策建议[J]. 环境科学, 2007, 28(6): 1305-1310.
Chen M P, Chen J N. Inventory of regional surface nutrient balance and policy recommendations in China [J]. Environ. Sci., 2007, 28(6): 1305-1310.

[12] 王激清, 马文奇, 江荣风, 张福锁. 中国农田生态系统氮素平衡模型的建立及其应用[J]. 农业工程学报. 2007, 23 (8): 210-215.
Wang J Q, Ma W Q, Jiang R F, Zhang F S. Development and application of nitrogen balance model of agro-ecosystem in China [J]. Trans. Chin. Soc. Agric. Eng., 2007, 23 (8): 210-215.

[13] 刘忠, 李保国, 傅靖. 基于 DSS 的 1978-2005 年中国区域农田生态系统氮平衡[J]. 农业工程学报, 2009, 25(4): 168-175.
Liu Z, Li B G, Fu J. Nitrogen balance in agro-ecosystem in China from 1978 to 2005 based on DSS[J]. Trans. Chin. Soc. Agric. Eng., 2009, 25(4): 168-175.

[14] 封志明, 方玉东. 甘肃省县域农田氮素投入产出平衡研究[J]. 干旱地区农业研究, 2006, 24(2): 152-158.
Feng Z M, Fang Y D. Analysis on nitrogen input/output balance in croplands on county level in Gansu province [J]. Agric. Res. Arid Areas, 2006, 24(2): 152-158.

[15] Qiu J J, Wang L G, Tang H J *et al*. Studies on the situation of soil organic carbon storage in croplands in Northeast of China [J]. Sci. Agric. Sin., 2005, 4(8): 594-600.

[16] Abdalla M, Jones M, Yeluripati J *et al*. Testing DayCent and DNDC model simulations of N_2O fluxes and assessing the impacts of climate change on the gas flux and biomass production from a humid pasture [J]. Atmos. Environ., 2010, 44: 2961-2970.

[17] Smith W N, Grant B B, Desjardins R L *et al*. A tool to link agricultural activity data with the DNDC model to estimate GHG emission factors in Canada [J]. Agron. Ecosyst. Environ., 2010, 136: 301-309.

[18] 邱建军, 王立刚, 李虎, 等. 农田土壤有机碳含量对作物产量影响的模拟研究[J]. 中国农业科学. 2009, 42(1): 154-161.
Qiu J J, Wang L G, Li H *et al*. Modeling the impacts of soil organic carbon content of croplands on crop yields in China [J]. Sci. Agric. Sin., 2009, 42(1): 154-161

[19] 邱建军, 李虎, 王立刚. 中国农田施氮水平与土壤氮平衡的模拟研究[J]. 农业工程学报, 2008, 24(8): 40-44.
Qiu J J, Li H, Wang L G. Simulation of nitrogen level and balance in cropland in China [J]. Trans. Chin. Soc. Agric. Eng., 2008, 24(8): 40-44

[20] Li C, Frolking S, Frolking T A. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: Ⅰ. Model structure and sensitivity [J]. J. Geophys. Res., 1992, 97: 9759-9776.

[21] 夏文建, 周卫, 梁国庆, 等. 优化施氮下稻—麦轮作体系氮肥氨挥发损失研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2010, 16 (1): 6-13.
Xia W J, Zhou W, Liang G Q *et al*. Effect of optimized nitrogen application on ammonia volatilization from paddy field under wheat-rice rotation system [J]. Plant Nutr. Fert. Sci., 2010, 16(1): 6-13.

[22] 梁国庆, 周卫, 夏文建, 等. 优化施氮下稻-麦轮作体系土壤 N_2O 排放研究[J]. 植物营养与肥料学报, 2010, 16(2):

304-311.
Liang G Q, Zhou W, Xia W J *et al*. Effect of optimized nitrogen application on N_2O emission from paddy field under wheat-rice rotation system [J]. Plant Nutr. Fert. Sci., 2010, 16(2): 304-311.

[23] Li C S, Mosier A, Wassmann R *et al*. Modeling greenhouse gas emissions from rice-based production systems: Sensitivity and upscaling [J]. Glob. Biogeochem. Cycl., 2004, 18: 1-19.

[24] Li C S, Frolking S, Harriss R. Modeling carbon biogeochemistry in agricultural soils [J]. Glob. Biogeochem. Cycl., 1994, 8(3): 237-254.

[25] 李长生. 生物地球化学的概念与方法——DNDC模型的发展[J]. 第四纪研究, 2001, 21(2): 89-99.
Li C S. Biogeochemical concepts and methodologies: development of the DNDC model [J]. Quater. Sci., 2001, 21(2): 89-99.

[26] Walker S E, Mitchell J K, Hirschi M C, Johnsen K E. Sensitivity analysis of the root zone water quality model [J]. Trans. ASAE., 2000, 43(4): 841-846.

[27] Wei H, Nearing M A, Stone J J. A comprehensive sensitivity analysis framework for model evaluation and improvement using a case study of the rangeland hydrology and erosion model [J]. Trans. ASAE., 2007, 50(3): 945-953.

[28] Tian G M, Gao J L, Cai Z C *et al*. Ammonia volatilization from winter wheat field top-dressed with urea [J]. Pedosphere, 1998, (4): 331-3361.

[29] Zou J W, Huang Y, Lu Y Y *et al*. Direct emission factor for N_2O from rice-winter wheat rotation system in southeast China [J]. Atmosph. Environ., 2005, 39: 4755-4765.

[30] Jansson S L, Hallam M J, Bartholomew W V. Preferential utilization of ammonium over nitrate by micro-organisms in the decomposition of oat straw [J]. Plant Soil, 1955, 6(4): 382-390.

[31] Gou J, Zheng X H, Wang M X, Li C S. Modeling N_2O emission from agricultural fields in southeast China [J]. Adv. Atmos. Sci., 1999, 16(4): 581-592.

[32] Li H, Qiu J J, Wang L G *et al*. Modelling impacts of alternative farming management practices on greenhouse gas emissions from a winter wheat-maize rotation system in China [J]. Agron. Ecosyst. Environ., 2010, 135: 24-33.

[33] Hastings A F, Wattenbach M, Eugster W *et al*. Uncertainty propagation in soil greenhouse gas emission models: An experiment using the DNDC model and at the Oensingen cropland site [J]. Agron. Ecosyst. Environ., 2010, 136: 97-110.

[34] Xu R, Wang M, Wang Y. Using a modified DNDC model to estimate N_2O fluxes from semi-arid grassland in China [J]. Soil Biol. Biochem., 2003, 35: 615-620.

[35] Abdalla M, Wattenbach M, Smith P *et al*. Application of the DNDC model to predict emissions of N_2O from Irish agriculture [J]. Geoderma, 2009, 151: 327-337.

[36] Li C S, Frolking S, Frolking T A. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 2. Model applications [J]. J. Geophys. Res., 1992b, 97(D9): 9777-9783.

[37] Nakagawa Y, Chin Y, Shiono T *et al*. Evaluating the validity and sensitivity of the DNDC model for Shimajiri Dark Red Soil [J]. Jpn. Agron. Res. Q., 2008, 42(3): 163-172.

[38] Farahbakhshazad N, Dinnes D L, Li C S *et al*. Modeling biogeochemical impacts of alternative management practices for a row-crop field in Iowa[J]. Agron. Ecosyst. Environ., 2008, 123(1-3): 30-48.

[39] Liu C Y, Wang K, Meng S X *et al*. Effects of irrigation, fertilization and crop straw management on nitrous oxide and nitric oxide emissions from a wheat-maize rotation field in northern China [J]. Agron. Ecosyst. Environ., 2011, 140: 226-233.

[40] Beheydt D, Boeckx P, Sleutel S *et al*. Validation of DNDC for 22 long-term N_2O field emission measurements [J]. Atmos. Environ., 2007, 41: 6196-6211.