

# 中国农田施氮水平与土壤氮平衡的模拟研究

邱建军, 李 虎, 王立刚

(中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 北京 100081)

**摘 要:** 为了估算全国尺度的农田土壤氮素的输入输出平衡状况, 并探明土壤氮素的基本去向和氮素污染的可能性, 以求合理施用氮肥、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)方法, 在GIS区域数据库支持下运行模型, 并综合分析模拟结果。研究表明, 以近20 a来氮肥投入最多的1998年为例, 全国农田土壤氮素平衡状况表现为总体过剩, 总过剩量为456~962万t N, 均值为709万t N。化肥态氮肥投入是土壤氮素收入的主要途径, 占到氮素总收入量的近60%, 其大量投入是造成农田土壤氮素过剩的主要原因; 另外, 从氮素的支出途径来看, 除了作物生长从土壤中吸取大量的氮素以外, 通过 $\text{NH}_3$ 挥发和氮淋溶丢失了大量的氮素, 分别占总支出量的35%和15%, 给环境造成了严重影响。模拟结果显示中国农田氮平衡存在较大的区域差异, 减少氮素的无效丢失十分必要。

**关键词:** 氮肥; 氮平衡; DNDC模型

**中图分类号:** S143.1

**文献标识码:** A

**文章编号:** 1002-6819(2008)-8-0040-05

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 Jianjun, Li Hu, Wang Ligang. Simulation of nitrogen level and balance in cropland in China[J]. Transactions of the CSAE, 2008, 24(8): 40-44.(in Chinese with English abstract)

## 0 引 言

氮是植物生长所需的主要营养元素之一, 但由于人类不合理的施用以及对氮肥环境负效应的忽视<sup>[1]</sup>, 使氮素污染已成为仅次于气候变暖和生物多样性衰减的全球性环境威胁<sup>[2]</sup>。过去的几百年中, 人类活动已向全球陆地氮循环中输入了双倍的氮量<sup>[3]</sup>。中国是氮肥施用大国, 氮素污染问题更为突出, 中国每年因过量、不合理施肥造成1000多万t的氮素流失到农田之外, 未被作物吸收利用而残留在土壤中的氮, 经氨挥发、硝化-反硝化作用以气体形态进入大气而污染大气环境<sup>[4]</sup>; 或随降水和灌溉水淋溶到土壤深层或随径流进入地表水, 从而污染地下和地表水<sup>[5]</sup>, 因此, 农田生态系统中氮素投入和支出之间的平衡对农业的可持续发展和环境保护相当重要。计算和分析不同时空尺度农田土壤氮平衡状况, 可以为决策者及农民提供关于土壤-农业行为-环境影响之间的基本信息, 为制定农田生态系统养分管理策略提供依据。在美国、西欧、澳大利亚及印度等农业较发达国家已对农田土壤氮平衡进行了广泛的研究<sup>[6,7]</sup>。长期以来, 中国对肥料氮在农田生态系统中的转化和迁移也进行了大量的研究试验<sup>[8-10]</sup>, 通过分析不同施肥管理措施对环境的影响, 提出了管理对策<sup>[11,12]</sup>。因此定量评价区域农田土壤氮素投入和支出, 提出适合各地区农业生产实际的施肥技术、以及切实可行的农田土壤氮素流失控制途径, 对农业可持续发展将产生重要的作用。该文主要运用农业生态系统生物地球化学模型(DNDC)方法, 在GIS区域数

据库支持下运行模型, 并综合分析模拟结果。以1998年为例, 旨在估算全国尺度的农田土壤氮平衡状况, 并探明土壤氮素的基本去向和氮素污染的可能性, 以求合理施用氮肥、保护农田生态环境。

## 1 材料和方法

### 1.1 DNDC模型简介

DNDC(“脱氮-分解”)模型是美国New Hampshire大学发展起来的<sup>[13]</sup>, 该模型是对土壤碳(C)、氮(N)循环过程进行全面描述的机理模型, 可以用来模拟C、N等元素在土壤-植被-大气之间的循环过程、温室气体的排放及估算, 适用于点位和区域尺度的任何气候带的农业生态系统, 是目前国际上较为成功的生物地球化学模型之一<sup>[14-19]</sup>。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, 这些过程描述了土壤有机质的产生、分解和转化, 最后给出土壤碳和氮各组分动态含量和 $\text{CO}_2$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{CH}_4$ 、 $\text{NO}$ 、 $\text{N}_2$ 等温室气体通量, 时间步长以日为单位。运行模型的输入参数包括逐日气象数据(气温及降水)、土壤性质(容重、质地、初始有机碳含量及酸碱度)、土地利用(农作物种类和轮作)和农田管理(翻耕、施肥、灌溉、秸秆还田比例和除草等), 点位模型只要根据种植情况输入数据, 便可进行多年模拟。DNDC区域模型则由区域性的输入数据库来支持, 即把点位模型所需要的因地而异的输入参数由各种原始资料收集后以县为单位编入一个GIS数据库(一个县为一记录)。目前世界上已有很多国家的科学家在使用DNDC模型来进行应用研究, 如模拟分析意大利和德国的水稻田、加拿大的麦田等农田的碳氮循环和英国洛桑100多年试验田的土壤有机质动态等。在2000年亚太地区全球变化国际研讨会上, DNDC被指定为在亚太地区进行推广的首选生物地球化学模

收稿日期: 2007-11-06 修订日期: 2008-07-30

基金项目: 国家支撑计划课题(2006BAD17B09-05); 公益性科研院所基本科研业务费专项(2007-1); 农业公益性科研专项(200803036)资助

作者简介: 邱建军(1968-), 男, 浙江建德人, 研究员, 博士, 主要从事农业生态系统模拟研究。北京 中国农业科学院农业资源与农业区划研究所, 100081。Email: qiuji@caas.net.cn

型。

DNDC 模型在世界范围内已有广泛的应用研究<sup>[15-19]</sup>, 该模型已在不同气候带、不同土地类型和不同种植方式下, 对温室气体如  $\text{CO}_2$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{CH}_4$  的排放特征、土壤有机碳的变化特征等进行了大量的模拟, 其科学性也已被广泛证实。本研究主要从国家尺度, 运用模型模拟农田氮素的输入输出平衡状况以及量化氮素损失, 进一步丰富模型的应用研究。

## 1.2 数据库建立和基本参数设置

支持 DNDC 模型的全国 GIS 数据库以 1990 年的县区设置 (共 2473 个县, 台湾、香港、澳门及南沙、西沙、中沙群岛没有数据暂不进数据库) 和县界地图为标准。数据库由以下子库组成: 1) 作物种类数据库: 各省常见作物的有关生理参数, 以及播种期、收获期、最大产量等种植制度参数; 2) 农业数据库<sup>[20]</sup>: 1998 年全国县级各种土地利用类型的面积及氮肥施用量、有效灌溉面积和耕地面积, 以及牲畜头数和农业人口; 3) 气象数据库: 1998 年全国 600 个气象台站逐日气象资料, 包括最高、最低温度和降雨, 各县采取就近共享; 4) 土壤数据库: 县级农业土壤属性数据库 (包括容重、黏粒含量、初始有机碳含量及 pH 值等)。

区域模型以县为最小区域单元, 其中各县又以每一种土地利用类型为最小运行单位, 模型运行某一县时, 要在同样的环境条件下把所有的土地类型运行一遍, 所有土地利用类型 (与各自面积的乘积) 的某一指标总和为该指标的县值, 各县总和为该地区的结果。每一土地利用类型以土壤有机质最高、最低本底值分别运行模型两次, 取平均值。本底案例的一些影响土壤碳氮循环的重要参数设置如下: 1) 由于不同类型肥料氮素在土壤中存在和转移的形式和性质截然不同, 在知道施氮总量情况下, 需要选择按肥料类型去分配氮素; DNDC 模型能够模拟不同类型肥料态氮素在土壤中的行为, 按常规假设所施氮肥中 40% 为尿素 ( $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ), 40% 碳铵 ( $\text{NH}_4\text{HCO}_3$ ) 和 20% 磷铵 ( $(\text{NH}_2)_2\text{HPO}_4$ ), 以此去分配施氮总量。2) 根据农业部 1997 年调查表明, 全国作物秸秆还田的比例为 15% 左右, 以此假设 1998 年各地区除去籽粒后地上部分秸秆还田的比例是 15%, 根茬全部还田。3) 人畜粪便是农田中有机碳的重要来源, 结合调查, 假设该地区有 20% 畜禽粪便和 10% 的人粪便均匀地还田到所有农田中, 就具体某一个点来看, 此假设可能偏低, 但考虑到模拟描述的是大区域的平均情况, 此值应该还是比较合理。4) 假设每茬作物主要耕作 2 次, 即播前翻地 20 cm, 收获后翻地 10 cm。

另外, 还设置了在保持其他条件不变, 减少化肥用量 50% 和不施用化肥, 全球增温  $2^\circ\text{C}$  和  $4^\circ\text{C}$ , 4 个替代模拟方案, 以考察化肥投入和全球变暖对农田土壤氮平衡的影响。

## 2 结果与分析

### 2.1 中国农田氮肥投入水平分析

化肥的施用对农业的发展起到了不可替代的作用。

中国的化肥生产量和消费量均居世界首位<sup>[20,21]</sup>。中国化肥和氮肥施用量基本都以 1998 年为分界点, 1990~1998 年为化肥施用量快速增长期, 1998 年以后则为缓慢变化期。随着中国人口的不断增加, 对粮食的需求会不断上升, 化肥投入量也会不断加大。但是, 相应的化肥利用率及产出率低的现象将会更加突出, 1990~2003 年 13 a 间, 中国的化肥用量增加了 53.4%, 而粮食产量只增加了 12%<sup>[22]</sup>。对于氮肥的施用量, 在 1998 年之前呈增长水平, 之后呈现下降趋势, 2005 年氮肥消耗总量有所回升, 与 1998 年基本持平 (图 1)。据资料统计, 中国目前氮肥消耗量占全世界氮肥施用总量的 30% 左右<sup>[23]</sup>, 而且还将呈现继续增加的趋势, 预计至 2010 年, 中国氮肥需求量将达到 3179~3295 万  $\text{t}^{[24]}$ 。然而, 氮肥用量的增长势头远超过了中国农业生产中环境改善和其他技术条件改进的速率, 以致氮肥的利用率呈明显下降趋势, 目前氮肥利用率只有 30%~35%, 高产地区甚至在 30% 以下<sup>[25]</sup>。据统计全国每年氮肥用量约 2000 万 t, 按氮肥利用率为 35% 和土壤残留率为 20% 计, 则随雨水流失及进入大气的氮达 1000 万 t, 全国农民仅氮肥投入平均每年损失达 160 多亿元<sup>[26]</sup>, 而且氮肥的过量施用所造成的资源浪费以及付出的环境代价更是不可估量的。因此, 如何兼顾氮肥施用的经济效益和生态环境效益, 应是当前土壤氮素研究中的主要任务。

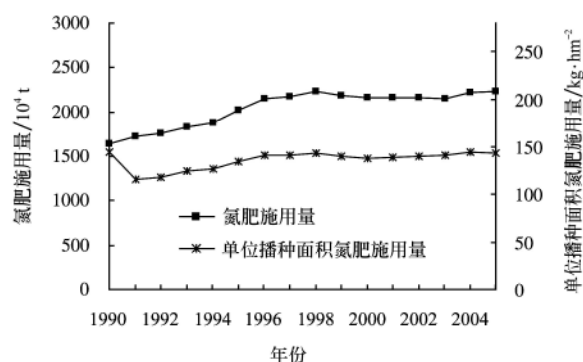


图 1 1990~2005 年间中国农业氮肥施用量变化  
Fig.1 Annual fertilizer N consumption in China from 1990 to 2005

### 2.2 中国农田氮素平衡状况

土壤氮素平衡是氮素的收入和支出的平衡关系, 其数值为正值时表示过剩, 为负值时表示亏缺。收入项中包括化肥施用、有机物矿化氮、生物固氮和大气沉降固氮, 支出项中分别包括收获作物带走、淋溶丢失、氨挥发和  $\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{NO}$ 、 $\text{N}_2$  排放。

据模型估算, 1998 年全国农田土壤氮平衡状况表现为总体过剩, 总过剩量为 456~962 万  $\text{t N}$ , 均值为 709 万  $\text{t N}$ , 如图 2 所示。土壤氮库中氮素的主要收入项分别为: 化肥态氮 2173 万  $\text{t N}$ 、有机物矿化态氮 1309 万  $\text{t N}$ 、作物固氮 86 万  $\text{t N}$ 、大气沉降 102 万  $\text{t N}$ ; 氮素支出主要为: 作物吸收 1217 万  $\text{t N}$ 、淋溶丢失 457 万  $\text{t N}$ 、 $\text{NH}_3$  挥发 1042 万  $\text{t N}$ , 通过  $\text{N}_2$ 、 $\text{NO}$  和  $\text{N}_2\text{O}$  气体排放分别为 23 万  $\text{t N}$ 、113 万  $\text{t N}$  和 109 万  $\text{t N}$ 。1998 年全国共施入农田

的化肥量约为 4085 万 t<sup>[20]</sup>, 其中氮肥约为 2173 万 t N, 占到化肥投入的 50% 以上, 是土壤氮素收入的主要途径; 其次有机物矿化氮也是氮素收入的又一主要来源, 氮矿化速率决定了土壤中用于植物生长的氮量。另外, 从氮素的支出过程来看, 氮肥施入土壤后, 经过微生物作用迅速变成硝酸盐, 除作物吸收利用的一部分外, 有很大一部分通过  $\text{NO}_3^-$  淋失、反硝化、 $\text{NH}_3$  挥发以及  $\text{NO}_2^-$  的

化学分解等途径从土壤中损失掉。通过模型估计, 在土壤—作物系统中, 氮素的作物利用率仅为 20%~35%, 大部分被土壤吸附逐渐供作物吸收利用, 氮素支出的 35% 都是以  $\text{NH}_3$  的形式挥发到大气中, 其次约有 15% 的氮素是通过淋溶丢失, 这也是造成中国水体污染的主要成因。另外, 氮素总过剩量达到 709 万 t N, 占化肥态氮投入量近 1/3, 这部分氮残留在土体中, 也是潜在的污染源。

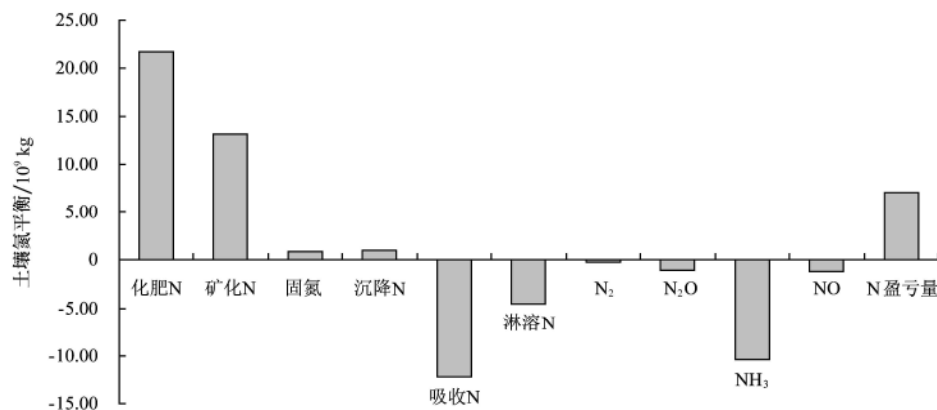


图 2 1998 年中国农田生态系统土壤氮平衡模拟结果  
Fig.2 Simulated balances of N in cropland of China in 1998

### 2.3 中国农田氮素平衡的区域差异

早期的研究表明中国农田在 20 世纪 60 年代以前氮素一直处于亏缺状态; 70 年代中期农田氮素达到平衡; 此后中国大多数地区的氮素盈余不断增加, 尤其是在东部沿海省份<sup>[27,28]</sup>。根据模型模拟的结果, 可以绘制出以全国耕地分布图为基础的、县域单位耕地面积氮肥施用量和氮素平衡的空间分布图。如图 3a 所示, 单位耕地面积氮肥的施用量在不同地区极不平衡。其中大部分县的施肥量在 150~300 kg/hm<sup>2</sup> 和 300~500 kg/hm<sup>2</sup> 范围, 这部分县级行政单位数分别占全国 2400 多个县的 35% 和 27%。氮肥施用量最高的区域主要在山东、河南、江苏、河北等粮食主产区以及四川东部等地区; 而内蒙古东北部、四川西部、广西、新疆西北部等地区施用量大多在

150 kg/hm<sup>2</sup> 以下, 西藏则更低。全国大部分县(市)农田土壤都处于氮平衡盈余状态, 图 3b 所示, 化肥态氮是主要的氮素来源, 通过对比氮肥施用量不同的空间分布表明, 在氮肥施用量最高的区域氮素盈余也较大; 氮素亏缺较大的县(市)集中分布在中国内蒙古的东北地区以及黑龙江省, 其原因可能由于氮肥投入量不多, 而通过土壤挥发的氨气和氮化合物带走了大量的氮素, 造成氮素处于净丢失状态。而在华南及西南地区, 氮素平衡基本处于略微盈余状态, 降雨和灌溉对氮素流失起到较大的作用, 但是模型现阶段还不能量化各种因素对氮素流失的贡献大小。由于影响氮平衡的因素不仅与气候条件和土壤性质相关, 而且与耕作管理方式也密切相关, 随着人类对土壤的利用和干扰加强, 土壤氮素平衡将更

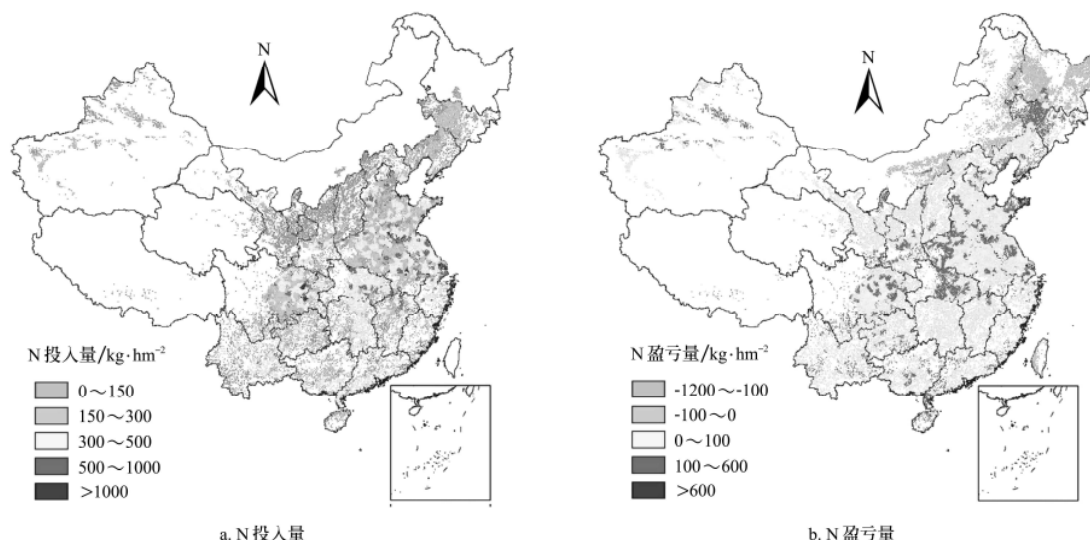


图 3 1998 年县域尺度上农田土壤 N 投入与 N 平衡空间分布  
Fig.3 Spatial distribution of N input and balance at county level in croplands in China in 1998

多地受到诸如秸秆还田、有机肥施用、氮肥投入等农业生产管理措施的调控,其区域分布差异也将越来越明显。

#### 2.4 中国农田氮素潜在污染分析

农田中使用的氮素只有很少部分被植物利用,未被利用的部分便构成了潜在的污染源。根据 DNDC 模型估计,1998 年全国土壤氮素过剩量达到了 709 万 t。消耗的氮素很大部分以  $\text{NH}_3$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ 、 $\text{NO}$  形式进入大气,污染大气环境,特别是硝酸盐累积,随降水和灌溉水淋溶到土壤深层或随径流进入地表水,带来严重的环境污染和对人体的危害。模型模拟结果表明,淋溶丢失的氮素较大的地区主要集中在东北地区以及山东、河南、江苏省和四川省,这些都是中国农业集约化程度高、氮肥用量大的地区。每年淋失的氮量最高的县达到了  $674.8 \text{ kg/hm}^2$ ,其中氮肥施用量最大的山东省年淋溶丢失的氮素为 28 万 t,约占当年全国淋溶丢失氮素的 6.6%。四川省年农田淋溶丢失的氮素最大,为 40 万 t,其次为江苏省和河南省,年淋失量分别为 31 和 30 万 t。氮肥的过量施用以及灌溉和降雨的共同作用,是造成氮素大量淋溶的原因,以致对水体环境安全构成威胁。有研究表明,在山东寿光的蔬菜生产中每年淋失的氮素达 2.33 万 t,就足以使 23.3 亿  $\text{m}^3$  地下水的硝态氮含量提高  $10 \text{ mg/L}$ <sup>[29]</sup>。吕殿青等的调查表明陕西全省从 2~4 m 土层中可能淋失的硝态氮总量达 46 万 t,在被调查的 93 个饮、灌两用水井中,硝态氮含量超过饮用水标准的占 21.5%<sup>[30]</sup>。张维理等在北京、山东、河北等地调查结果表明凡是年施氮量超过  $500 \text{ kg/hm}^2$ ,而作物氮素吸收量与施氮量之比低于 40% 的地区,地下水硝酸盐含量基本上全部超标。而在苏南太湖流域,来源于农田面源的总氮占到了 30%<sup>[31]</sup>。因此从 N 淋溶对水环境的污染角度,也需要合理控制氮肥施用量,施肥方式和技术也应该引起重视。

#### 3 不确定性分析与讨论

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,土壤条件的空间变异和输入参数的不确定性都会对模拟结果带来误差。由于土壤氮平衡过程除主要受到氮肥投入影响外,还直接受到土壤本身有机碳库的影响(通过矿化作用产生氮素),为了减少模拟结果的误差,采取分别对各模拟单元在土壤本底有机质含量最大和最小值两种情况下运行模型,最终得出氮平衡的区间值(如土壤氮总过剩量为 456~962 万 t),通过用蒙特卡洛方法(Monte Carlo),随机选取数千个样本来进行验证,结果是可靠的<sup>[32]</sup>。此外,本研究中全国县级 GIS 数据库中耕地总面积为  $0.968 \times 10^8 \text{ hm}^2$ ,比现今公布的全国耕地面积小,这也是误差来源之一。同时,模拟过程中一些重要的输入参数,如地上部秸秆还田比例,为简化起见,采用全国平均 15%,这与各地的实际情况有偏差,可以进一步细化。

从替代方案的模拟结果来看,减少化肥用量,能显著减少土壤中氮素过剩。当减少总化肥氮用量 50%,最终土体中过剩的氮能减少 21%;当完全不施用化肥时,最终土体中过剩的氮能减少 35%。因此,合理施用化肥、

提高化肥利用率,对于减少潜在氮素污染、降低生产成本、提高生产效益都至关重要。当假设在全球增温  $2^\circ\text{C}$  和  $4^\circ\text{C}$  时,最终土壤中过剩的氮会相应增加 0.6% 和 9.5%,这是因为温度升高,土壤中有机碳矿化作用增强,为土壤氮库提供更多的有机氮。因此,在未来全球变暖的情况下,也应相应地改变氮肥管理策略。

总体而言,中国氮肥利用率低,只有 30%~35%,而旱地氮肥损失率高达 30%~40%,稻田损失率高达 50%,全国平均损失率为 45%。针对农业生产中氮肥利用率低、损失率高、对环境压力大这些问题,在某些发达国家,可以选择采用改进施用技术和方法、适当降低产量目标、减少氮肥用量等对策。但是,中国人多地少,粮食生产压力大,不可能完全采用降低产量的对策。而且由于中国地域广大,各地区之间肥料施用不平衡,部分发达地区农民甚至不计成本投入化肥。作物间肥料利用也不平衡,经济作物施肥量过大,土壤氮素平衡区域分布的差异将会越来越明显。因此必须对不同地区土壤养分状况和作物需肥规律进行充分研究,寻找作物高产与环境保护的最佳结合点,提出各地最佳的氮肥管理策略。

#### 4 结 论

1) 以近 20 a 来化肥施用量最多的 1998 年为例,运用过程模型 DNDC,在 GIS 区域数据库支持下的模拟表明,全国农田生态系统土壤氮库总体过剩,年总过剩量为 456~962 万 t,均值为 709 万 t。

2) 化肥态氮肥投入是土壤氮素收入的主要途径(占近 60%),氮素支出中 35% 以  $\text{NH}_3$  的形式挥发到大气中,其次约有 15% 的氮素是通过淋溶丢失。

3) 模拟结果还表明,中国农田土壤氮平衡状况存在较大的区域差异,主要与气候条件和土壤性质有关。

4) 在施肥量较大的地区,如山东、河南、江苏省和四川省,淋溶态氮损失也较大,易随降水和灌溉水淋溶到土壤深层或随径流进入地表水,构成了潜在的污染源。

#### [参 考 文 献]

- [1] Vitousek P M, Aber J D, Howarth R W, et al. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences[J]. Ecology Application, 1997, 7(3): 737—750.
- [2] Giles J. Nitrogen fertilizes fears of pollution[J]. Nature, 2005, 433: 791.
- [3] Van Breemen N. Natural organic tendency[J]. Nature, 2002, 415: 381—382.
- [4] Mosier A R, Zhu Z L. Changes in patterns of fertilizer nitrogen use in Asia and its consequences for  $\text{N}_2\text{O}$  emissions from agricultural systems[J]. Nutrient Cycle in Agro-ecosystems, 2000, 57: 107—117.
- [5] 张乃明,李 刚,苏友波,等. 滇池流域大棚土壤硝酸盐累积特征及其对环境的影响[J]. 农业工程学报, 2006, 22(6): 215—217.
- [6] Watson C A, Atkinson D. Using nitrogen budgets to indicate nitrogen use efficiency and losses from whole farm system, a comparison of three methodological approaches[J]. Nutrient

- Cycle Agro-ecosystem, 1999, 53: 259—267.
- [7] Bouwman A F, Van Dreht G, Van Derhoe K. Global and regional surface nitrogen balances in intensive agricultural production systems for the period 1970-2030[J]. *Pedosphere*, 2005, 15(2): 137—155.
- [8] 朱兆良. 我国土壤供氮和化肥去向研究进展[J]. *土壤*, 1985, 11(7): 2—9.
- [9] 王激清, 马文奇, 江荣风, 等. 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.
- [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.
- [11] 朱兆良. 农田中氮肥的损失与对策[J]. *土壤与环境*, 2000, 9(1): 1—6.
- [12] Zhu Z L, Chen D L. Nitrogen fertilizer use in China contributions to food production, impacts on the environment strategies[J]. *Nutrient Cycling Agroecosystems*, 2002, 63(2): 117—127.
- [13] 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]. *Journal of Geophysical Research*, 1992, 97: 9759—9776.
- [14] 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.
- [15] 邱建军, 王立刚, 唐华俊, 等. 东北三省耕地土壤有机碳储量变化的模拟研究[J]. *中国农业科学*, 2004, 37(8): 1166—1171.
- [16] 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.
- [17] Tang H, Qiu J, Van Ranst E, et al. Estimations of soil organic carbon storage in cropland of China based on DNDC Model[J]. *Geoderma*, 2006, 134: 200—206.
- [18] 李 虎, 邱建军, 王立刚. 农田土壤呼吸特征及根呼吸贡献的模拟分析[J]. *农业工程学报*, 2008, 24(4): 14—20.
- [19] 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).
- [20] 国家统计局. 中国统计年鉴 1999[M]. 北京: 中国统计出版社, 2000.
- [21] 许秀成. 21 世纪化肥展望[M]. 磷肥与复肥, 2002, 17(5): 1—5.
- [22] 国家统计局. 中国统计年鉴 2004[M]. 北京: 中国统计出版社, 2005.
- [23] FAO. FAO Fertilizer Yearbook 2001[M]. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2002.
- [24] 高恩元. 2010 年化肥需求分析[R]. 中国化工信息中心, 化肥工业发展调研报告 1996—2010. 1996: 41—50.
- [25] 沈善敏. 氮肥在中国农业发展中的贡献和农业中氮的损失[J]. *土壤学报*, 2002, 39(增刊): 12—25.
- [26] 许秀成. 人口、粮食、化肥[J]. 磷肥与复肥, 2000, 15(2): 1—5.
- [27] 沈善敏. 中国土壤肥力[M]. 北京: 中国农业出版社, 1998.
- [28] 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.
- [29] 马文奇, 毛达如, 张福锁. 山东省蔬菜大棚养分积累状况[J]. 磷肥与复肥, 2000, 15(3): 65—67.
- [30] 吕殿青, 同延安, 孙本华. 氮肥施用对环境污染影响的研究[J]. *植物营养与肥料学报*, 1998, 4(1): 8—15.
- [31] 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.
- [32] Li C, Moiser A, Wasamann R, et al. Modeling greenhouse gas emissions from rice-based production systems: sensitivity and upscaling[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2004, 18: 1—19.

## Simulation of nitrogen level and balance in cropland in China

Qiu Jianjun, Li Hu, Wang Ligang

(Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081, China)

**Abstract:** In order to estimate the nitrogen balance in cropland of China, identify the fate of nitrogen and the possibility of nitrogen pollution, and finally put forward strategies to keep rational nitrogen application in the cropland and to limit the environment problems arising from the overuse of N fertilizers. A computer simulation model of carbon and nitrogen biogeochemistry in agro-ecosystems (DeNitrification and DeComposition, DNDC) was applied to predict nitrogen balance in cropland in 1998 at national scale. Data on climate, soil properties, cropping systems, acreage, and management practices at county scale were collected from various sources and integrated into a GIS database to support the model. The model results reveal that the simulated balance of N is net surplus in the whole country's croplands in 1998 that range from 4.56 million t N to 9.62 million t N with an average of 7.09 million t N. Currently annual inputs of N mainly rely on the chemical fertilizer, and nearly 60% of N is input through fertilization. In terms of output of nitrogen in cropland, besides of the amounts uptake by plants growth, while nitrogen losses through volatilization of  $\text{NH}_3$  and leaching are the dominant occupying 35% and 15% of total output of N respectively, which will significantly affect the environment. The model results also indicate that the largest nitrogen surpluses distribute in the relatively developed provinces where the higher fertilizer are usually applied. Generally, it is urgent and necessary to hold back the inefficient losses of nitrogen.

**Key words:** N fertilizer; N balance; DeNitrification and DeComposition model