

# 农业土壤氧化亚氮排放模型研究进展

廖千家骅<sup>1,2</sup>, 颜晓元<sup>1</sup>

(1.中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008; 2.中国科学院研究生院, 北京 100049)

**摘要:**农业土壤产生的氧化亚氮气体( $\text{N}_2\text{O}$ )是重要人为  $\text{N}_2\text{O}$  源。农业土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放模型众多,根据模型建立方法的不同,可分为过程机理模型和经验模型。为探讨产生  $\text{N}_2\text{O}$  的具体过程(硝化过程和反硝化过程)和关键因子,着重介绍了 DNDC、DAYCENT、Ecosys、WNMM 等机理过程模型,指出尽管各个模型的 N 循环过程类似,但不同侧重因子造成  $\text{N}_2\text{O}$  排放量不同,并列出了不同模型的特点和应用现状。对目前应用得比较广泛的经验统计模型,如经验归纳模型、回归模型以及其他统计模型等,归纳了其特点并介绍了国内外研究进展。通过对比过程机理模型和经验统计模型的优缺点,指出前者参数较多、过程复杂,用于点位模拟准确度高,后者所需参数少,适用区域范围模拟,点位模拟结果不确定性差。在此基础上指出区域  $\text{N}_2\text{O}$  模拟排放量和排放特性将是以后发展的重点方向,并提出区域模拟关键问题的解决方向。

**关键词:**氧化亚氮;农业土壤;机理过程模型;经验统计模型

**中图分类号:**X511 **文献标志码:**A **文章编号:**1672-2043(2010)05-0817-09

## Models of $\text{N}_2\text{O}$ Emission from Agricultural Fields: A Review

LIAO Qian-jia-hua<sup>1,2</sup>, YAN Xiao-yuan<sup>1</sup>

(1.Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 2.Graduate University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

**Abstract:** Agricultural soil is a major anthropogenic source of  $\text{N}_2\text{O}$ , an important greenhouse gas. Models estimating  $\text{N}_2\text{O}$  emission from agricultural fields were grouped into process-based mechanistic models and empirical-statistical models. In this paper, we briefly introduced the characteristics of some commonly used mechanistic models, such as DNDC, DAYCENT, Ecosys, WNMM, and the major factors that controlled the nitrification and denitrification processes. In China, DNDC has been widely used at site simulation, regional simulation, while others, for instance, DAYCENT and Ecosys, were scarcely applied. Three types of empirical-statistical models have also been widely used for regional or national estimation of  $\text{N}_2\text{O}$  emission from uplands and rice paddies. We compared the advantages and disadvantages of the two groups of  $\text{N}_2\text{O}$  emission model. The process-mechanism models with more input parameters and complicated N-cycle processes is proper in site simulation while the empirical-statistical models with less input parameters is usually used in regional simulation because of its high uncertainty in site simulation. Combined with GIS, regional simulation of  $\text{N}_2\text{O}$  emissions and corresponding emission characteristics are research hotspots and trends. We also discussed the direction of how to solve the key problems in regional simulation.

**Keywords:** nitrous oxide; agricultural soils; process-mechanism models; empirical-statistical models

氧化亚氮( $\text{N}_2\text{O}$ )是一种重要温室气体,其温室效应潜力为等量  $\text{CO}_2$  增温效应的 296 倍。政府间气候变化委员会(简称为 IPCC)第四次评估报告指出<sup>[1]</sup>:农业源是  $\text{N}_2\text{O}$  的重要人为源之一,农业排放的  $\text{N}_2\text{O}$  约占全球人为  $\text{N}_2\text{O}$  排放总量的 50%,且逐年增长,2005 年农业  $\text{N}_2\text{O}$  排放比 1990 年增加了 17%。因此,农业  $\text{N}_2\text{O}$  排放受到国内外广大研究人员的关注。模型是所研究

的系统、过程、事物或概念的一种表达形式。土壤  $\text{N}_2\text{O}$  模型研究起始于 20 世纪 70 年代<sup>[2]</sup>,发展得较为完善,应用较广。

根据模型建立方法的不同,可将氧化亚氮排放模型分为过程机理模型和经验统计模型。过程机理模型即从土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放的过程和机理出发,阐述具体因子对排放的影响,研究 N 循环过程,得到用数学公式表达的物理、化学和生物过程。通常, $\text{N}_2\text{O}$  排放机理过程模型为碳和氮的循环模型中的一部分,不仅可以模拟  $\text{N}_2\text{O}$  排放,还可以模拟  $\text{CH}_4$ 、 $\text{CO}_2$  和  $\text{NH}_3$  等痕量气体的排放。顾名思义,经验统计模型指的是利用经验和统

收稿日期:2009-09-14

基金项目:中国科学院知识创新工程重要方向项目(KZCX2-YW-Q1-07)

作者简介:廖千家骅(1984—),女,湖南邵阳人,博士研究生,主要从事气候变化影响与温室气体研究。E-mail:qjhliao@issas.ac.cn

通讯作者:颜晓元 E-mail:yanxy@issas.ac.cn

计方法构建的模型。首先,根据经验筛选出可能影响 $N_2O$ 排放的因子(包括气候、肥料、土壤因子等),收集排放数据和相关因子数据,数据来源有会议资料、年鉴、书籍、权威网站等;其次,对数据进行统计分析,利用统计结果进一步筛选出适合构建统计模型的因子;最后,利用这些因子和排放量之间的关系构建统计模型,常用的统计模型方法包括有回归分析、相关性分析、线性混合分析等。

本文主要介绍这两类模型的研究现状,为土壤 $N_2O$ 排放模型研究提供参考。

## 1 农业土壤氧化亚氮排放机理和氧化亚氮排放机理模型

### 1.1 农业土壤氧化亚氮排放机理

土壤氧化亚氮主要在以下生物化学过程中产生:

①硝化过程<sup>[3,5]</sup>,指的是N作为电子受体转化为 $NO_3^-$ 的过程中产生 $N_2O$ ;②反硝化过程<sup>[3,5]</sup>,硝化形态N转化为 $N_2$ 的过程中产生 $N_2O$ ;③非生物作用的N转化过程<sup>[4]</sup>,即化学脱氮作用, $NO_3^-$ 、 $NO_2^-$ 与有机物及无机物(如亚铁盐、亚铜盐)反应而生成 $N_2O$ 与 $N_2$ 。其中,硝化和反硝化过程是 $N_2O$ 产生的主要过程,下面分述的各个机理模型也只考虑这两个过程。

### 1.2 机理过程模型分述

#### 1.2.1 DNDC

李长生等于20世纪90年代初开发的DNDC(Denitrification and Decomposition)模型是目前在农业 $N_2O$ 排放上应用得最为广泛的模型,无论在田块尺度,还是利用GIS技术扩展的区域范围尺度,以及其他模型相结合等领域都取得了长足进展(见表1)。

DNDC<sup>[5-6]</sup>主要考虑的是反硝化过程和分解过程,认为反硝化作用是 $N_2O$ 的主要来源。DNDC模型由2个部分6个子模型组成:第1部分包含土壤气候、植物生长和有机质分解3个子模型;第2部分包含硝化、反硝化和发酵3个子模型。输入参数包括:气象条件、土壤属性、植被和管理措施4大块。

$N_2O$ 排放由第2部分的反硝化过程和硝化过程产生。其中,涉及反硝化产生 $N_2O$ 的主要流程有:输入气候参数,气候参数中的温度和湿度影响分解过程,同时植物生长子模型中得到的作物残体和人为活动添加的N源在分解过程中生成DOC和 $NO_3^-$ ,在环境因子(温度、湿度、pH和Eh)的作用下,模拟反硝化细菌作用的硝态氮转化为 $N_2$ 的速率,得到反硝化过程产生 $N_2O$ 。

DNDC模型假定:反硝化的一系列过程( $NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$ )中,每一个过程的底物(除DOC)和参与作用的菌都是相互独立的,各类功能菌竞争的底物为DOC。因此, $NO$ 、 $N_2O$ 和 $N_2$ 的产生速率遵守基本化学动力学准则,计算方程相对简单。 $N_2O/NO/N_2$ 比重主要受土壤属性、水分含量、温度等影响。硝化过程产生 $N_2O$ 和反硝化过程类似,不同的是,利用分解过程中的产物为DOC和 $NH_4^+$ ,活动细菌为硝化细菌。设定硝化产生的 $N_2O$ 占硝化作用的0.25%。DNDC产生的总 $N_2O$ 排放量为硝化作用和反硝化作用之和。反硝化作用和硝化作用的比例由土壤 $O_2$ 含量决定,采用命名为“厌氧球”的方法,即跟踪土壤 $O_2$ 的扩散和消耗,厌氧球体积发生变化,当底物位于厌氧球的区域范围内时,发生反硝化作用,反之则为硝化作用。

DNDC模型适用环境范围广(旱地、水田、森林、草地等多种土壤环境),输入参数相对于其他一些机理模型(如后面提及的Ecosys等)比较容易获得。模型过程明确,便于改造成适用各种其他用途的综合模型。利用GIS技术进行区域 $N_2O$ 模拟时,DNDC模型的优势更加明显,是现今研究的热点之一。该模型的不足之处在于:在低施N量或不施N的情况下,模拟效果不佳<sup>[10,25]</sup>。

国内外在DNDC模拟农业土壤 $N_2O$ 排放方面做了大量的研究。从表1列出的一些结果来看,当前的研究不仅验证了DNDC模型田间点位的可实施性,与其他模型相结合的综合模型和区域DNDC模型的应用也是研究的热点领域。

#### 1.2.2 DAYCENT

DAYCENT<sup>[31-33]</sup>模拟大气-植物-土壤碳氮循环,是CENTURY模型的以日为时间单位的模型衍生。碳氮流的主要控制因子为:各个库规格的大小、碳氮比、木质素含量、水分、温度等环境因子。输入参数包括每日气候变化(气温、降雨、光照、湿度以及风速)、土壤属性(水分含量、粘粒含量、土壤容量等)以及当前和历史土壤利用方式。该模型同样将 $N_2O$ 来源分为硝化过程和反硝化过程。

硝化反应中,主要控制因子为 $NH_4^+$ 浓度、土壤水分含量、温度、土壤质地等,其中受水分含量影响较大。土壤充水孔隙(Water-filled Pore Space, WFPS)过低抑制 $N_2O$ 排放,过高时 $N_2O$ 排放取决于土壤氧气含量,最佳WFPS为55%左右,一般设定硝化产生 $N_2O$ 占硝化作用的比例为2%。反硝化作用的主要控

表 1 DNDC 模型农田应用现状<sup>[7-30]</sup>  
Table 1 Application of DNDC model in agricultural fields<sup>[7-30]</sup>

| 模型类型    | 第一作者                 | 国家  | 发表年份 | 主要内容                                                                                                                           |
|---------|----------------------|-----|------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 点模型应用   | M. Abdalla           | 爱尔兰 | 2009 | DNDC 模拟春季大麦田的 N <sub>2</sub> O 排放,对于高施氮水平的麦田模拟效果好,未施肥的麦田模拟效果稍差                                                                 |
|         | Christina Tonitto    | 美国  | 2009 | 利用 Monte Carlo 方法和 DNDC 结合,模拟得到 N <sub>2</sub> O 田间排放量为有效态 N 的 1%~4%                                                           |
|         | Daan Beheydt         | 德国  | 2008 | 对少耕、传统耕作观测 N <sub>2</sub> O 排放并和 DNDC 模拟结果对比,指出模型在水分含量较多情况下没有模拟出排放峰值                                                           |
|         | Neda Farahbakhshazad | 美国  | 2008 | 利用 DNDC 在不同农田管理方式下评估 N <sub>2</sub> O 排放,得到 N <sub>2</sub> O 排放受多种因素综合作用                                                       |
|         | Pampolino M F        | 印度  | 2007 | 原位 N 管理模式(SSMN)能获得灌溉水田的稳定高产,利用 DNDC 模型评估该模式下 N 损失以及 N <sub>2</sub> O 排放                                                        |
|         | Daan Beheydt         | 德国  | 2007 | 利用 22 a 长期观测地的 N <sub>2</sub> O 排放实测值,验证 DNDC 模型的有效性,并和不同经验回归模型进行比较                                                            |
|         | Babu                 | 印度  | 2006 | 将 DNDC 模型应用于不同类型的水田,模拟值和实测值差异小于 20%                                                                                            |
|         | 谢军飞                  | 中国  | 2004 | 模拟北京地区大豆农田的 N <sub>2</sub> O 排放,与实测值相比,在干旱和非农业活动时期模拟值偏低,生长期模拟结果较好                                                              |
|         | Zucong Cai           | 中国  | 2003 | 利用东亚地区 3 个国家的 N <sub>2</sub> O 排放数据,验证 DNDC 模型有效性,并指出 DNDC 模型结合本地土壤属性和管理措施能有效提高模型精度                                            |
|         | 徐文彬                  | 中国  | 2001 | 应用 DNDC 模型分析施肥和翻耕方式变化对贵州地区旱田土壤 N <sub>2</sub> O 释放的潜在影响                                                                        |
|         | Gou ji               | 中国  | 1999 | 应用 DNDC 模拟 3 种施肥条件下稻麦轮作土地的 N <sub>2</sub> O 排放                                                                                 |
| 区域模型应用  | Donna Giltrap        | 新西兰 | 2008 | 利用 DNDC 模型模拟新西兰 Manawatu-Wanganui 地区 1990—2004 年间的 N <sub>2</sub> O 排放为 4.6 GgN <sub>2</sub> O-N·a <sup>-1</sup>               |
|         | 李 虎                  | 中国  | 2007 | DNDC 模拟河北范围内黄淮海平原的农田土壤 N <sub>2</sub> O 排放,2003 年总排放量为 40.3 Gg N·a <sup>-1</sup>                                               |
|         | 张 远                  | 中国  | 2007 | GIS 和 DNDC 结合模拟 1988 年和 2005 年辽东湾水稻田 N <sub>2</sub> O 排放及分布特征                                                                  |
|         | Changsheng Li        | 中国  | 2005 | 在中国用 DNDC 模型模拟水田两种水分管理方式下的温室气体排放,由于 CH <sub>4</sub> 和 N <sub>2</sub> O 存在此消彼长的关系,计算由持续淹水向间歇灌溉的转化中产生的总温室效应                      |
|         | Grant B              | 加拿大 | 2004 | 利用 DNDC 模型,预测在不同农业管理模式,1970—2029 年间加拿大 7 种主要土壤 N <sub>2</sub> O 排放变化                                                           |
|         | K. Butterbach-Bahl   | 德国  | 2004 | 利用 GIS 技术结合 DNDC,估算 1995 年 Saxony 地区农田 N <sub>2</sub> O 排放值为 5 475 tN <sub>2</sub> O-N                                         |
|         | 徐文彬                  | 中国  | 2002 | 根据 3 种不同农田土地利用方式,对比模型结果和实测结果,并推算贵州省的 N <sub>2</sub> O 排放为 4.38 GgN·a <sup>-1</sup>                                             |
|         | L. Brown             | 英国  | 2002 | 利用 1990 年英国土壤和作物数据库,DNDC 模拟结果为 50.9 GgN <sub>2</sub> O-N·a <sup>-1</sup> ,并分析该模型对土壤、气候和管理措施的敏感性                                |
|         | Changsheng Li        | 中国  | 2001 | 和 IPCC 提出的国家范围内 N <sub>2</sub> O 排放清单方法对比,用 DNDC 模拟中国农田 1990 年 N <sub>2</sub> O 排放量为 0.31 TgN <sub>2</sub> O-N·a <sup>-1</sup> |
|         | 王校科                  | 中国  | 2001 | DNDC 模拟长江三角洲农田生态系统的 N <sub>2</sub> O 排放为 0.019 TgN·a <sup>-1</sup> ,占全国总量的 6.1%                                                |
| 与其他模型结合 | Wolfgang Britz       | 德国  | 2009 | 结合一个农业经济模型(普通农业政策的区域影响 CAPRI)构建 DNDC-CAPRI,输出参数与原 DNDC 相比温室气体排放的拟合度很好                                                          |
|         | Yu Zhang             | 中国  | 2002 | 结合详细的作物生长数学参数,得到预测更准的 Crop-DNDC 模型                                                                                             |

制因子为 NO<sub>3</sub> 含量、水分含量、活性 C 含量以及土壤质地等。活性 C 含量取决于有机物的异氧呼吸作用。当 WFPS 达到一定的临界值时,发生反硝化作用,随着 WFPS 增加,反硝化速率变大,当水分达到饱和状态则趋于平缓。反硝化作用直接产物为 N<sub>2</sub>O 和 N<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O/N<sub>2</sub> 比例取决于水分含量、NO<sub>3</sub> 含量以及土壤异养呼吸速率。NO 由硝化作用和反硝化作用产生的总 N<sub>2</sub>O 量、土壤气体扩散系数、降雨等决定。因此,和 DNDC 模型有所不同,N<sub>2</sub>O 的最终排放量应该去除转化为 NO 的量。

DAYCENT 模型以日为单位模拟时间,N 循环研究过程和 DNDC 模型类似,但前者突出水分含量为控制模型进程的关键因子。

DAYCENT 模型目前虽不如 DNDC 模型应用得那么广泛,但也取得了不少研究成果,在欧美得到了广泛的应用。如 Grosso 等<sup>[34-38]</sup>2006 年应用该模型对美国农业土壤 N<sub>2</sub>O 的排放进行了估算;2009 年还用该方法模拟了全球范围内 3 种旱地作物的 N<sub>2</sub>O 排放,并分别和 IPCC 指南的方法作对比。

1.2.3 Ecosys

Ecosys 由加拿大阿尔伯达大学的 Grant 等开发,模拟不同陆地生态系统下的生态行为,是个复杂的数学模型<sup>[39,41]</sup>。包括 7 个子模型<sup>[40]</sup>,主要模拟水、热、C、O、N 等在土-气-植物界面之间的迁移转化过程,同时考虑土壤管理措施的影响。Ecosys 的输入参数是本文涉及的模型中最多的,包括气候、土壤层、土壤属性、详细的作物信息和详细的管理措施(施肥、耕作、灌溉、播种、收获等)。模拟时间尺度很大,从秒到世纪,且模拟范围尺度也很大,从毫米到千米。氧气含量和营养物来源限制分解作用,这种分解作用能控制反硝化过程中  $\text{N}_2\text{O}$  气体排放。自养硝化过程产生  $\text{N}_2\text{O}$  气体决定于其微生物子模型,因此,该模型和其他模型不一样,没有设定硝化作用产生  $\text{N}_2\text{O}$  占硝化作用的比重,是个动态的模拟过程,更为精确。微生物群落的分布受 C、N、P 等营养元素、根系吸收、真菌等影响。

Ecosys 模型的特点为结构复杂,适用范围很广,模拟时间跨度大,所需参数多且详尽,但是模拟过程详尽,结果准确。由于所需参数太多,且其模型多为微生物数学模型(受外界影响太大),应用较为困难,目前仅在加拿大本土应用较多。

Li 等<sup>[41]</sup>2004 年通过 GIS 和 Ecosys 结合,使得该模型在区域范围内得到应用;Granta 等<sup>[42]</sup>验证了施肥农田中该模型的可靠性;Metivie<sup>[43]</sup>于 2004 年验证了点位和景观尺度范围内的施肥土壤  $\text{N}_2\text{O}$  排放。

#### 1.2.4 WNMM

WNMM (Water and Nitrogen Management Model) 农业水氮管理模型,由澳大利亚墨尔本大学的 Li Yong 等开发,模拟不同农业管理模式(灌溉、耕作、肥料施入等)水分迁移、溶质运动及 C、N 循环<sup>[44,47]</sup>。该模型的 N 循环模型和 DNDC 模型类似,均是反映硝化和反硝化过程。硝化作用和反硝化作用的界限取决于土壤水分状况,当 WFPS 超过 0.8 时,发生反硝化作用。

模型主要针对旱地作物开发,适用于干旱半干旱气候条件,且结构较为简单,所需输入参数较少,侧重于水肥管理措施对排放的影响<sup>[44-45]</sup>。该模型主要应用于澳大利亚和中国, Li<sup>[45]</sup>在 2005 年和 2007 年利用 WNMM 模拟河北栾城的 2 a 和河南封丘 1 a 的观测实验结果,在针对封丘农业土壤的模型对比研究中, WNMM 的模拟结果优于 DAYCENT 和 DNDC 的模拟结果。Li 等<sup>[46]</sup>2008 年报道了澳大利亚东南部雨养麦田的 WNMM 模拟结果,并得出与  $\text{N}_2\text{O}$  年排放量相关的环境因子。Liu<sup>[48]</sup>模拟了山西晋中玉米地的 1 a 观测

数据,得到模拟平均值为观测值的 76%,相关系数  $R^2=0.49$ ,拟合效果较好。

#### 1.2.5 其他机理过程模型

FASSET (Farm Assessment Tool) 模型<sup>[49-51]</sup>是欧洲在草地生态系统和农田生态系统应用得较为广泛的模型之一。该模型主要模拟在日天气变化、水分条件和 N 含量等条件下, N 的转化过程以及作物产出等。该模型特点是以日为时间单位的  $\text{N}_2\text{O}$  排放结果良好,且能很好地模拟降雨和施肥等引起的排放峰值。

Parton<sup>[49]</sup>1996 年提出 NGAS 模型,认为硝化产生  $\text{N}_2\text{O}$  的主要影响因子为土壤质地、 $\text{NH}_4^+$  含量、含水量、N 转化率、pH 和温度;反硝化进程则受土壤异氧呼吸速率、 $\text{NO}_3^-$  含量、土壤含水量和土壤质地的影响。NGAS 模型和前面所述的 DAYCENT 模型结合应用较多。Mummey 等<sup>[52]</sup>1998 年用 NGAS 模型模拟美国在免耕和常规耕作下的 2 639 个农田点的  $\text{N}_2\text{O}$  排放值分别为 478、448  $\text{GgN}_2\text{O-N}\cdot\text{a}^{-1}$ 。

EXPERT-N<sup>[53]</sup>主要模拟土壤-植物-大气界面的 C、N 及水分迁移转化过程,具体包括:一维水迁移、溶质运动、热转化、C 和 N 转换、作物生长和土壤管理等过程。分别有不同数学公式对应子模型,可以独立应用,比较方便。应用范围主要包括北美国家和欧洲,年限从 1991 年至 2004 年。

NOE (Nitrous Oxide Emission) 是法国的 Henault 等<sup>[54]</sup>专门针对硝化和反硝化过程的  $\text{N}_2\text{O}$  排放而开发,模型简单,输入参数少,主要有:生物学参数、WFPS、温度和矿质 N 含量。Gabrielle 等<sup>[55]</sup>2006 年将 CERES 模型(一种作物模型)和 NOE 结合,模拟法国 3 种土壤在传统小麦耕作方式下的  $\text{N}_2\text{O}$  排放。

Riley 等开发了 NLOSS (Nitrogen Losses from Soil System) 模型<sup>[56]</sup>,模拟农业生态系统的 N 损失以及得到不同管理措施下的 N 利用率和损失率。目前仅开发者应用了该模型。

Davidson 等<sup>[57]</sup>用 TRAGNET 数据库的数据验证了 HIP (Hole-In-Pipe) 理论的  $\text{N}_2\text{O}$  排放,且基于 HIP 理论的 NASA-CASA 模型应用于全球范围,对全球农业  $\text{N}_2\text{O}$  估算结果为 2.1  $\text{TgN}\cdot\text{a}^{-1}$ <sup>[58]</sup>。

## 2 经验统计模型

从 20 世纪 70 年代开始氧化亚氮排放观测工作之后,90 年代初国内外的研究人员开始了数据收集工作,以排放量和可能的影响因子数据为基础,进行统计分析。经验统计模型按照分析方法的不同可以分

为归纳模型、回归模型和其他统计模型(如线性混合模型)。

## 2.1 归纳模型

这种类型的模型研究方法为:收集  $\text{N}_2\text{O}$  排放资料,按照土壤类型、作物类型不同等进行归纳分类,并以均值代表该分类下的  $\text{N}_2\text{O}$  排放值,或者得到 N 肥引起的排放因子等,再进行区域范围内估算。归纳模型的特点:与其他经验统计模型对比,没有涉及典型的统计方法(回归等);涉及的因子数量较少,一般只有一个或者两个;应用归纳模型时也很简单,但是准确度相对而言较低。

Xing 等<sup>[59-61]</sup>分析收集了中国旱地作物和水田关于  $\text{N}_2\text{O}$  排放的观测数据,该研究认为耕作时间和耕作方式是影响排放的重要原因,将旱地按一年一熟、一年两熟以及一年三熟等划分,水田地区按单季稻、双季稻、稻麦轮作等分类,分别得到不同类型土壤的平均值,以平均值代替该类型下  $\text{N}_2\text{O}$  排放。利用 1995 年统计年鉴的土地利用类型资料,估算中国农田  $\text{N}_2\text{O}$  排放量为旱地  $310 \text{ GgN} \cdot \text{a}^{-1}$  和水田  $88 \text{ GgN} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

Conen 等<sup>[62]</sup>2000 年根据土壤表层的矿质氮含量、土壤水分含量以及土壤温度构建了一个经验统计模型。过程简单易懂,模拟结果明确可靠。将  $\text{N}_2\text{O}$  排放值分为低(1~10)、中(10~100)和高(100~1 000)  $\text{gN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ,矿质氮含量分别为  $<10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $>10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ,低于和高于  $100 \text{ gN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$  的边界公式分别为:

$$[\% \text{WPFS}] + 2[\text{temp in}] = 90$$

$$[\% \text{WPFS}] + 2[\text{temp in}] = 105$$

Helgason<sup>[63]</sup>收集了加拿大 400 个  $\text{N}_2\text{O}$  农田观测数据,对于没有施加粪肥的农田,其排放因子为 1.18%,小于 IPCC 推荐值 1.25%。其中,肥料排放因子为同一个气候、土壤条件下,施肥农田  $\text{N}_2\text{O}$  排放量减去没有施肥农田  $\text{N}_2\text{O}$  排放量,再除以施肥量。

Yan 等<sup>[64]</sup>2003 年修正 IPCC 方法预测亚洲地区农田  $\text{N}_2\text{O}$  排放时,搜集相关数据,把观测时间超过 1 a 的无施肥的  $\text{N}_2\text{O}$  排放平均值作为背景排放值。再算出含无施肥处理的  $\text{N}_2\text{O}$  排放观测对比试验中的排放因子(分成旱地和水田),取这些排放因子的平均值为排放因子,得到:

排放量 =  $1.22 + 0.0125 \times \text{旱地总施肥量} + 0.0025 \times \text{水田总施肥量}$

由该方程估算的 1995 年亚洲地区农田  $\text{N}_2\text{O}$  排放量为  $1.2 \text{ TgN}$ 。

Akiyama 等<sup>[65]</sup>2004 年收集了全球 17 个观测点的

113 个水田排放数据,将水田按水分管理方式划分(方法类似于 Yan 等,2003),分别得到  $\text{N}_2\text{O}$  排放公式:

持续淹水水田的季节排放量

$$= 341 \text{ gN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1} + 0.22\% \times \text{N}$$

中途排干水田的季节排放量

$$= 993 \text{ gN} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{season}^{-1} + 0.37\% \times \text{N}$$

Akiyama 等<sup>[66]</sup>2006 年收集了日本的农田观测数据,得到旱地、茶叶地、水田由施氮引起的排放因子分别为 0.62%、2.82%、0.31%。

## 2.2 回归模型

回归模型是最为常见的经验统计模型,收集与排放量相关因子的数据,构建因子和排放量的回归模型。常用的因子包括肥料用量、气候因子、土壤常规属性因子以及管理措施因子。回归模型和归纳模型对比涉及的因子较多,但结果明确,可靠性增加(下文所述的回归拟合度  $R^2$  为 0.3~0.8),应用方便。

Bownman<sup>[67]</sup>1996 年利用 20 个全年观测数据,发现施肥量是  $\text{N}_2\text{O}$  排放的重要因子,构建了一个简单回归模型:

$$\text{N}_2\text{O 年排放量} = 1 + 0.0125 \times \text{N 施入量}$$

模型拟合效果很好,解释了 80% 的变量。该模型作为 IPCC 的推荐模型估算  $\text{N}_2\text{O}$  排放量。

Sozanska 等<sup>[68]</sup>2002 年收集 1980—1997 年间的温带  $\text{N}_2\text{O}$  排放资料和土地利用类型的相关资料,进行因子分析,建立了逐步回归模型。自变量为对数转换后的  $\text{N}_2\text{O}$  年排放量,因变量分别为对数转换后的施氮量和 WPFS、土壤温度以及用 1、2、3 分别表示的 3 种不同土地利用类型,得到  $R^2 = 0.398$  (变量个数  $n$  为 107)。土地利用类型解释了 8.7% 的变量,起重要作用。用该模型对整个英国农业  $\text{N}_2\text{O}$  排放进行模拟,结果为  $127 \text{ GgN}_2\text{O-N} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

Freibauer 等<sup>[69]</sup>2003 年将欧洲划分为温带地区和亚寒带地区,分别进行  $\text{N}_2\text{O}$  逐步多元线性回归,自变量包括:肥料用量、土壤表层有机碳含量、全氮含量以及沙粒含量。在寒带地区的回归系数为 0.31 ( $n=46$ ),温带为 0.38 ( $n=61$ ),该模型和其他模型(IPCC 模型、Bouwman 2002 年模型等)对比,具有更好的拟合度。Freibauer 等 2003 年结合 GIS 技术在欧洲范围内应用该回归模型,得到农业土壤释放  $419 \text{ GgN}_2\text{O-N} \cdot \text{a}^{-1}$ 。

Roelandt 等<sup>[70]</sup>2005 年收集了资料,进行因子分析,着重强调气候因子和施肥量对排放的影响,利用多元线性回归构建农田氧化亚氮排放模型:

$Emission(\text{年排放量}) = -8.2 + 0.75T_{\text{spring}}(\text{春季平均温度 } ^\circ\text{C}) + 0.014P_{\text{summer}}(\text{夏季平均降雨量 mm})$ , ( $R^2=0.38, n=53$ )。

Gu 等<sup>[71-72]</sup>分别于 2007 年和 2009 年通过收集中国沈阳等地 10 个观测点的背景排放资料,构建背景排放量(BNE)与土壤全 N 含量、有机碳含量、容积和粘粒含量的回归方程。利用该方程,结合 GIS 技术,在中国范围内计算农田背景排放量为 99.0~116.9 GgN<sub>2</sub>O-N·a<sup>-1</sup>,有机土壤占 1.5%~1.8%;每公顷 BNE<0.1、0.1~2.0 和 >2.0 kgN·hm<sup>-2</sup>·a<sup>-1</sup> 的比例分别为 11%~24%、71%~84%和 3%~5%。

邹建文等<sup>[73-76]</sup>把水稻田按照水分管理方式分成 3 类,持续淹水、淹水-烤田-淹水和淹水-烤田-淹水-湿润灌溉,用施 N 量作为自变量建立 3 个不同的经验回归模型,且于 2009 年,利用 2005—2007 年我国稻田 N<sub>2</sub>O 排放通量的田间原位测定资料和国际上其他地区稻田 N<sub>2</sub>O 报道对模型进行了验证,根据中国 20 世纪 50—90 年代间稻田水分管理方式和施肥的变迁,建立 20 世纪 50—90 年代的中国水稻田 N<sub>2</sub>O 排放变化曲线。

卢燕宇等<sup>[77-78]</sup>搜集 206 组国内外一年以上的旱地农田 N<sub>2</sub>O 排放数据,通过添加降雨量因子改进 IPCC 推荐的排放系数法,构建旱地农田的排放回归方程:

$Emission = 1.49P + 0.0186P \times F$  (式中  $P$  为年降雨量,  $F$  为施肥量) ( $R^2=0.61$ )

上式和 IPCC 推荐方法相比具有更好的模拟效果。该模型在中国范围内的应用,得到 1980—2000 年间中国旱地农田化学氮源 N<sub>2</sub>O 平均年排放量为 167 GgN<sub>2</sub>O-N·a<sup>-1</sup>。

### 2.3 线性混合模型

线性混合模型和普通回归模型相比,多了能解释随机因素的随机项。Bouwman 等<sup>[79-80]</sup>于 2002 年收集了来自 139 个观测点的 896 个 N<sub>2</sub>O 观测值和相关控制因子,采用线性混合模型,利用 REML(Residual Maximum Likelihood)方法得出和 N<sub>2</sub>O 排放相关的影响因子(Wald 统计检验  $P$  值<0.005),并得到这些影响因子的系数。随机因子为数据来源编号;固定因子包括气候类型、作物类型、水分条件、肥料类型和用量、采样频率、土壤属性等。公式表示为:

$\ln(N_2O \text{ 排放量}) = \text{常数} + \text{随机因子} + \sum \text{固定因子}$

通过在全球范围内用 GIS 技术在 0.5°×0.5°网格大小绘制全球 N<sub>2</sub>O 排放图,得到 1995 年排放量为 2.8 TgN,且得到全球 N 肥排放系数计算结果为

0.9%,和 IPCC 2006 全球旱地排放系数结果 1%接近。

Stehfest 等<sup>[81]</sup>2005 年在 Bownman 工作基础上进一步收集资料,获得 1 008 组观测数据,采用方法和 Bownman 2002 年所用方法一致,得到的结果为全球农业 N<sub>2</sub>O 排放总量为 3.3 TgN·a<sup>-1</sup>,和 2002 年的研究相比,结果更可靠。

## 3 讨论

机理过程模型一般是点位模拟,所需参数包括气候因子、作物因子、土壤各种形态 N 离子含量、水分含量、氧气含量、温度等,要求详细明确,涉及到复杂物理、化学以及生物过程。N<sub>2</sub>O 排放来源于硝化和反硝化,以土壤的 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>含量为基础,利用不同的外界条件(环境因子、作物因子等)影响微生物活动来解释不同的排放量。因此,除 NO<sub>3</sub><sup>-</sup>和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>含量之外,过程机理模型往往把氧气含量和水分状况作为控制硝化作用和反硝化作用的关键因子,N 循环模拟也基本类似,但是不同模型的侧重点不同导致一些基本参数设定的差异,如 N<sub>2</sub>O 占硝化反应的比重(DNDC 设定为 0.25%,WNMM 为 0.1%~0.5%,DAYCENT 为 2%)、反硝化 N<sub>2</sub>O/N<sub>2</sub>或 N<sub>2</sub>O/NO/N<sub>2</sub>/NO 的产生来源、硝化和反硝化作用临界状态的氧气含量和水分状况等,是造成不同模型 N<sub>2</sub>O 排放模拟值的差异的主要原因。Frolking<sup>[82]</sup>1998 年在相同的环境下对比了 CENTURY、DNDC、Expert-N、NASA-CASA 这 4 个模型的 N<sub>2</sub>O 排放模拟结果,指出尽管这 4 个模型的土壤 N 循环过程类似,N<sub>2</sub>O 排放值却不尽相同,且作者认为差异来源为不同模型对水分含量侧重点不同导致硝化和反硝化的差异。Li 等利用 WNMM、CENTURY 和 DNDC 3 个模型,模拟中国华北平原某地的 N<sub>2</sub>O 排放,在 0~20 cm 表层土中的 N 循环动力模拟过程几乎一样,但是 N<sub>2</sub>O 排放结果不一样。

经验统计模型定位于区域范围,以不同地域的大量数据收集工作作为分析基础,是一个由点到面的汇集过程。根据不同的区域收集不同的资料,构建的模型参数不同,忽略过程,只考虑由肥料、气候、土壤基本属性等易于获得的因子,收集大量的统计资料,归纳总结出具体影响因子,建立简单易懂的统计模型。几乎所有的经验统计模型认为肥料 N 用量是最重要的影响因子。

因此,两种不同类型的模型对比,优缺点明确:机理过程模型强调 N<sub>2</sub>O 产生的过程,所需参数较多,过程复杂,尤其用于点位模拟时,准确度较高;经验统计

模型仅考虑结果,所需参数少,且参数灵活多变,视情况而定,往往适用于区域范围模拟,点位模拟结果不确定性差。

国外机理过程模型研究较多,但遗憾的是在中国还没有独立开发的机理模型。在中国应用较多的为国外华人开发的 DNDC 及 WMM 模型,尤其是 DNDC 模型。其他模型在中国应用较少,如 EXPERT-N、FASSET 在中国尚无应用范例。与机理过程模型对比,经验统计模型在中国发展较好,取得了较多研究成果,研究者们分别模拟了全国农田范围内背景值、旱地以及水田的  $N_2O$  排放。

#### 4 展望:区域范围 $N_2O$ 排放模拟

随着 GIS 技术应用,区域范围  $N_2O$  排放模拟得到长足发展,是现今研究的热点,也是今后研究  $N_2O$  排放的重要方向。

区域模拟的关键问题在于如何获取面源参数,目前  $N_2O$  区域模拟研究的基本出发点用一个点或者几个点的值扩展成一个小区域内的平均值,由这些平均值算出整个区域范围的排放。理论上区域面积足够小就能代表真实值。但往往输入数据的点数较少,只能用一个点或者少数几个点代表较大的区域,误差较大。例如:目前估计全球农业土壤区域排放最精确的栅格参数为  $0.1^\circ \times 0.1^\circ$  (经纬度),在这个最小区域内,仅农田 SOC 值就存在较大差异,用一个点值替代这个区域内的均值,很有可能误差过大。机理过程模型进行区域模拟时,由于输入参数多,由输入参数带来的点扩展到面的误差更大。因此,基于现实问题(土壤属性参数存在资料难以获得、空间变异性大,农业管理资料存在准确度低,肥料资料存在统计不完全等,很多输入数据量不够等),如何用少量点代替该区域的  $N_2O$  排放特性,点位的分布如何,利用数值分析和概率统计方法(如随机模拟、蒙特卡洛方法等)使区域模拟值满足一定精度,这对今后区域模拟发展能起到很好的促进作用。获得区域  $N_2O$  模拟结果之后,怎样评估  $N_2O$  排放空间特性,以及进一步阐述  $N_2O$  排放的重要影响因子的变异和影响方式等也值得深入探讨。

#### 参考文献:

- [1] IPCC. Agriculture/Climate Change 2007: Mitigation, Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change[C]. 2007: 499–533.
- [2] Focht D D. The effect of temperature, pH, and aeration on the production of nitrous oxide and gaseous nitrogen: A zero order kinetic model[J]. *Soil Science*, 1974, 118: 173–179.
- [3] Parton W J, Mosier A R, Ojima D S, et al. Generalized model for  $N_2$  and  $N_2O$  production from nitrification and denitrification[J]. *Global Biogeochem Cycles*, 1996, 10(3): 401–412.
- [4] Chalk P M, Smith C J, Freney J R, et al. In gaseous loss of nitrogen from plant–soil system[J]. *Chemodenitrification*, 1983: 65–89.
- [5] Li C. Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems[J]. *Nutr Cycl Agroecosyst*, 2000, 58: 259–276.
- [6] 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(3): 89–99.  
Li Chang-sheng. Biogeochemical concepts and methodologies: development of the DNDC model[J]. *Quaternary Sciences*, 2001, 21(3): 89–99.
- [7] Tonitto C, David M B, Drinkwater L E. Modeling  $N_2O$  flux from an Illinois agroecosystem using Monte Carlo sampling of field observations[J]. *Biogeochemistry*, 2009, 93: 31–48.
- [8] Jagadeesh B Y, Li C, Froking S, et al. Field validation of DNDC model for methane and nitrous oxide emissions from rice-based production systems of India[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2006, 74: 157–174.
- [9] Zhang Y, Li C, Zhou X, et al. A simulation model linking crop growth and soil biogeochemistry for sustainable agriculture[J]. *Ecological Modelling*, 2002, 151: 75–108.
- [10] 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.
- [11] Li C, Zhuang Y, Cao M, et al. Comparing a process-based agro-ecosystem model to the IPCC methodology for developing a national inventory of  $N_2O$  emissions from arable lands in China [J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2001, 60: 159–175.
- [12] Britz W, Leip A. Development of marginal emission factors for N losses from agricultural soils with the DNDC-CAPRI meta-model[J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2009. In Press. doi: 10. 1016 /j. agee. 2009. 04. 26.
- [13] Pampolino M F, Manguiat I J, Ramanathan S. Environmental impact and economic benefits of site-specific nutrient management (SSNM) in irrigated rice systems[J]. *Agricultural Systems*, 2007, 93: 1–24.
- [14] Grant B, Smith W N, Desjardins R, et al. Estimated  $N_2O$  and  $CO_2$  emissions as influenced by agricultural practices in Cannada [J]. *Climatic Change*, 2004, 65: 315–332.
- [15] Cai Z, Sawamoto T, Li C. Field validation of the DNDC model for greenhouse gas emissions in East Asian cropping systems[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2003, 17(4): 1–10.
- [16] Brown L, Syed B, Jarvis S C, et al. Development and application of a mechanistic model to estimate emission of nitrous oxide from UK agriculture[J]. *Atmospheric Environment*, 2002, 36: 917–928.
- [17] Li C, Froking S, Xiao X. Modeling impacts of farming management alternatives on  $CO_2$ ,  $CH_4$  and  $N_2O$  emissions: A case study for water management of rice agriculture of China[J]. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19: 1–10.
- [18] Farahbakhshazad N, Dinnes D L, Li C. Modeling biogeochemical impacts of alternative management practices for a row-crop field in Iowa [J]. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2008, 123: 30–48.
- [19] Gou J, Zheng X, Wang M. Modeling  $N_2O$  emissions from agricultural fields in Southeast China[J]. *Advances in Atmospheric Sciences*, 1999, 16(4): 581–592.
- [20] Beheydt D, Boeckx P, Hasan P A.  $N_2O$  emission from conventional and

- minimum-tilled soils[J]. *Biol Fertil Soils*, 2008, 44: 863–873.
- [21] Butterbach-Bahl K, Kesik M, Miehle P, et al. Quantifying the regional source strength of N-trace gases across agricultural and forest ecosystems with process based models[J]. *Plant and Soil*, 2004, 260: 311–329.
- [22] Giltrap D, Saggar S, Li C, et al. Using the NZ-DNDC model to estimate agricultural N<sub>2</sub>O emissions in the Manawatu-Wanganui region[J]. *Plant and Soil*, 2008, 309: 191–209.
- [23] Beheydt D, Boeckx P, Sleutel S. Validation of DNDC for 22 long-term N<sub>2</sub>O field emission measurements[J]. *Atmospheric Environment*, 2007, 41: 6196–6211.
- [24] 徐文彬, 刘广深, 洪业汤, 等. DNDC 模型对我国旱地 N<sub>2</sub>O 释放的拟合对比分析[J]. *矿物学报*, 2002, 22(3): 222–228.  
XU Wen-bin, LIU Guang-shen, HONG Ye-tang, et al. The first comparison of measured and DNDC modeled N<sub>2</sub>O fluxes from upland soils in China[J]. *Acta Mineralogica Sinica*, 2002, 22(3): 222–228.
- [25] 谢军飞, 李玉娥. DNDC 模型对北京旱地 N<sub>2</sub>O 排放的模拟对比分析[J]. *农业环境科学学报*, 2004, 23(4): 691–695.  
XIE Jun-fei, LI Yu-e. Comparative analysis oil measured and DNDC modeled N<sub>2</sub>O emissions from upland farm in Beijing[J]. *Journal Agro-Environment Science*, 2004, 23(4): 691–695.
- [26] 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<sub>4</sub> 和 N<sub>2</sub>O 排放量估算中的应用[J]. *环境科学*, 2001, 22(3): 15–19.  
WANG Xiao-ke, OUYANG Zhi-yun, MIAO Hong. Application of DNDC model in estimation of CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O emissions in agricultural ecosystems in Yangtze River Delta [J]. *Environmental Science*, 2001, 22(3): 15–19.
- [27] 李 虎, 王立刚, 邱建军. 黄淮海平原河北省范围内农田土壤二氧化碳和氧化亚氮排放量的估算[J]. *应用生态学报*, 2007, 18(9): 1994–2000.  
LI Hu, WANG Li-gang, QIU Jian-jun. Estimation of CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from farmland soils in Hebei Province in Huang-Huai-Hai Plain[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2007, 18(9): 1994–2000.
- [28] 张 远, 齐家国, 殷鸣放, 等. 辽东湾沿海水稻田温室气体排放的时空动态模拟[J]. *中国农业科学*, 2007, 40(10): 2250–2258.  
ZHANG Yuan, QI Jia-guo, YIN Ming-fang, et al. Simulating spatial-temporal dynamics of greenhouse gas emission from rice paddy field in Liaodong Coastal Region, China[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2007, 40(10): 2250–2258.
- [29] 徐文彬, 刘维屏, 刘广深. 温度对旱田土壤 N<sub>2</sub>O 排放的影响研究[J]. *土壤学报*, 2002, 39(1): 1–8.  
XU Wen-bin, LIU Wei-bing, LIU Guang-shen. Effect of temperature on N<sub>2</sub>O emissions from subtropical upland soils[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2002, 39(1): 1–8.
- [30] 徐文彬, 刘维屏, 刘广深. 应用 DNDC 模型分析施肥和翻耕方式变化对旱田土壤 N<sub>2</sub>O 释放的潜在影响[J]. *应用生态学报*, 2001, 12(6): 917–922.  
XU Wen-bin, LIU Wei-bing, LIU Guang-shen. Potential effect of fertilising and tilling on N<sub>2</sub>O emission from upland soils analyzed by DNDC model[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2001, 12(6): 917–922.
- [31] Parton W J, Ojima D S, Cole C V, et al. A general model for soil organic matter dynamics; Sensitivity of litter chemistry, texture and management, In Quantitative modelling of soil forming processes[J]. *Soil Sci Soc of Am*, 1994, 39: 147–167.
- [32] Parton W J, Hartman M, Ojima D S, et al. DAYCENT and its land surface submodel; Description and testing[J]. *Glob Planet Change*, 1998, 19: 35–48.
- [33] Grosso S J, Parton W J, Mosier A R, et al. General model for N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> gas emissions from soils due to denitrification[J]. *Glob Biogeochem Cycles*, 2000, 14(4): 1045–1060.
- [34] Grosso S J, Mosier A R, Parton W J, et al. DAYCENT model analysis of past and contemporary soil N<sub>2</sub>O and net greenhouse gas flux for major crops in the USA[J]. *Soil & Tillage Research*, 2005, 83: 9–24.
- [35] Grosso S J, Parton W J, Mosier A R, et al. DAYCENT national-scale simulations of nitrous oxide emissions from cropped soils in the United States[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2006, 35: 1451–1460.
- [36] Grosso S J, Ojima D S, Parton W J, et al. Global scale DAYCENT model analysis of greenhouse gas emissions and mitigation strategies for cropped soils[J]. *Global and Planetary Change*, 2009, 67: 44–50.
- [37] Grosso S J, Ojima D S, Parton W J, et al. Simulated effects of dryland cropping intensification on soil organic matter and greenhouse gas exchanges using the DAYCENT ecosystem model[J]. *Environmental Pollution*, 2002, 116: 75–83.
- [38] Grosso S J, Halvorson A D. Testing DAYCENT model simulations of corn yields and nitrous oxide emissions in irrigated tillage systems in Colorado[J]. *J Environ Qual*, 2008, 37: 1383–1389.
- [39] Grant R F. Mathematical modelling of nitrous oxide evolution during nitrification[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 1995, 27: 1117–1125.
- [40] Grant R F, Nyborg M, Laidlaw J. Evolution of nitrous oxide from soil: I. Model development[J]. *Soil Sci*, 1993, 156: 259–265.
- [41] Li T, Grant R F, Flanagan L B. Climate impact on net ecosystem productivity of a semi-arid natural grassland: modeling and measurement [J]. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2004, 126: 99–116.
- [42] Grant R F, Pattey E. Modelling variability in N<sub>2</sub>O emissions from fertilized agricultural fields[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2003, 35: 225–243.
- [43] Metivier K A, Pattey E, Grant R F. Using the ecosys mathematical model to simulate temporal variability of nitrous oxide emissions from a fertilized agricultural soil[J]. *Soil Biology & Biochemistry*, 2009, 1: 1–17.
- [44] Li Y, Chen D, Zhang Y, et al. Comparison of three modeling approaches for simulating denitrification and nitrous oxide emissions from loam-textured arable soils[J]. *Global Biogeochem Cycles*, 2005, 19(3): 1–15.
- [45] Li Y, White R, Chen D, et al. A spatially referenced water and nitrogen management model (WNMM) for (irrigated) intensive cropping systems in the North China Plain[J]. *Ecological Modelling*, 2007, 203: 395–423.
- [46] Li Y, Chen D, Richard Eckard, et al. Simulation of N<sub>2</sub>O emissions from rain-fed wheat and the impact of climate variation in southeastern Australia[J]. *Plant Soil*, 2008, 309: 239–251.
- [47] 李晓鹏, 张佳宝, 朱安宁. 基于 WNMM 模型的潮土地区农田水氮优化管理[J]. *生态与农村环境学报*, 2009, 25(1): 62–68.  
LI Xiao-peng, ZHANG Jia-bao, ZHU An-ning. WNMM-Model-Based optimization of soil water and nitrogen management in fluvo-aquic soil [J]. *Journal of Ecology and Rural Environment*, 2009, 25(1): 62–68.
- [48] 刘运通. 不同施肥措施下玉米地温室气体排放特点分析与模拟研究[D]. 中国农科院, 2008: 40–47.  
LIU Yun-tong. Study on the characteristics of greenhouse gases flux and its simulation in maize field under different fertilization management[D]. Chinese Academy of Agricultural Sciences, 2008: 40–47.
- [49] Parton W J, Mosier A R, Ojima D S, et al. Generalized model for N<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O production from nitrification and denitrification [J]. *Global Bio-*



- geochem Cycles*, 1996, 10(3):401–412.
- [50] Müller C, Sherlock R R, Williams P H. Field method to determine N<sub>2</sub>O emission from nitrification and denitrification[J]. *Biol Fertil Soils*, 1998, 28:51–55.
- [51] Knudsen M T, Kristensen I S, Berntsen J, et al. Estimated N leaching losses for organic and conventional farming in Denmark[J]. *The Journal of Agricultural Science*, 2006, 144(2):135–149.
- [52] Mummey D L, Smith J L, Bluhm G. Assessment of alternative soil management practices on N<sub>2</sub>O emissions from US agriculture[J]. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 1998, 70(1):79–87.
- [53] Priesack E, Achatz S, Stenger R, et al. Parameterisation of soil nitrogen transport models by use of laboratory and field data; Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management[J]. *CRC*, 2001:461–484.
- [54] Henault C, Bizouard F, Laville P, et al. Predicting in situ soil N<sub>2</sub>O emission using NOE algorithm and soil database[J]. *Global Change Biology*, 2005, 11:115–127.
- [55] Gabrielle B, Laville P, Henault C, et al. Simulation of nitrous oxide emissions from wheat-cropped soils using CERES[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2006, 74:133–146.
- [56] Riley W J, Matson P A. NLOSS: A mechanistic model of denitrified N<sub>2</sub>O and N<sub>2</sub> evolution from soil[J]. *Soil Science*, 2000, 165(3):237–249.
- [57] Davidson E A, Verchot L V. Testing the hole-in-pipe model of nitric and nitrous oxide emissions from soils using the TRAGNET database [J]. *Global Biogeochem Cycles*, 2000, 14(4):1035–1043.
- [58] Potter C S, Matson P A, Vitousek P M, et al. Process modeling of controls on nitrogen trace gas emissions from soils worldwide[J]. *J Geophys Res*, 1996, 101:1361–1377.
- [59] Xing G X, Zhu Z L. Preliminary studies on N<sub>2</sub>O emission fluxes from upland soils and paddy soils in China[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1997, 49:17–22.
- [60] Xing G X. N<sub>2</sub>O emission from cropland in China[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, 52:249–254.
- [61] 邢光熹, 颜晓元. 中国农田 N<sub>2</sub>O 排放的分析估算与减缓对策[J]. 农村生态环境, 2000, 16(4):1–6.  
XING Guang-xi, YAN Xiao-yuan. Analysis and estimation of N<sub>2</sub>O emissions from croplands in China and its mitigation options[J]. *Rural Eco-Environment*, 2000, 16(4):1–6.
- [62] Comen F, Dobbie K E, Smith K A. Predicting N<sub>2</sub>O emissions from agricultural land through related soil parameters[J]. *Global Change Biology*, 2002, 6:417–426.
- [63] Helgason B L, Janzen H H, Chantigny M H, et al. Toward improved coefficients for predicting direct N<sub>2</sub>O emissions from soil in Canadian agroecosystems[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2005, 72:87–99.
- [64] Yan X Y, Akiyama H, Ohara T. Estimation of nitrous oxide, nitric oxide and ammonia emissions from croplands in East, Southeast and South Asia[J]. *Global Change Biology*, 2003, 9:1080–1096.
- [65] Akiyama H, Yagi K, Yan X. Direct N<sub>2</sub>O emissions from rice paddy fields; Summary of available data[J]. *Global Biogeochem Cycles*, 2005, 19, 1005, doi:10.1029/2004GB002378.
- [66] Akiyama H, Yan X Y, Yagi K. Estimations of emission factors for fertilizer-induced direct N<sub>2</sub>O emissions from agricultural soils in Japan; Summary of available data[J]. *Soil Science and Plant Nutrition*, 2006, 52:774–787.
- [67] Bouwman A F. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1996, 46:53–70.
- [68] Sozanska M, Skiba U, Metcalfe S. Developing an inventory of N<sub>2</sub>O emissions from British soils[J]. *Atmospheric Environment*, 2002, 36:987–998.
- [69] Freibauer A, Kaltschmitt M. Controls and models for estimating direct nitrous oxide emissions from temperate and sub-boreal agricultural mineral soils in Europe[J]. *Biogeochemistry*, 2003, 63:93–115.
- [70] Roelandt C, Wesemael B V, Rounsevell M. Estimating annual N<sub>2</sub>O emissions from agricultural soils in temperate climates[J]. *Global Change Biology*, 2005, 11:1701–1711.
- [71] Gu J, Zheng X, Wang Y, et al. Regulatory effects of soil properties on background N<sub>2</sub>O emissions from agricultural soils in China [J]. *Plant Soil*, 2007, 295:53–65.
- [72] Gu J, Zheng X, Zhang W, et al. Background nitrous oxide emissions from croplands in China in the year 2000[J]. *Plant Soil*, 2009, 320:307–320.
- [73] Zou J, Huang Y, Zhen X, et al. Quantifying direct N<sub>2</sub>O emissions in paddy fields during rice growing season in mainland China; Dependence on water regime[J]. *Atmospheric Environment*, 2007, 41:8030–8042.
- [74] Zou J, Huang Y, Qin Y, et al. Changes in fertilizer-induced direct N<sub>2</sub>O emissions from paddy fields during rice-growing season in China between 1950s and 1990s[J]. *Global Change Biology*, 2009, 15:229–242.
- [75] 邹建文, 刘树伟, 秦艳梅. 不同水分管理方式下水稻生长季 N<sub>2</sub>O 排放量估算: 模型验证和输入参数检验[J]. 环境科学, 2009, 30(4):937–948.  
ZOU Jian-wen, LIU Shu-wei, QIN Yan-mei. Quantifying direct N<sub>2</sub>O emissions from paddy fields during rice growing season in China; Model and input data validation[J]. *Environmental Science*, 2009, 30(4):937–948.
- [76] 邹建文, 刘树伟, 秦艳梅. 不同水分管理方式下水稻生长季 N<sub>2</sub>O 排放量估算: 模型应用[J]. 环境科学, 2009, 30(4):949–955.  
ZOU Jian-wen, LIU Shu-wei, QIN Yan-mei. Quantifying direct N<sub>2</sub>O emissions from paddy fields during rice growing season in China; Model application[J]. *Environmental Science*, 2009, 30(4):949–955.
- [77] Lu Y, Huang Y, Zou J, et al. An inventory of N<sub>2</sub>O emissions from agriculture in China using precipitation-rectified emission factor and background emission[J]. *Chemosphere*, 2006, 65:1915–1924.
- [78] 卢燕宇, 黄耀, 郑循华. 农田氧化亚氮排放系数的研究[J]. 应用生态学报, 2005, 16(7):1299–1302.  
LU Yan-yu, HUANG Yao, ZHENG Xun-hua. N<sub>2</sub>O emission factor for agricultural soils[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2005, 16(7):1299–1302.
- [79] Bouwman A F, Boumans L J M, Batjes N H. Modeling global N<sub>2</sub>O and NO emissions from fertilized fields[J]. *Global Biogeochem Cycles*, 2002, 16(4):1080. doi:10.1029/2001GB001812, 2002.
- [80] Bouwman A F, Boumans L J M, Batjes N H. Emissions of N<sub>2</sub>O and NO from fertilized fields; Summary of available measurement data [J]. *Global Biogeochem Cycles*, 2002, 16 (4), 1058. doi:10.1029/2001GB001811, 2002.
- [81] Stehfest E, Bouwman A F. N<sub>2</sub>O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation; Summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2006, 74:207–228.
- [82] Chen D, Li Y, Grace P, et al. N<sub>2</sub>O emissions from agricultural lands: A synthesis of simulation approaches[J]. *Plant Soil*, 2008, 309:169–189.