

University of New Hampshire

University of New Hampshire Scholars' Repository

Earth Sciences Scholarship

Earth Sciences

9-2003

Greenhouse gas emissions from croplands of China

Changsheng Li

University of New Hampshire - Main Campus

Xiangming Xiao

University of New Hampshire - Main Campus

Steve Frolking

University of New Hampshire - Main Campus, steve.frolking@unh.edu

B Moore

University of New Hampshire - Main Campus

William A. Salas

University of New Hampshire - Main Campus

See next page for additional authors

Follow this and additional works at: https://scholars.unh.edu/earthsci_facpub

Recommended Citation

LI Chang-Sheng,XIAO Xiang-Meng,S.Frolking等. GREENHOUSE GAS EMISSIONS FROM CROPLANDS OF CHINA[J]. , 2003, 23(5): 493-503.

This Article is brought to you for free and open access by the Earth Sciences at University of New Hampshire Scholars' Repository. It has been accepted for inclusion in Earth Sciences Scholarship by an authorized administrator of University of New Hampshire Scholars' Repository. For more information, please contact Scholarly.Communication@unh.edu.

Authors

Changsheng Li, Xiangming Xiao, Steve Frolking, B Moore, William A. Salas, Jianjun Qiu, Zhang Yu, Yahui Zhuang, Xiaoke Wang, Zhaohua Dai, Jiyuan Liu, Xiaoguang Qin, Liao Bohan, and Ronald Sass

*

中国农田的温室气体排放

李长生 肖向明 S. Frohling B. Moore
W. Salas 邱建军 张宇 庄亚辉 王效科
戴昭华 刘纪远 秦小光 廖柏寒 R. Sass

(新罕布舍大学地球、海洋与空间研究所, Durham, NH 03824, 美国; 中国农业科学院农业资源和农业区划研究所, 北京 100081; 中国气象科学院农业气象研究所, 北京 100081; 中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085; 中国科学院地理科学与资源研究所, 北京 100101; 中国科学院地质与地球物理研究所, 北京 100029; 湖南农业大学农业环境科学学院, 长沙 410128; 莱斯大学生命和进化科学系, Houston, Texas 77252 - 1892, 美国)

摘要 中国是一个农业大国, 拥有约 1.33 亿公顷的农田。这些田地的种植、翻耕、施肥、灌溉等管理措施不仅长期改变着农田生态系统中的化学元素循环, 而且给全球气候变化带来影响。农业生态系统对全球变化的影响主要是通过改变 3 种温室气体, 即二氧化碳 (CO_2)、甲烷 (CH_4) 和氧化亚氮 (N_2O) 在土壤 - 大气界面的交换而实现的。为了分析多种因素 (如气候、土壤质地、农作物品种及各种农田经营管理措施等) 对农业土壤释放 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 的综合影响, 一个生物地球化学过程模型 (DNDC) 近年发展起来, 用于预测这一复杂系统的动态。DNDC 模型可对农业生态系统中的碳 (C)、氮 (N) 循环进行计算机模拟, 并计算农田温室气体的排放量。通过与一个地理信息系统数据库的连接, DNDC 完成了对中国农田 1990 年温室气体排放的估算。结果表明中国农业生态系统的 CO_2 净排放量约 95 百万吨 C/年、 CH_4 约 9.2 百万吨 C/年、 N_2O 约 1.3 百万吨 N/年。根据全球增温潜势 (GWP) 计算, 中国农田释放的 N_2O 对全球增温的影响高于 CO_2 和 CH_4 。模拟结果还发现中国农业对减缓全球温室效应的最大贡献发生在 1980 ~ 2000 年间, 在这 20 年中, 全国水稻田的灌溉方法由持续淹灌逐渐改为晒田间灌, DNDC 计算的中国农田 CH_4 的年排放量由 1980 年的 12 百万吨降至 2000 年的 7 百万吨。计算表明, 中国水稻田 CH_4 排放量的逐年减少在时间及量值上与全球大气近 20 年 CH_4 浓度增长速率的降低相一致。减少中国农田 CO_2 排放的最有效措施是提高地面秸秆还田的比例。如果地面秸秆还田比率由当前的 15% 增加到 80%, 中国农田的 C 平衡将会由亏转盈。减少 N_2O 的有效措施是根据土壤氮矿化率来确定因地制宜的施肥量, 有效降低高肥力土壤因过量施肥而造成 N_2O 高排放的现状。为减少温室气体排放, 并保证农业生产的可持续发展, 建立适用中国农情的生物地球化学模型及相关数据库, 以定量化各种预测, 已是迫在眉睫的任务。

关键词 中国农业 温室气体 DNDC 生物地球化学过程模型

* 第一作者简介: 李长生 男 61 岁 教授 生物地球化学专业 E-mail: changsheng.li@unh.edu
美国国家自然科学基金 (NSF)、环境保护局 (EPA)、宇航局 (NASA)、中国自然科学基金会 (CNSF) 和中国农业科学院 (CAAS) 通过陆地生态系统研究计划 (TECO)、地球观测系统研究计划 (EOS)、CNSF - 39790100 及其他有关课题计划的资助

2003 - 05 - 22 收稿, 2003 - 06 - 10 收修改稿

各种各样的全球性变化困扰着当代人类,人们倾向认为气候变化是各种全球变化的主因。虽然全球气候变化受制于许多大空间因素,如日地关系,但日益增多的证据表明人类自身活动的因素已不可忽视。在目前的认知水平下,科学家们把观测到的全球温室效应归咎于几种气体,包括二氧化碳(CO_2)、甲烷(CH_4)和氧化亚氮(N_2O)等。这些气体可吸收长波热辐射,增加地表温度,故称之为温室气体。在政府间气候变化委员会(Intergovernmental Panel for Climate Change 或 IPCC)的多年努力下,1997年的“京都议定书”(The Kyoto Protocol)终于对减排温室气体提出了明确要求。农业是一个重要的温室气体来源,土壤中的有机物质经微生物分解,以 CO_2 的形式释放入大气, CH_4 可在长期淹水的农田中经发酵作用产生,全球一半以上的 N_2O 来自土壤的硝化和反硝化过程。确定农业温室气体的排放量并探寻减排办法已成为各国的当务之急。

农业生态系统中温室气体的产生是一个复杂过程。土壤中的有机质在气候、植被、土质及人为扰动的条件下,可分解为无机的碳(C)和氮(N)。无机C在好氧条件下多以 CO_2 形式释放进入大气,在厌氧条件下则可生成 CH_4 。无机铵态N可在硝化菌作用下变成硝态N,而硝态N在反硝化菌作用下转换成多种状态的氮化合物, N_2O 可在硝化和反硝化过程中产生。在气候、植被、土质及农田管理诸条件中,任何一个因子的微小变化,都会改变 CO_2 、 CH_4 或 N_2O 的产生及排放。世界各地大量的定点观测表明,农田这些气体的排在空间和时间上都变化多端。现在许多科学家已经认识到由有限的点位观测来简单地推算大区域排放量是不可靠的,与此有关的研究正走上一条新的道路,即发展生物地球化学过程模型来模拟控制温室气体产生的复杂生态系统^[1~5]。

生物地球化学过程模型(DNDC)的发展始于1989年,在中美两国政府有关部门共同支持下,中美两国研究者进行了长达近8年的合作,旨在探索如何发展和应用先进的生物地球化学过程模型来估计中美这两个农业大国对全球温室效应的贡献。在过去的10多年中,该模型已在包括中国在内的20多个国家得到应用和检验。与这些国家的点位观测结果相对照,DNDC模拟的 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 的排放量及季节变化曲线大多与观测相符^{[4,6~13]1)}。由于有关DNDC验证的结果已在许多文章中发表,本文不再重复。本文侧重报告如何将DNDC应用于整个中国农田温室气体的释放研究。

1 地理信息系统数据库的建立

DNDC是一田间尺度(field scale)的生物地球化学过程模型。DNDC在点位的尺度上将生态驱动因素(即气候、土壤、植被及人为活动)、环境营力(即辐射、温度、湿度、pH值、 E_h 和有关化合物的浓度梯度等)及有关生物化学及地球化学反应联系起来,从而达到预测C、N和水分生物地球化学循环的目的。当把DNDC的预测由点位扩展到区域时,我们实际上是将待研究的区域划分为许多小单元,并认为每一小单元内部各种条件都是均匀的,使DNDC对所有单元进行逐一计算以实现对整个区域的模拟。这意味着,在进行区域模拟之前,我们必须首先建立包括各单元驱动因子(或称之为输入参数)的数据库。这种数

1) Cai Z, Sawamoto S, Li C *et al.* Field validation of the DNDC model for greenhouse gas emissions in East Asian cropping systems. 2003

据库一般包括两部分:一部分储存直接与地理坐标有关的数据,如地形、气候、土壤类型、人口、牲畜种类和数量,农作物类型、播种及收割日期等;另一部分储存与地理坐标没有直接关系的数据,如农作物生理及物候特性、化肥种类、各类土壤热力学或水文参数等。前一部分数据一般存为“地理信息系统”(GIS)格式,以便于通过地理坐标调用;后一部分数据存为普通数据格式,在模型运转过程中根据需要调用。在本研究中,GIS 数据库是以县为基本单元,包括中国 2 483 个县。GIS 数据库中包括 1990 年日气象数据、大气氮沉降量、土壤性质、分类农作物面积及农作物种植/收割时间。中国 610 个气象站的日气象数据由美国国家大气研究中心(National Center for Atmospheric Research)获得;大气氮沉降量数据依据 E. A. Holland 等^[14]的模型计算;土壤质地、容重、有机质含量及 pH 值来自中国科学院南京土壤研究所出版的《中国土壤图集》^[15];各县的各类农作物面积的计算是以遥感农田总面积为基础,再用 1990 年“中国农业年鉴”所提供的各省作物间的比例值,将总面积划分为各作物在该县的分面积^[16-19];农作物种植/收割时间来自中国气象出版社 1984 年出版的《中国主要农作物气候资源图集》^[20]。在农业数据中,除农田面积和施肥量专属 1990 年外,其他数据(如犁地、浇水和有机肥等)为多年平均数。

除 GIS 数据库外,DNDC 运转还需要 3 个参数数据库(library database):农作物数据库、农田管理数据库及土壤数据库。农作物数据库容纳各类农作物的生理及物候学参数,用来支持 DNDC 根据气象条件模拟农作物的发育与生长;农田管理数据库包括各类农作物所需的轮作、耕耘、施肥、灌溉、除草和放牧时间及方法,用来支持 DNDC 模拟各种农田管理措施对农作物生长及土壤生物地球化学过程的影响,农作物秸秆还田的百分率来自中国农业部公布的数据;土壤数据库包括各类土壤的热力学及水力学参数,如孔隙度、田间持水量和萎蔫点水量等,用来支持 DNDC 模拟热和水分在各类土壤中的运移。

一个用 Visual C++ 语言建立的计算机界面将 DNDC 和上述数据库连接起来。当 DNDC 开始对整个中国农田进行计算时,它将对每个县的每一农作物根据本县的气象-土壤条件进行模拟,估算出由此模拟产生的 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 排放量。在此计算中, CO_2 是净 CO_2 排放量,它等于土壤有机碳净增量的负值。一个县的温室气体排放量等于该县各类农作物释放出温室气体量的总和;一个省的温室气体排放量等于该省内各县释放出温室气体量的总和;全国农田温室气体排放量等于各省释放出温室气体量的总和。当模拟结束的时候,3 种温室气体由各县、各省及全国的排放量将自动以文本文件的格式记录下来。DNDC 模拟的这些结果,可以直接打印阅读,也可以由多种 GIS 处理软件(如 ArcView, ArcInfo, Idrisi)制成地图。

2 误差的估计

虽然 DNDC 已在点位的尺度上经过了广泛的验证,但将它应用于大区域时,误差仍不可避免。误差主要来源于我们进行尺度扩大(scale up)时所采用的前提假设,即每一模拟单元(县)在气象-土壤条件是均匀的。这一假设前提是不符合实际情况的,尤其在土壤性质上,全县均匀是不可能的。如果我们有更精细的土壤分布图,我们可以把模拟单元进一步划小(乡或村),这样可以减小误差,但误差仍然存在。既然误差不能消除,我们就有必要在对任何模型产生的结果上,附加一个误差范围。只有这样,模型所产生的区域

性结果才能被严肃的使用者所接受。

通过一系列模型灵敏度分析,我们发现在众多的气象 - 土壤条件中,对 CO₂ 和 N₂O 最灵敏的因子是土壤有机质含量,而对 CH₄ 最灵敏的因子是土壤质地^[21,22]。改变土质、有机质含量、pH 值、气温和降水都影响 CH₄ 的排放量,但最灵敏的因素是土壤质地。如图 1 所示 DNDC 模拟的湖南省宜阳县水稻田 CH₄ 的排放量如何受自然条件变动的影响:当土壤或气象条件在一个县的正常范围内变化时,土壤质地对水稻田 CH₄ 的排放量影响最大。如果对该县进行模拟时,运转 DNDC 两次,第一次用最轻质土壤(壤质沙土),可产生一 CH₄ 最大值;第二次用最重质土壤(粘土),可产生一 CH₄ 最小值。此最大和最小 CH₄ 排放值构成了一个区间,这一区间如此宽阔,它不仅涵盖了其他因子变化所造成的 CH₄ 变动,而且是所有因子取极端值时所造成的 CH₄ 变动的 80%。在变换地理位置时,这一灵敏度分析的结果不变。这意味着,若对每一单元的模拟进行两次,分别用最灵敏因素在该县中的最大值和最小值,我们就会得到一个排放量的范围。用这个范围区间来表达温室气体的区域排放量,初看好像不精确,但却可靠。这一方法被使用在对中国农田土壤温室气体进行的 DNDC 模拟计算中,从而获得了全国 CO₂, CH₄ 和 N₂O 排放量的范围值。

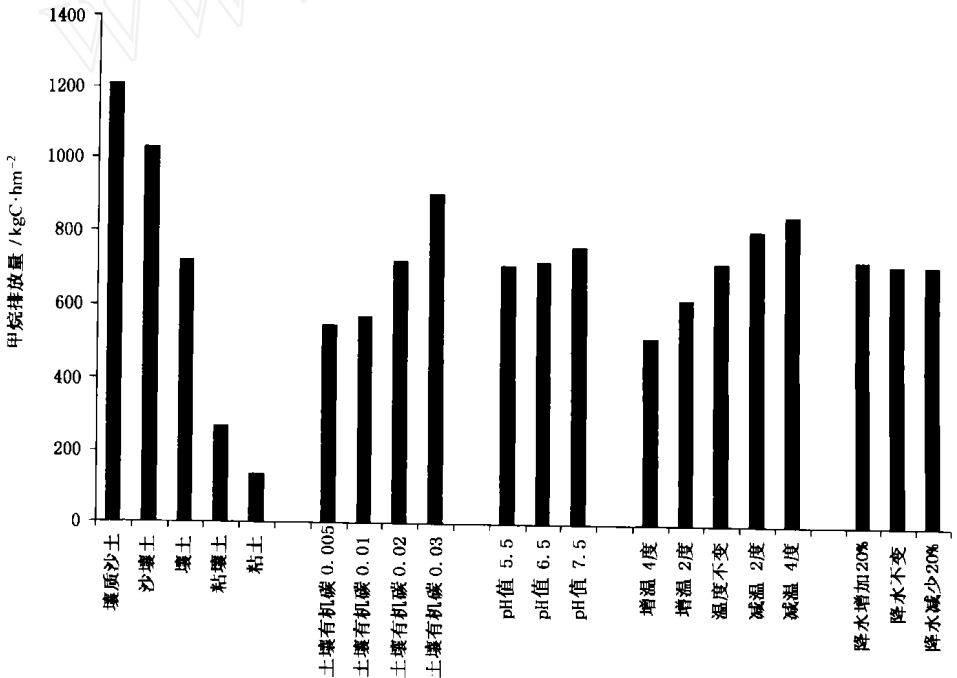


图 1 对湖南省宜阳县水稻田 CH₄ 排放的灵敏度分析

Fig. 1 Sensitivity analysis for CH₄ emissions from a paddy rice field at Yiyang County, Hunan Province in China

3 中国农田温室气体排放量

根据 1990 年的气象及农业种植条件,使用 DNDC 模型对中国 2 483 个县 1.33 百万平方公里农田进行了 CO₂, CH₄ 和 N₂O 排放量的模拟计算。模拟的农业种植系统包括了

20 种主要农作物以及由它们复种而形成的 49 种一季、两季和第三季轮作类型。如上所述, DNDC 对每一县的每一耕作类型模拟两次, 分别使用对模拟对象(如 CO_2 , N_2O 或 CH_4) 来说最为敏感的因子(如土壤有机质含量或土壤质地)在该县内的极大值和极小值。这种计算方法对每一气体产生一个区间值, 此区间值以最大机率包含了该气体的真实排放量。DNDC 的计算结果如下:

根据 DNDC 计算, 全国农田土壤在 0~30cm 的深度范围内, 有机 C 总含量为 2 900~8 900 百万吨。在 1990 年的气象和耕作条件下, 农作物的总收获量为 270~320 百万吨 C, 另外还产生 260~300 百万吨 C 的农作物秸秆和 31~37 百万吨 C 的根。在这 291~337 百万吨 C 的农作物残留物中, 有 70~82 百万吨 C 在作物收割后返回农田, 其中包括 100% 的根和 15% 的秸秆。以有机肥(即动物粪肥等)加入农田的 C 量为 110 百万吨, 中国农田土壤因异养呼吸(即微生物呼吸)而排放的 CO_2 为 140~390 百万吨 C, 因淋溶作用而损失的可溶性有机碳(DOC)为 2.9~8.2 百万吨 C。1990 年中国水稻田的 CH_4 排放量为 6.4~12.0 百万吨。产生 CH_4 的 C 源来自两个方面, 即土壤分解产生的可给态 C(即 DOC 或 CO_2) 和农作物根系分泌的可给态 C。由农作物根系分泌物转化生成的 CH_4 (约占 80%) 不参加土壤 C 平衡计算。总计上列各项 C 的收入和支出, 中国农田 1990 年的土壤 C 净增量约为 29~ - 220 百万吨 C。我们将此土壤 C 净增量的负值视为中国农田的 CO_2 净排放量, 即约 - 29~220 百万吨 C/年, 其中值约为 95 百万吨 C/年。

在已计算的中国各省份(台湾数据暂缺)中, 黑龙江一省农田土壤所丢失的 C 量几乎占全国农田 C 损失的一半(表 1)。其他农田土壤丢失 C 严重(年 C 丢失量 > 2.5 百万吨)的省份还有内蒙古东部、吉林、辽宁、新疆、四川及河南。湖南、青海、贵州、西藏、宁夏、浙江、北京和天津的农田土壤 C 有所增加, 其他省份基本处于平衡状态或略有减少。

中国在 1990 年有 0.3 百万平方公里的农田用于水稻种植。DNDC 模拟的全国水稻田 CH_4 总排放量约为 6.4~12.0 百万吨 C/年, 其中值为约 9.2 百万吨 C/年。排放量最大的省份是四川, 其年排放量约为 1.5 百万吨 C, 是全国排量的 16%; 其他年排放量超过 0.5 百万吨 C 的省份是江苏、湖南、江西、安徽、湖北和广东等(见表 1), 这些高排放 CH_4 的省份的水稻田面积占全国水稻田面积的 65%。

中国农田 1990 年排放的 N_2O 量约为 0.6~2.0 百万吨 N, 其中值约为 1.3 百万吨 N。排放量最大的省份是黑龙江(0.374 百万吨 N), 相当于全国 N_2O 排放量的 28%; 其他年排放量超过 0.05 百万吨 N 的省份是内蒙(以东三旗农业区为主)、吉林、辽宁和四川, 这些省份或地区农区土壤中相对高含量的有机质, 并有适量降水, 有利于 N_2O 的产生^[23]。

由于 CO_2 , CH_4 和 N_2O 这 3 种温室气体具有不同的增温效应(radiative forcing), 它们对全球变暖的影响也不同。当这 3 种气体从一个地区同时释放时, 就必须计算它们作用的总合效果(net effect)。根据 IPCC 的报告^[24], 以 100 年影响尺度为计, 1kg 的 CH_4 的增温效应是 1kg 的 CO_2 的 21 倍, 而 1kg 的 N_2O 的增温效应是 1kg 的 CO_2 的 310 倍。我们用全球增温潜势(global warming potential, 或 GWP) 来表示 3 种温室气体的联合作用。GWP 的计算如下:

$$\text{GWP} = f\text{CO}_2 / 12 \cdot 44 + f\text{CH}_4 / 12 \cdot 16 \cdot 21 + f\text{N}_2\text{O} / 28 \cdot 44 \cdot 310 \quad (1)$$

式中 $f\text{CO}_2$ —— CO_2 净排放量 ($\text{kgCO}_2\text{-C}$)

$f\text{CH}_4$ —— CH_4 排放量 ($\text{kgCH}_4\text{-C}$)

$f\text{N}_2\text{O}$ —— N_2O 排放量 ($\text{kgN}_2\text{O-N}$)

表 1 DNDC 模型计算的 1990 年中国农田 3 种温室气体的排放量

Table 1 DNDC-modeled emissions of net CO_2 , CH_4 and N_2O from croplands of China in 1990

省别	农田面积 / 10^6 km^2	CO_2 年排放量/ 百万吨 C			CH_4 年排放量/ 百万吨 C			N_2O 年排放量/ 百万吨 N		
		最小值	最大值	中值	最小值	最大值	中值	最小值	最大值	中值
北京	0.003	- 0.11	0.08	- 0.01	0.004	0.005	0.004	0.001	0.002	0.001
天津	0.005	- 0.11	0.08	- 0.01	0.016	0.017	0.016	0.001	0.002	0.001
河北	0.064	- 1.17	3.17	1.00	0.026	0.028	0.027	0.010	0.026	0.018
山西	0.046	- 0.44	2.76	1.16	0.003	0.003	0.003	0.007	0.019	0.013
内蒙	0.087	- 2.61	30.85	14.12	0.021	0.034	0.027	0.025	0.231	0.128
辽宁	0.045	- 1.07	9.60	4.26	0.138	0.180	0.159	0.017	0.086	0.052
吉林	0.057	2.64	21.79	12.21	0.101	0.151	0.126	0.044	0.191	0.117
黑龙江	0.138	13.22	66.80	40.01	0.182	0.268	0.225	0.139	0.610	0.374
上海	0.003	0.03	0.31	0.17	0.095	0.150	0.122	0.002	0.003	0.003
江苏	0.050	- 0.28	5.03	2.38	0.771	1.211	0.991	0.018	0.040	0.029
浙江	0.020	- 0.92	0.91	- 0.01	0.389	0.730	0.560	0.016	0.029	0.023
安徽	0.060	- 1.11	4.13	1.51	0.456	1.129	0.792	0.017	0.042	0.029
福建	0.014	- 0.50	1.32	0.41	0.170	0.262	0.216	0.011	0.025	0.018
江西	0.034	- 1.59	2.23	0.32	0.556	1.092	0.824	0.024	0.054	0.039
山东	0.085	- 3.02	6.92	1.95	0.050	0.061	0.055	0.020	0.055	0.038
河南	0.082	- 2.51	7.52	2.50	0.143	0.340	0.241	0.014	0.045	0.029
湖北	0.047	- 1.29	2.58	0.64	0.405	1.138	0.772	0.018	0.031	0.024
湖南	0.043	- 2.76	0.20	- 1.28	0.550	1.144	0.847	0.022	0.043	0.032
广东	0.029	- 1.81	1.46	- 0.18	0.468	0.859	0.664	0.023	0.039	0.031
广西	0.033	- 1.91	5.75	1.92	0.256	0.667	0.462	0.020	0.061	0.040
四川	0.115	- 3.89	11.12	3.62	1.264	1.827	1.545	0.057	0.107	0.082
贵州	0.037	- 3.09	1.73	- 0.68	0.096	0.197	0.146	0.011	0.022	0.016
云南	0.047	- 3.68	3.74	0.03	0.081	0.156	0.119	0.015	0.038	0.026
西藏	0.003	- 0.91	0.27	- 0.32	0.000	0.000	0.000	0.001	0.006	0.004
陕西	0.055	- 1.29	5.42	2.06	0.064	0.115	0.089	0.007	0.036	0.022
甘肃	0.053	- 2.50	5.77	1.63	0.002	0.002	0.002	0.005	0.031	0.018
青海	0.006	- 1.47	0.08	- 0.69	0.000	0.000	0.000	0.001	0.005	0.003
宁夏	0.013	- 0.57	0.39	- 0.09	0.003	0.002	0.003	0.001	0.004	0.003
新疆	0.042	- 4.13	14.28	5.08	0.027	0.051	0.039	0.005	0.082	0.043
海南	0.007	- 0.17	2.46	1.14	0.104	0.204	0.154	0.004	0.015	0.010
台湾										
总计	1.323	- 29.02	218.75	94.85	6.441	12.023	9.23	0.556	1.98	1.265

根据此式计算,中国农田在 1990 年的 GWP 值约为 344 ~ 2 102 百万吨 CO_2 当量,其中值为 1 222.55 百万吨 CO_2 当量。在 3 种温室气体中, N_2O 排放对中国农田的 GWP 值贡献最大,

占 50 % ;CO₂ 排放其次,占 29 % ;CH₄ 排放贡献最小,仅占 21 % 。对全国 GWP 贡献最大的 10 个省份是黑龙江、内蒙古、吉林、四川、江苏、辽宁、江西、安徽、新疆和广西(表 2)。

根据 2000 年中国气候变化国别研究组发表数据^[25],中国由能源消耗所产生的 CO₂ 约为 550 百万吨/年,CH₄ 为 12 百万吨/年。与之相比,1990 年农田排放的 CO₂ 为能源消耗所产生的 17 % ,而 CH₄ 为 78 % 。中国能源消耗产生的 N₂O 量不清,但从其他各国估计来看,农田产生的 N₂O 量会占全国总量的一半以上。因不同年份相比,其比值可能有误差,但仍说明减少农田温室气体排放对于降低中国温室气体总排放量具有重要意义。

4 中国农业对减缓全球温室效应的贡献和前景

DNDC 作为一个生物地球化学过程模型,不但可以估算全国农田生态系统温室气体排放总量,而且还可对不同减排方案(mitigation scenario)的效果进行预测。

从 20 世纪 80 年代初,中国水稻田的灌溉方法开始发生一些变化。为了节约用水,北方有些种水稻的农民在水稻生

表 2 1990 年中国及其各省的全球增温潜势(GWP)

Table 2 Global warming potential (GWP) values for the provinces in China in 1990 *

省别	GWP/ 百万吨 CO ₂ 当量			各气体贡献比例		
	最小值	最大值	中值	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
北京	0.07	1.15	0.61	- 0.08	0.11	0.88
天津	0.44	1.55	0.99	- 0.05	0.26	0.59
河北	1.19	25.09	13.17	0.28	0.03	0.66
山西	1.89	19.43	10.68	0.40	0.00	0.59
内蒙	3.12	226.44	114.78	0.45	0.00	0.54
辽宁	8.38	81.97	45.17	0.35	0.06	0.56
吉林	33.98	177.06	105.50	0.42	0.02	0.54
黑龙江	121.33	549.48	335.38	0.44	0.01	0.54
上海	3.76	6.94	5.32	0.12	0.36	0.24
江苏	29.54	71.68	50.59	0.17	0.31	0.28
浙江	15.38	38.09	26.71	0.00	0.33	0.41
安徽	16.99	67.16	42.05	0.13	0.30	0.34
福建	8.23	24.32	16.27	0.09	0.21	0.54
江西	21.25	64.99	43.09	0.03	0.30	0.44
山东	0.25	53.88	27.06	0.26	0.03	0.68
河南	1.46	59.01	30.21	0.30	0.13	0.47
湖北	15.28	56.39	35.86	0.07	0.34	0.33
湖南	16.10	53.56	34.81	- 0.13	0.38	0.45
广东	17.43	48.18	32.78	- 0.02	0.32	0.45
广西	9.82	69.48	39.65	0.18	0.18	0.50
四川	48.74	144.12	96.43	0.14	0.25	0.41
贵州	- 3.55	22.74	9.60	- 0.26	0.24	0.83
云南	- 4.13	36.47	16.14	0.01	0.12	0.79
西藏	- 2.82	3.92	0.57	- 2.05	0.00	3.05
陕西	0.66	40.67	20.64	0.37	0.07	0.51
甘肃	- 6.60	36.32	14.86	0.40	0.00	0.59
青海	- 5.13	2.52	- 1.33	1.92	0.00	- 0.92
宁夏	- 1.53	3.47	0.99	- 0.34	0.04	1.27
新疆	- 12.20	93.59	40.70	0.46	0.02	0.52
海南	4.32	22.23	13.27	0.32	0.18	0.36
台湾				**	**	**
总计	343.65	2 101.9	1 222.55	0.29	0.21	0.50

** 表中各气体贡献比例是由各气体排放中值计算数据由各气体的 GWP 百分含量计算而得

长期晒田多次,以替代传统的连续淹灌农田。其结果发现水稻反而增产,原因是多方面的,包括刺激根系发育和土壤有机质分解。这一节水增产经验很快得到推广,到 90 年代初,这一晒田方法已在中国北方水稻种植区广泛应用。至 2000 年时,几乎全国水稻均采用晒田制度。DNDC 对连续淹灌和晒田这两种不同的水管理制度进行了全国性模拟。模型计算结果表明,采用连续淹灌措施,全国水稻田排放 8.6 ~ 16.0 百万吨 CH_4 /年;如果改为生长期晒田,全国水稻田排放量为 3.5 ~ 11.6 百万吨 CH_4 /年。此结果意味着,从 1980 年至 2000 年,如果其他条件保持不变,仅由于水管理制度的改变,中国水稻田的 CH_4 年排放量已减少了大约 5 百万吨。在过去的 20 年中,全球温室气体浓度监测系统发现了一个异常现象,即原来 CO_2 , CH_4 和 N_2O 气体在大气圈中同步增长的趋势在 20 世纪 80 年代发生分异: CO_2 和 N_2O 仍在持续增长,而 CH_4 的增长速度却突然减缓,这种异常趋势一直延续到本世纪初。许多研究者试图对此提出解释,但至今仍无满意结果。我们的研究表明,中国水稻种植在过去 20 多年的水管理制度改革所引起的 CH_4 排放减少在数量和时间上与全球大气 CH_4 增长速度的下降相一致,很可能是中国农民做出了这一改变全球 CH_4 趋势的重大贡献^[22]。季节性淹灌稻田每年排放约 50 ~ 100 百万吨 CH_4 , 占全球 CH_4 总排放量的 10% ~ 20%, 是大气 CH_4 的一个主要来源^[26]。中国水稻占世界水稻田总面积的约 20%^[27], 中国稻田 CH_4 排放量的大幅度变化对全球大气 CH_4 平衡带来影响是不足为怪的。

中国农田丢失 C 的情况是严重的。这是一件坏事,但有它好的一面。中国农田被长期开发利用,有机质含量逐渐降低,秸秆还田比例又较低,因而许多农田土壤的有机 C 已降到较低水平^[28]。在这种情况下,若能设法增加有机质对农田的输入,农田对大气 CO_2 的吸收作用 (sequestration) 将会急剧增加,从而对减缓全球温室效应做出显著贡献。DNDC 模拟结果表示,秸秆和家畜排泄物还田的比率对各省和全国农田土壤 C 的平衡起着重大作用。如果全国的地上秸秆还田比率由当前的 15% 增加到 80%, 则中国农田土壤 C 的平衡状态可由当前亏损状态 (- 95 百万吨 C/年) 变为盈收 (+ 80 百万吨 C/年), 即由每年净排 95 百万吨 CO_2 -C 转变为每年从大气吸收 80 百万吨 CO_2 -C。增加秸秆或动物粪肥还田比例不仅可扭转中国农田 C 平衡状态由亏为盈,而且可显著提高土壤自身的氮矿化 (N mineralization) 速率,其 N 产生量可大约相当中国化肥年生产量的 20%^[29]。

本研究指出 N_2O 是中国农田最主要的温室气体,这一结论与其他农业大国(如美国,加拿大等)的研究结果相一致。人们目前对 N_2O 还知之甚少,如何控制它的排放还在研究之中。但 DNDC 一些初步研究结果显示,中国根据自己的土地利用历史和土壤化学现状,有可能具备较好的机会减少 N_2O 排放。如根据 1997 年 IPCC 计算^[30] N_2O 的方法,化肥用量是一个国家农田 N_2O 排放的决定性因素。中国目前化肥用量(16 百万吨 N/年)是美国的(8.5 百万吨 N/年)两倍。若按 IPCC 方法计算,中国农田 N_2O 排放量应远高于美国。但 DNDC 模拟结果表明,中国 N_2O 排放量(约 1.3 百万吨 N/年)实际低于美国(2.1 百万吨 N/年)^[23]。DNDC 的模拟指出原因有二:一是由于中国农田土壤有机质含量平均低于美国,低有机质的土壤限制了硝化菌和反硝化菌的活动;二是由于中国农田土壤 pH 值平均高于美国,从而使土壤可给态 N 多以氨气的形式脱离土体。中国目前过量施肥现象普遍,在高有机质含量的土壤上过量施肥不但激发 N_2O 大量产生,而且造成地面水和地下水的污染。根据土壤氮矿化率来确定施肥量的科学种田方法,将减少在肥沃土壤上的

施肥量,而提高在贫瘠土壤上的施肥量。这种精细农业管理,不仅有效减少 N_2O 排放,而且提高化肥使用效率、保证产量,并降低农田对地面水及地下水的 N 污染。为实现这种双赢的局面,生物地球化学过程模型将不可避免地广泛应用在农业管理的决策中。

总之,每个国家都有自己特定的农业发展历史及土地利用现状,采用当代先进的科学方法论去深入研究自己区域内的具体问题,就有可能找到减排温室气体的最有效办法,并保证农业生产的可持续发展。审视中国农业生态系统的研究现状,建立适用中国农情的生物地球化学过程模型及相关数据库,已是迫在眉睫的任务。

参 考 文 献

- 1 Li C, Frolking S, Frolking T A. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. Model structure and sensitivity. *Journal of Geophysical Research*, 1992, **97**:9 759 ~ 9 776
- 2 Li C, Frolking S, Harriss R C. Modeling carbon biogeochemistry in agricultural soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 1994, **8**: 237 ~ 254
- 3 Li C. Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2000, **58**:259 ~ 276
- 4 Zhang Y, Li C, Zhou X *et al.* A simulation model linking crop growth and soil biogeochemistry for sustainable agriculture. *Ecological Modeling*, 2002, **151**:75 ~ 108
- 5 李长生. 生物地球化学的概念与方法——DNDC 模型的发展. *第四纪研究*, 2001 **21** (2) :89 ~ 99
- 6 Smith P, Smith J U, Powlson D S. A comparison of the performance of nine soil organic matter models using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma*, 1997, **81**:153 ~ 225
- 7 Li C, Frolking S, Croker GJ *et al.* Simulating trends in soil organic carbon in long-term experiments using the DNDC model. *Geoderma*, 1997, **81**:45 ~ 60
- 8 Plant R A J, Veldkamp E, Li C. Modeling nitrous oxide emissions from a Costa Rican banana plantation. In: Plant R A J ed. *Effects of Land Use on Regional Nitrous Oxide Emissions in the Humid Tropics of Costa Rica*. Veenendaal: Universal Press, 1998. 41 ~ 50
- 9 Frolking S, Mosier A R, Ojima D S. Comparison of N_2O emissions from soils at three temperate agricultural sites: Simulations of year-round measurements by four models. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, **52**:77 ~ 105
- 10 Xu W, Hong Y, Chen X *et al.* Agricultural N_2O emissions at regional scale: A case study in Guizhou, China. *Science in China*, 1999, **29**:5
- 11 Stange F, Butterbach-Bahl K, Papen H *et al.* A process-oriented model of N_2O and NO emission from forest soils 2, sensitivity analysis and validation. *Journal of Geophysical Research*, 2000, **105** (4) : 4 385 ~ 4 398
- 12 Smith W N, Desjardins R L, Grant B *et al.* Testing the DNDC model using N_2O emissions at two experimental sites in Canada. *Canada Journal of Soil Science*, 2002, **82**:365 ~ 374
- 13 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. *Atmospheric Environment*, 2002, **36**: 917 ~ 928
- 14 Holland E A, Braswell B H, Lamarque J F *et al.* Variations in the predicted spatial distribution of atmospheric nitrogen deposition and their impact on carbon uptake by terrestrial ecosystems. *Journal of Geophysical Research*, 1997, **102**:15 849 ~ 15 866
- 15 中国科学院南京土壤研究所. *中国土壤图集*. 北京: 地图出版社, 1986. 1 ~ 55
- 16 Liu J Y. *Investigations and Dynamics of Chinese Environment and Natural Resources Through Remote Sensing Analysis*. Beijing: Chinese Science and Technology Press, 1996. 1 ~ 353
- 17 Xiao X, Boles S, Frolking S *et al.* Landscape-scale characterization of cropland in China using vegetation and landsat TM images. *International Journal of Remote Sensing*, 2002, **23**:3 579 ~ 3 594
- 18 Xiao X, He L, Salas W *et al.* Quantitative relationships between field-measured leaf area index and vegetation index derived from VEGETATION images for paddy rice fields. *International Journal of Remote Sensing*, 2002, **23**:3 595 ~ 3 604

- 19 Frolking S, Qiu J, Boles S *et al.* Combining remote sensing and ground census data to develop new maps of the distribution of rice agriculture in China. *Global Biogeochemical Cycles*, 2002, **16**(4) : 1 091 (doi :10. 1029/ 2001 GB001425, 2002)
- 20 中国气象科学院农业气象研究所. 中国主要农作物气候资源图集. 北京: 中国气象出版社, 1984. 1~42
- 21 Li C, Narayanan V, Harriss R. Model estimates of nitrous oxide emissions from agricultural lands in the United States. *Global Biogeochemical Cycles*, 1996, **10**:297~306
- 22 Li C, Qiu J, Frolking S *et al.* Reduced methane emissions from large-scale changes in water management in China's rice paddies during 1980~2000. *Geophysical Research Letters*, 2002, **29**(20) : 331~334 (doi :10. 1029/ 2002 GL015370, 2002)
- 23 Li C, Zhuang Y H, Cao M Q *et al.* Comparing a national inventory of N₂O emissions from arable lands in China developed with a process-based agro-ecosystem model to the IPCC methodology. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2001, **60**:159~175
- 24 Ramaswamy V, Boucher O, Haigh J *et al.* Radiative forcing of climate change. In: IPCC ed. In *Climate Change 2001: The Scientific Basis* (IPCC Third Assessment Report). UK and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2001. 212
- 25 中国气候变化国别研究组. 中国气候变化国别研究. 北京:清华大学出版社, 2000. 5
- 26 Ehhalt D, Prather M, Dentener F *et al.* Atmospheric chemistry and greenhouse gases. In: IPCC ed. In *Climate Change 2001: The Scientific Basis* (IPCC Third Assessment Report). UK and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2001. 127
- 27 FAOSTAT. Food and Agriculture Organization of the UN. <http://apps.fao.org/>, 2002
- 28 李长生. 土壤碳储量减少: 中国农业发展之隐患——中美农业生态系统碳循环对比研究. 第四纪研究, 2000, **20**(4) :345~350
- 29 Li C, Zhuang Y, Frolking S *et al.* Modeling soil organic carbon change in croplands of China. *Ecological Applications*, 2003, **13**(2) :327~336
- 30 IPCC. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Workbook (Volume 2), Agriculture. Paris: Published by IPCC National Greenhouse Gas Inventories Programme (IPCC-NGGIP), 1997. 1~63

GREENHOUSE GAS EMISSIONS FROM CROPLANDS OF CHINA

Li Changsheng Xiao Xiangming S. Frolking B. Moore

W. Salas Qiu Jianjun Zhang Yu Zhuang Yahui Wang Xiaoke

Dai Zhaohua Liu Jiyuan Qin Xiaoguang Liao Bohan R. Sass

(*Institute for the Study of Earth, Oceans and Space, University of New Hampshire, Durham, NH 03824, USA; Institute of Agricultural Resources and Regional Planning, Chinese Academy of Agricultural Sciences, Beijing 100081; Institute of Agror Meteorology, Chinese Academy of Meteorological Sciences, Beijing 100081; Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085; Institute of Geography and Natural Resources, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100101; Institute of Geology and Geophysics, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100029; Agror Environmental College, Hunan Agricultural University, Changsha 410128; Life and Evolution Department, Rice University, Houston, Texas 77252-1892, USA*)

Abstract

China possesses cropland of 1.33 million km². Cultivation of the cropland not only altered the biogeochemical cycles of carbon (C) and nitrogen (N) in the agroecosystems but also affected global climate. The impacts of agroecosystems on global climate attribute to emissions of three greenhouse gases, namely carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O). Production of the three greenhouse gases in agricultural soils are regulated by many factors (e. g., climate, soil

properties, crop type, cropping management etc.). A biogeochemical process model (DNDC) has been developed to predict dynamics of the complex system by integrating the interacting factors. DNDC simulates C and N cycles in agroecosystems as well quantifies fluxes of greenhouse gas emissions from cropland soils. Linked to a GIS databases, DNDC accomplished simulations of greenhouse gas emissions from Chinese croplands in 1990. The results indicated that annual emission rates were 95 Tg C, 9.2 Tg C and 1.3 Tg N for CO₂, CH₄ and N₂O, respectively. Converting the emissions to global warming potentials (GWP), we found N₂O emission dominated the impact of Chinese cropland on global warming. The simulations with DNDC also found Chinese agriculture made a significant contribution to mitigation of global greenhouse gases in the time period of 1980 ~ 2000. During the 20 years, the CH₄ emissions from Chinese rice paddies decreased from 12 to 7 Tg per year due to change in water management from continuous flooding to midseason drainage. It has been observed that the increase in atmospheric CH₄ concentration has been slowed down since early 1980s. The modeled decrease in CH₄ emissions from Chinese rice paddies is consistent with the globally observed decrease in the atmospheric CH₄ increase rates in the magnitude and time span. The most effective approach for mitigating CO₂ emissions from the Chinese croplands is to change the current management of the crop residue. Increase in the rate of above-ground crop residue incorporated in the soils after harvest from current 15% to 80% would reverse the Chinese cropland soil C pool from an atmospheric CO₂ source (-95 Tg C/yr) to a sink (80 Tg C/yr). Mitigation of the cropland N₂O emissions in China will rely on precision fertilization. Over-fertilizing is a common phenomenon in many agricultural regions in China. Determining fertilizer application rates based on modeled soil N mineralization rates will not only decrease N₂O emissions but also elevating fertilizer use efficiency, maintain optimum yields, and substantially reduce N contamination of surface and ground water bodies in the country. For mitigating greenhouse gas emissions meanwhile obtaining sustainable yields, establishing biogeochemical model/database approaches is becoming an urgent task to improve agricultural management and policies in China.

Key words Chinese agriculture, greenhouse gas, DNDC, biogeochemical model