



## 中国稻田温室气体的排放与减排\*

文 / 颜晓元 夏龙龙

中国科学院南京土壤研究所 南京 210008

**【摘要】** 中国是世界上最大的水稻生产国,水稻种植面积占全球总种植面积的30%。水稻生产在粮食安全方面起着重要的作用,稻田却是温室气体甲烷( $\text{CH}_4$ )和氧化亚氮( $\text{N}_2\text{O}$ )的重要排放源。文章综述了稻田 $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 的产生过程、影响因素及时空变异规律,总结了近年来我国稻田 $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 排放总量的估算结果,并提出了针对性的温室气体减排措施。

**【关键词】** 稻田,温室气体,甲烷( $\text{CH}_4$ ),氧化亚氮( $\text{N}_2\text{O}$ ),减排措施

DOI 10.16418/j.issn.1000-3045.2015.Z1.013

中国是世界上最大的水稻生产国。截至2009年,我国稻田面积大约为26.78百万公顷,占我国耕地总面积的20%以上,约占世界稻田面积的30%<sup>[1]</sup>。毫无疑问,水稻生产对于我国乃至世界的粮食安全具有至关重要的作用。然而,水稻的种植也产生了大量的温室气体。20世纪80年代,研究发现稻田生态系统是大气温室气体甲烷( $\text{CH}_4$ )和氧化亚氮( $\text{N}_2\text{O}$ )的重要来源,由此引发了世界范围内对于稻田生态系统 $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 排放的研究<sup>[2]</sup>。 $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 的温室效应要远远高于二氧化碳( $\text{CO}_2$ ),在100年的尺度下,单位质量 $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 的全球增温潜势(global

warming potential)分别是 $\text{CO}_2$ 的25和298倍<sup>[3]</sup>。《中华人民共和国内气候变化第二次信息简报》显示,稻田 $\text{CH}_4$ 总排放对于我国整个农业源温室气体排放的贡献为24%,如果再考虑稻田 $\text{N}_2\text{O}$ 的排放,这个数值为26%。因此,研究影响我国稻田温室气体排放的关键因素,探究温室气体的时空排放规律以及准确估算温室气体的排放总量,特别是 $\text{CH}_4$ 的排放,对于制定切实有效的减排措施,发展低碳农业以及预测未来气候的变化趋势具有重要的意义。

### 1 稻田 $\text{CH}_4$ 的排放及影响因素

稻田 $\text{CH}_4$ 的排放是 $\text{CH}_4$ 的产生、氧化和传输的净效应。其中,稻田 $\text{CH}_4$ 的产生指在淹水形成的极端厌氧条件下土壤中产甲烷

\* 基金项目:国家自然科学基金重点项目(41130532)

修改稿收到日期:2015年6月3日



中国科学院

菌作用于有机肥料、根系分泌物和动植物残体等产甲烷基质的结果。淹水土壤 $\text{CH}_4$ 的产生主要有2条途径(图1):(1)产甲烷菌利用 $\text{H}_2$ 或者有机分子作为H的供体还原 $\text{CO}_2$ 形成 $\text{CH}_4$ ( $4\text{H}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow 2\text{H}_2\text{O} + \text{CH}_4$ );(2)产甲烷菌对于乙酸的脱甲基作用进而产生 $\text{CH}_4$ ( $\text{CH}_3\text{COOH} \rightarrow \text{CO}_2 + \text{CH}_4$ ),其中, $\text{CH}_3\text{COOH}$ 途径往往占主导。 $\text{CH}_4$ 氧化指在氧化层区域(水稻根系分泌的 $\text{O}_2$ 形成的氧化层区域或者水土界面的氧化层区域),在甲烷氧化菌的作用下将 $\text{CH}_4$ 转化为 $\text{CO}_2$ 和 $\text{H}_2\text{O}$ 的过程。研究表明超过一半的 $\text{CH}_4$ 在排放到大气之前会被氧化。 $\text{CH}_4$ 传输指稻田土壤中产生的 $\text{CH}_4$ 通过植物通气组织、气泡以及液相扩散等形式向大气排放的过程,其中以水稻通气组织输送为主<sup>[2]</sup>。

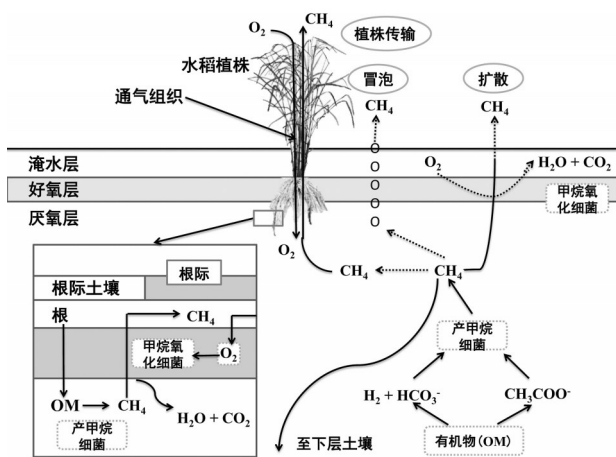


图1 稻田生态系统 $\text{CH}_4$ 的产生、氧化和传输过程示意图

影响 $\text{CH}_4$ 产生、氧化以及传输的因素均会对稻田 $\text{CH}_4$ 的排放产生影响。研究表明,有机肥的施用是影响稻田 $\text{CH}_4$ 排放的关键因素<sup>[4]</sup>。有机肥施用可以直接为产甲烷菌提供丰富的底物。除此之外,有机物在淹水条件下快速分解会加速土壤氧化还原电位的下降,为产甲烷菌的生长提供适宜的环境条件,进而促进 $\text{CH}_4$ 的产生和排放<sup>[2]</sup>。有机肥对于稻田 $\text{CH}_4$ 的影响大小还取决于有机肥的种类和用量、施用方式和时间。一般而言,施用新鲜作物秸秆会显著促进 $\text{CH}_4$ 的排放,相比之下经过堆制发酵以后的有机物料,例如沼渣、厩肥,由

于有机肥中易分解有机质含量降低,对稻田 $\text{CH}_4$ 排放的促进程度会大大降低。除此之外,将作物秸秆在稻田土壤表面覆盖会促进秸秆的好氧分解,从而使其 $\text{CH}_4$ 排放量低于秸秆与土壤混合施用方式。作物秸秆非水稻生长季施用可以显著降低 $\text{CH}_4$ 的排放,其原因在于:经过冬作季节的好氧分解,稻草中易分解有机质已经基本被分解,残余的难分解有机质促进 $\text{CH}_4$ 排放的效应不大<sup>[5-7]</sup>。

水分管理会影响土壤的氧化还原状况,从而影响稻田 $\text{CH}_4$ 的排放。水稻持续淹水期会导致土壤极端厌氧,进而促进 $\text{CH}_4$ 的大量排放。相反,中期烤田会增加土壤通气性,破坏土壤的还原条件,从而促进 $\text{CH}_4$ 氧化的同时抑制 $\text{CH}_4$ 产生。此外,非水稻生长季土壤的水分状况也是影响稻季 $\text{CH}_4$ 排放量的关键因素<sup>[2]</sup>。在相同的气候条件下,冬季淹水稻田要远远高于冬季排水稻田的 $\text{CH}_4$ 排放量,冬季土壤水分含量越高,稻季 $\text{CH}_4$ 排放量就越高<sup>[8]</sup>。在我国湖南省等双季稻种植区,早稻上一季通常是旱地作物或者休耕,稻田 $\text{CH}_4$ 排放量较小。晚稻一般在早稻收获后土壤仍然处于湿润时立即灌水插秧,此时晚稻的 $\text{CH}_4$ 排放量会迅速增加。据估算,晚稻生长季 $\text{CH}_4$ 的累计排放量分别是早稻和单季稻的1.5和2.3倍<sup>[9]</sup>。此外,氮肥的施用种类及用量、土壤质地和土壤类型、土壤pH值以及水稻的品种都会对稻田 $\text{CH}_4$ 的排放产生不同程度的影响<sup>[2]</sup>。

## 2 稻田 $\text{N}_2\text{O}$ 的排放及影响因素

与 $\text{CH}_4$ 的产生类似,稻田 $\text{N}_2\text{O}$ 的排放也是 $\text{N}_2\text{O}$ 产生、转化以及传输三个过程共同作用的结果(图2)。稻田 $\text{N}_2\text{O}$ 是土壤中硝化和反硝化细菌利用无机态氮( $\text{NH}_4^+$ 、 $\text{NO}_3^-$ 和 $\text{NO}_2^-$ )进行硝化和反硝化作用的共同结果。在水稻生长季持续淹水期,土壤中产生的 $\text{N}_2\text{O}$ 会被反硝化细菌进一步还原为 $\text{N}_2$ ,少量的 $\text{N}_2\text{O}$ 会通过水稻的通气组织向大气排放。在稻田土壤处于干湿交替期(如烤田),硝化、反硝化作用的剧烈进行导致 $\text{N}_2\text{O}$ 的大量产生,并主要通过扩散途径进入大气中<sup>[2]</sup>。

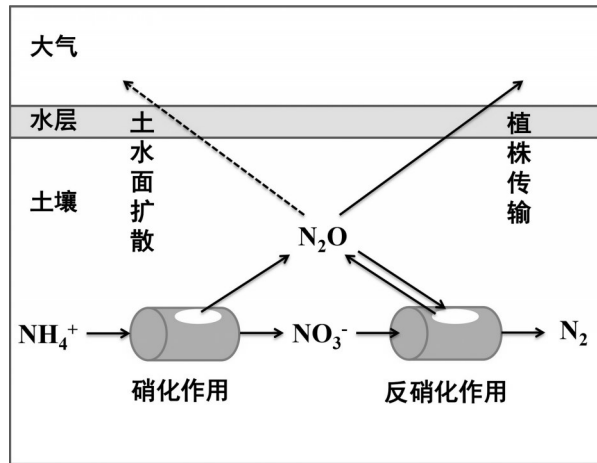


图2 稻田生态系统N<sub>2</sub>O的产生、转化和传输过程示意图

稻田土壤 N<sub>2</sub>O 的产生主要来源于微生物对氮素的硝化和反硝化作用。氮肥可以直接为硝化、反硝化作用提供底物,从而促进 N<sub>2</sub>O 的排放。稻田 N<sub>2</sub>O 的排放通常会随着氮肥施用量的增加而呈现线性或指数增加。此外氮肥的种类、施用方式和时间以及有机肥的添加也会对 N<sub>2</sub>O 的排放产生影响<sup>[10,11]</sup>。

除了氮肥以外,土壤水分状况是影响稻田 N<sub>2</sub>O 排放的另外一个重要因素。土壤水分可以通过调控硝化、反硝化细菌的酶活性而对 N<sub>2</sub>O 排放产生影响。研究发现,当土壤水分含量处在 45%—75% WFPS (water-filled pore space, 土壤孔隙含水量)时,硝化反硝化作用同时进行,土壤 N<sub>2</sub>O 排放达到最大值<sup>[12]</sup>。稻田土壤的干湿交替会极大地促进 N<sub>2</sub>O 的排放,因为干湿交替使得硝化和反硝化作用交替进行,而且干湿交替还能抑制反硝化过程 N<sub>2</sub>O 的进一步还原。稻季排放的 N<sub>2</sub>O 大部分是在中期烤田和覆水前期过程中产生的<sup>[13]</sup>。

稻田 N<sub>2</sub>O 排放也会随着土壤质地等物理性质变化而变化,但却没有明确的关系。土壤 pH 值也会影响 N<sub>2</sub>O 的排放,反硝化速率通常会伴随着 pH 值增加而增加,最佳值

大约为 7.0—8.0,同样自养硝化细菌在中性或略碱性的 pH 值范围内生长和代谢活动最为旺盛<sup>[14,15]</sup>。对于温度而言,在 20℃—40℃ 范围之内,硝化和反硝化作用产生 N<sub>2</sub>O 的量随着温度升高而快速增加<sup>[16]</sup>。

### 3 稻田 CH<sub>4</sub>和 N<sub>2</sub>O 排放的时空变化规律

稻田生态系统 CH<sub>4</sub>和 N<sub>2</sub>O 的排放存在高度的时间和空间变化。由于温度的变异会导致稻田 CH<sub>4</sub>产生和传输速率发生变化,CH<sub>4</sub>排放通量

通常会随着土壤表层温度的变化而变化,并在 14:00—18:00 内达到排放峰值,而夜间排放量低。通常情况下,午后的高温会促进有机物质降解以及蒸腾和呼吸作用,前者为产甲烷菌提供了丰富的底物,后者则推动了 CH<sub>4</sub>从土壤进入大气的进程。稻田 CH<sub>4</sub>的昼夜变化与天气条件密切相关,往往在阴雨天内表现出无规律性和随机性<sup>[2]</sup>。

不同类型稻田 CH<sub>4</sub>排放的季节变化规律差异较大。早稻季前 15 天 CH<sub>4</sub>平均排放通量大约是季节平均排放通量的 0.6 倍,随后季节波动较小,接近季节通量的平均值。晚稻在水稻移栽后 10 天左右排放通量即达到峰值,前 15 天内的平均排放通量约是季节平均通量值的 2 倍。随后,CH<sub>4</sub>排放通量迅速降低,在水稻生长后半期的排放量基本为 0。对于单季稻,水稻移栽后 CH<sub>4</sub>排放通量逐渐增高,大约在 50 天后达到排放峰值,随后逐渐减少<sup>[9]</sup>。这种季节排放特征主要与稻季及上一季土壤水分和稻季的温度状况有关。稻田 CH<sub>4</sub>排放放在田块、区域以及国家尺度上同样具有较大的变异。我国稻田 CH<sub>4</sub>的排放大约在 0.3—205 g/m<sup>2</sup>/y 之间。其中,11 月至次年 3 月稻田土壤水分的空间变异是导致我国 CH<sub>4</sub>排放量空间变异最关键



中国科学院

的因素<sup>[17]</sup>。

由于N<sub>2</sub>O的产生和土壤氮素有效性以及土壤湿度密切相关,稻田N<sub>2</sub>O的排放往往是零散和脉冲式的。只有在土壤水分状况比较稳定,天气持续晴朗以及田间较长时间未施肥的条件下,N<sub>2</sub>O排放的才会表现出明显的昼夜变化规律。理想状况下稻田N<sub>2</sub>O排放随着温度的变化而变化,大约在13:00—17:00之间达到排放峰值,并且往往在夜间排放速率较低。稻田N<sub>2</sub>O排放的空间和季节变化取决于土壤水分管理以及施肥与否。水稻持续淹水期N<sub>2</sub>O的排放通量很低,即使是在施用过基肥以后。伴随着中期烤田的开始,N<sub>2</sub>O的排放量迅速增加并在烤田3天后达到峰值。随后排放量逐渐降低,后期追肥以及间歇灌溉又会刺激N<sub>2</sub>O排放<sup>[3]</sup>。我国稻田N<sub>2</sub>O季节排放量在空间上存在着巨大差异(0—6.2 kg N/hm<sup>2</sup>)<sup>[18]</sup>。

CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O对土壤水分的不同要求导致其排放存在此消彼长(trade-off)的关系。在水稻持续淹水期,有大量CH<sub>4</sub>排放,却基本检测不到明显的N<sub>2</sub>O排放。伴随着中期烤田,CH<sub>4</sub>的产生受到抑制,而N<sub>2</sub>O却有大量排放。明确稻田CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放相互消长的规律对于合理评价减排措施的效果具有重要意义。

#### 4 我国稻田CH<sub>4</sub>和N<sub>2</sub>O排放总量的估算

作为世界上最大的水稻生产国,中国稻田CH<sub>4</sub>排放总量的估算至关重要。最早的估算在1991年,Khalil等人<sup>[19]</sup>利用成都一块稻田两年的CH<sub>4</sub>观测数据外推到整个中国得出我国稻田CH<sub>4</sub>排放量约为30 Tg CH<sub>4</sub> y<sup>-1</sup>(1 Tg = 1×10<sup>12</sup> g)。随后,Wasmann等人<sup>[20]</sup>利用杭州稻田CH<sub>4</sub>的测定结果推算出总排放量在18—28 Tg CH<sub>4</sub> y<sup>-1</sup>之间。姚衡等人<sup>[21]</sup>利用10个农业气候区中6个代表性观测点的数据推算出稻田CH<sub>4</sub>排放总量大约在15.3 Tg CH<sub>4</sub>

y<sup>-1</sup>。蔡祖聪<sup>[22]</sup>同时考虑有机肥以及水分管理的影响,估算这个数值大约为8.5 Tg CH<sub>4</sub> y<sup>-1</sup>。颜晓元等人<sup>[9]</sup>通过收集23个实验点204个处理的观测数据并考虑有机肥和水分管理的综合作用,估算结果为7.67 Tg CH<sub>4</sub> y<sup>-1</sup>。为了估算稻田CH<sub>4</sub>排放,国内外相继开发了多种过程模型。曹明奎等人<sup>[23]</sup>利用MEM模型估算出我国稻田CH<sub>4</sub>总排放量为16.2 Tg y<sup>-1</sup>。黄耀等人<sup>[24]</sup>综合考虑光合作用、有机质降解以及环境因素得出CH<sub>4</sub>总排量约为9.66 Tg y<sup>-1</sup>。Matthews<sup>[25]</sup>基于水稻生长模拟模型并考虑农作物管理以及气候土壤因素,估算我国稻田CH<sub>4</sub>排放量在7.22—8.64 Tg y<sup>-1</sup>之间。近期,颜晓元等人<sup>[26]</sup>利用IPCC(Intergovernmental Panel on Climate Change,政府间气候变化专门委员会)计算区域稻田CH<sub>4</sub>排放的方法估算出全球稻田CH<sub>4</sub>总排放量为25.6 Tg y<sup>-1</sup>,其中中国稻田排放量为7.68 Tg y<sup>-1</sup>,约占世界总排放的30%(图3)。综合考虑不同估算方法结果,中国稻田CH<sub>4</sub>实际排放量应该在8 Tg y<sup>-1</sup>左右。

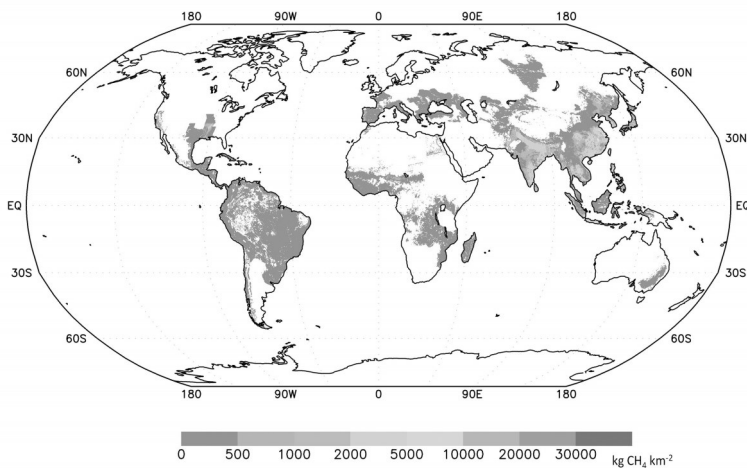


图3 亚洲稻田CH<sub>4</sub>排放分布图

我国稻田N<sub>2</sub>O排放量的估算同样备受关注。邢光熹<sup>[27]</sup>将我国稻田分为5个区域,并利用已有的田间观测结果估算出我国每年稻田N<sub>2</sub>O的总排放量为35.6 Gg N(1 Gg = 1×10<sup>9</sup> g)。陈冠雄等人<sup>[28]</sup>通过建立稻田N<sub>2</sub>O排放通量与施肥量、累计气温、土壤C/N值之间的关系,推算N<sub>2</sub>O排放量约为37.5

Gg N y<sup>-1</sup>。郑循华等人<sup>[29]</sup>通过采用蒙特卡洛随机数方法校正 N<sub>2</sub>O 排放系数并进一步结合作物种植制度等信息估算出我国稻田 N<sub>2</sub>O 总排量为 50 Gg N y<sup>-1</sup>。邹建文等人<sup>[18]</sup>将全国水稻按照水分管理划分并结合 N<sub>2</sub>O 排放系数计算结果为 29 Gg N y<sup>-1</sup>。目前,稻田 N<sub>2</sub>O 的估算还具有较大的不确定性,原因之一不同省份稻田有机肥施用信息不明确。

## 5 我国稻田温室气体的减排对策

就稻田 CH<sub>4</sub> 减排而言,合理的水分管理措施以及有机肥施用方式尤为重要。相比于稻田持续淹灌,中期烤田能够显著抑制稻田 CH<sub>4</sub> 排放。减排的效果取决于烤田时间、程度以及次数。中期烤田会促进稻田 N<sub>2</sub>O 大量排放,但大量田间测定结果表明 N<sub>2</sub>O 排放的增加量仅能抵消 15%—20% CH<sub>4</sub> 的减排量。中期烤田还能够有效抑制无效分蘖,提高水稻根系活力,避免土壤极端还原条件的发生。水分管理在我国作为提高产量的一项有效措施已经在水稻生产中广泛引用,因此进一步通过推广中期烤田以减少我国稻田 CH<sub>4</sub> 排放的潜力非常有限。

据估算,我国约有 27—40 万公顷的稻田常年处于淹水状态,每年因此排放的 CH<sub>4</sub> 约为 2.44 Tg, 约占我国稻田总排放量的 32%<sup>[2]</sup>。这部分稻田主要分布在我国南部和西南部丘陵山区,是我国稻田 CH<sub>4</sub> 减排的关键。覆膜栽培在保产甚至增产的前提下能够显著降低 CH<sub>4</sub> 的排放。覆膜栽培技术指的是在稻田中开沟起厢,塑料膜覆盖在厢面

上,然后在塑料膜上打孔方便水稻移栽。灌溉的时候确保厢面无水,沟内有水,保持土壤湿润(图4)。覆膜栽培技术对于温室气体减排以及增加农民收入具有良好的效果。但是目前这项技术在我国推广的面积只有 10 万公顷,因此进一步推广覆膜栽培的种植方式是保障我国西南丘陵山区全年淹水稻田水稻产量以及减少 CH<sub>4</sub> 排放的关键。



图4 水稻覆膜栽培技术

众所周知,秸秆还田是提高土壤有机碳含量的有效措施。但是秸秆如果在水稻季直接还田,将大幅促进 CH<sub>4</sub> 排放,由此增加的温室效应将高于其固碳效应。因此,秸秆合理还田是稻田固碳减排的关键。研究发现将秸秆发酵以后还田或者是在稻田非水稻季还田不会影响固碳效果,同时能够显著减少 CH<sub>4</sub> 排放。在施用方式上,相对于均匀混施秸秆,条带状覆盖能够促进秸秆好氧分解,减少稻田 CH<sub>4</sub> 排放。此外选择节水抗旱的水稻品种、合理密植、因地制宜的推广稻鸭共作模式对于 CH<sub>4</sub> 减排也具有良好效果<sup>[2]</sup>。

对于稻田 N<sub>2</sub>O 减排而言,提高氮肥的利用率是关键。据估算,如果把我国稻田氮肥



中国科学院

的当季利用率从20世纪90年代的31%提高至50%，氮肥用量将减少 $1.12 \text{ Tg N y}^{-1}$ ，由此减少的直接 $\text{N}_2\text{O}$ 排放以及间接 $\text{N}_2\text{O}$ 排放(减少生产和运输这些氮肥所排放的温室气体)高达 $10.2 \text{ Tg y}^{-1}$ <sup>[30]</sup>。提高氮肥利用率的关键是优化氮肥管理措施，比如说结合测土配方和作物需求选择合适的氮肥种类(如控释肥)、施用量、施用方式(如深施)和施用时间(如前氮后移)等。由于农民传统的施肥习惯难以改变、新技术在实际操作上具有难度等原因，这些氮肥优化管理措施并没有得到大面积的推广和应用。

施用硝化抑制剂对于 $\text{N}_2\text{O}$ 的减排也具有显著的效果。然而硝化抑制剂的成本较高，在评价其减排效果时应该用生命周期的方法综合考虑各个环节的经济环境效益。对于有机碳的固定而言，进一步推广秸秆在稻田生态系统旱季还田和免耕技术是重点。有研究表明，将作物秸秆在厌氧环境下烧制成生物黑炭后还田可以在增加土壤碳库的同时减少 $\text{CH}_4$ 的排放。然而由于生物黑炭的制作成本较高，加上烧制过程会产生二噁英和焦油等有毒物质，这项技术的推广应用尚需进一步评价。

总之，稻田是温室气体 $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 的重要排放源，具有强烈的时间空间变异性和互为消长关系。水和肥影响 $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 产生、氧化和传输过程，因此是影响 $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 排放的两大主控因素。烤田能有效减缓 $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 排放引起的综合温室效应，覆膜栽培在保产甚至增产的前提能够显著降低 $\text{CH}_4$ 的排放。提高氮肥利用率和施用硝化抑制剂能有效减少 $\text{N}_2\text{O}$ 排放。减排效果的评估需要综合考虑其对于 $\text{CH}_4$ 、 $\text{N}_2\text{O}$ 、有机碳变化以及生态和环境的影响。

#### 参考文献

- 1 FAOSTAT (Statistical Database of the Food and Agricultural Organization of the United Nations). <http://faostat.fao.org/site/405/default.aspx>.
- 2 蔡祖聪, 徐华, 马静. 稻田生态系统 $\text{CH}_4$ 和 $\text{N}_2\text{O}$ 排放. 合肥: 中国

科学技术大学出版社, 2009.

- 3 Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Climate Change 2007: The physical science basis. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2007.
- 4 Yan X Y, Yagi K, Akiyama H, et al. Statistical analysis of the major variables controlling methane emission from rice fields. *Global Change Biology*, 2005, 11: 1131-1141.
- 5 Zou J W, Huang Y, Zheng X H, et al. A 3-year field measurement of methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in China: Effects of water regime, crop residue, and fertilizer application. *Global Biogeochemical Cycles*, 2005, 19, GB2021, DOI:10.1029/2004GB002401.
- 6 Ma J, Ma E D, Xu H, et al. Wheat straw management affects  $\text{CH}_4$  and  $\text{N}_2\text{O}$  emissions from rice fields. *Soil Biology & Biochemistry*, 2009, 41: 1022-1028.
- 7 Xu H, Cai Z C, Li X P et al. Effects of antecedent soil water regime and rice straw application time on  $\text{CH}_4$  emission from rice cultivation. *Australian Journal of Soil Research*, 2000, 38: 1-12.
- 8 Kang G D, Cai Z C, Feng X Z. Importance of water regime during the non-rice growing period in winter in regional variation of  $\text{CH}_4$  emissions from rice fields during following rice growing period in China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, 64:95-100.
- 9 Yan X Y, Cai Z C, Ohara T, et al. Methane emission from rice fields in mainland China: Amount and seasonal and spatial distribution. *Journal of Geophysical Research*, 2003, 108, D16, 4505, DOI: 10.1029/2002JD003182.
- 10 Shcherbak I, Millar N, Robertson G P. Global meta-analysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide( $\text{N}_2\text{O}$ ) emissions to fertilizer nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences of United States of America*, 2014, 111 : 9199-9204.
- 11 Linquist B A, Adviento-Borbe M A, Pittelkow C M, et al. Fertilizer management practices and greenhouse gas emissions from rice systems: a quantitative review and analysis. *Field Crops Research*, 2012, 135: 10-21.
- 12 Hansen S, Maehlum J E, Bakken L R.  $\text{N}_2\text{O}$  and  $\text{CH}_4$  fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. *Soil Biology & Biochemistry*, 1993, 25(5): 621-630.



- 13 Yan X Y, Shi S, Du L, et al. Nitrous oxide emissions from wetland as affected by the application of controlled-availability fertilizers and mid-season aeration. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 32 : 60-66.
- 14 Bryan B A. Physiology and biochemistry of denitrification. In: Delwiche C C ed. *Denitrification, Nitrification and Atmospheric Nitrous Oxide*. New York: John Wiley and Sons, 1981.
- 15 Focht D D, Verstraete W. Biochemical ecology of nitrification and denitrification. In: *Advances in Microbiology Ecology*. New York: Plenum Press, 1977.
- 16 Granli T, Bockman O C. Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences*, 1992, 12 (Supplement) : 1-128.
- 17 Cai Z C, Tsuruta H, Minami K. Methane emission from rice fields in China: Measurements and influencing factors. *Journal of Geophysical Research*, 2000, 105 (D13) : 17231-17242.
- 18 Zou J W, Huang Y, Zheng X H, et al. Quantifying direct N<sub>2</sub>O emissions in paddy fields during rice growing season in mainland China: Dependence on water regime. *Atmospheric Environment*, 2007, 41: 8030-8042.
- 19 Khalil M A K, Rasmussen R, Wang M X, et al. Methane emissions from rice fields in China. *Environmental Science & Technology*, 1991, 25: 979-981.
- 20 Wassmann R, Schütz H, Papen H, et al. Quantification of methane emissions from Chinese rice fields (Zhejiang Province) as influenced by fertilizer treatment. *Biogeochemistry*, 1993, 20: 83-101.
- 21 Yao H, Zhuang Y B, Chen Z L. Estimation of methane emission from rice paddies in mainland China. *Global Biogeochemical Cycles*, 1996, 10: 641-649.
- 22 Cai Z C. A category for estimate of CH<sub>4</sub> emission from rice paddy fields in China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1997, 49:171-79.
- 23 Cao M, Dent J B, Heal O W. Methane emissions from China's paddyland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 1995, 55: 129-137.
- 24 Huang Y, Sass R L, Fisher F M. Model estimates of methane emission from irrigated rice cultivation of China. *Global Change Biology*, 1998, 4: 809-821.
- 25 Matthews R B, Wassmann R, Knox J W. Using a crop/soil simulation model and GIS techniques to assess methane emissions from rice fields in Asia. IV. Upscaling to national levels. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2000, 58: 201-217.
- 26 Yan X Y, Akiyama H, Yagi K, et al. Global estimations of the inventory and mitigation potential of methane emissions from rice cultivation conducted using the 2006 Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines. *Global Biogeochemical Cycles*, 2009, 23, GB2002. DOI: 10.1029/2008GB003299.
- 27 Xing G X. N<sub>2</sub>O emission from Chinese cropland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 1998, 52: 249-254.
- 28 Chen G X, Huang B, Xu H, et al. Nitrous oxide emissions from terrestrial ecosystems in China. *Chemosphere-Global Change Science*, 2000, 2: 373-378.
- 29 Zheng X H, Han S H, Huang Y, et al. Re-quantifying the emission factors based on field measurements and estimating the direct N<sub>2</sub>O emission from Chinese croplands. *Global Biogeochemical Cycles*, 2004, 18, GB2018. DOI: 10.1029/2003GB002167.
- 30 Huang Y, Tang Y H. An estimate of greenhouse gas (N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub>) mitigation potential under various scenarios of nitrogen use efficiency in Chinese croplands. *Global Change Biology*, 2010, 16: 2958-2970.

## Emission and Mitigation of Greenhouse Gas from Paddy Fields in China

Yan Xiaoyuan Xia Longlong

(Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China)

**Abstract** China is the largest rice-producing country in the world, with the area of rice field accounting for about 30% of world total. While crucial for food security, rice production is a large source of greenhouse gases, known as methane ( $\text{CH}_4$ ) and nitrous oxide ( $\text{N}_2\text{O}$ ). This paper reviews the processes of  $\text{CH}_4$  and  $\text{N}_2\text{O}$  emission from rice paddies, their influencing factors, and the temporal and spatial variations of these greenhouse gases. It also summarizes the various estimates of  $\text{CH}_4$  and  $\text{N}_2\text{O}$  emission from China's paddy fields, and proposes mitigation options.

**Keywords** paddy field, greenhouse gas, methane, nitrous oxide, mitigation options

**颜晓元** 中科院南京土壤所研究员, 博士生导师, 长期从事土壤碳氮循环研究, 成果被 IPCC 的多次评估报告和排放清单指南采用, 2004 年获江苏省科技进步奖一等奖, 2008 年获国家自然科学奖二等奖、日本农林水产省国际青年农业科学家奖, 2014 年获国家杰出青年科学基金资助。E-mail: yanxy@issas.ac.cn

**Yan Xiaoyuan**, Ph.D., is a professor at Institute of Soil Science, CAS. His research interests include soil carbon and nitrogen cycling, greenhouse gas emission, and non-point source pollution control. His research on greenhouse gas emission was adopted by the IPCC as default method to estimate methane emission from rice paddy. He won First Prize of Jiangsu Province Science & Technology Award in 2004. In 2008, he won Second Prize of National Natural Science Foundation of China (NSFC) and Japan International Young Agriculture Scientists Award. In 2014, he was granted research fund by the National Distinguished Young Scientist Foundation. He has published more than 60 papers in international journals, with over 2300 citations. E-mail: yanxy@issas.ac.cn