

土壤有机质和外源有机物对甲烷产生的影响

丁维新, 蔡祖聪

(中国科学院南京土壤研究所, 土壤圈物质循环开放研究实验室, 南京 210008)

摘要:对土壤有机质含量及组分、外源有机物和根系分泌物对甲烷产生的影响作了综述。土壤产甲烷量和甲烷排放量随有机质含量增加而提高, 与土壤中易矿化有机碳或沸水浸提有机碳含量呈显著相关。外源有机碳加入促进了土壤排放甲烷, 刺激效果与外源有机碳的用量和组成有关。还原力强的有机物如纤维素和半纤维素较还原力弱的有机物如类脂和多糖能够产生更多的甲烷。甲醇、甲基化氨基酸等无其它微生物竞争利用的有机物能被产甲烷菌更多地转化成甲烷。植物根系分泌物也促进甲烷的产生, 促进作用大小与植物种类及分泌物的数量和质量有关。外源有机物通过 3 种方式促进土壤甲烷产生: 提高土壤的甲烷底物供应量, 降低土壤氧化还原电位, 刺激土壤原有有机碳的转化。

关键词: 甲烷; 甲烷产生; 有机质; 根系分泌物; 外源有机物

Effects of Soil Organic Matter and Exogenous Organic Materials on Methane Production in and Emission from Wetlands

DING Wei-Xin, CAI Zu-Cong (Laboratory of Material Cycling in Pedosphere, Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China). *Acta Ecologica Sinica*, 2002, 22(10): 1672~1679.

Abstract: The CH₄ concentration in the atmosphere is increasing continuously, with possibly profound consequences for future global climate. Wetlands, including rice paddy fields and mires, contribute between 15 and 45% of global CH₄ emissions. CH₄ emissions from wetlands show a large variation, which can't so far clearly be predicted by environmental and soil variables. This limits the accuracy of estimates of both current and future global CH₄ emission. CH₄ production is a microbiological process, which takes place under anaerobic conditions with supplies of organic substrates. Once anaerobiosis is established, soil organic matter is generally considered as a key limited factor for CH₄ production. The paper reviews the research progresses of the effects of soil organic matter and exogenous organic materials inputting into wetlands on CH₄ production.

Under anaerobic conditions, both native organic matter and exogenous organic materials in wetlands are decomposed biologically into simple organic matters and CO₂ via a series of reactions. Methane is produced as a final step of anaerobic degradation of organic matters, mediated by methanogens. Methanogenic bacteria use a limited number of substrates, of which acetate, CO₂, and hydrogen are the most important ones. CH₄ production in and emission from wetlands are not closely related with total organic materials in soils, but significantly with labile organic matter and the organic matter that could be extracted by water under boiling condition. That is to say that CH₄ production and emission in the absence of oxygen are controlled by strongly reducible rather than weakly reducible organic materials. A method that efficiently discriminates the strongly reducible organic carbon from soil organic matter urgently needs to be developed in order to accurately predict the CH₄ production potential in soils.

Addition of organic materials to soils usually occurs in most rice-based agroecosystems for improving

基金项目: 中国科学院知识创新工程重要方向资助项目(KZCX2-302); 中国科学院知识创新工程重大资助项目(中国陆地和近海生态系统碳收支研究(KZCX1-SW-01-05))

收稿日期: 2000-03-20 万方数据 日期: 2002-03-20

作者简介: 丁维新(1963~), 男, 江苏张家港人, 博士, 副研究员。主要从事温室气体研究。

soil fertility. The stimulation effect of exogenous organic materials on CH₄ emissions relies on their quantity and composition. Strongly reducible organic materials such as cellulose and hemicelluloses can produce more CH₄ than the weakly reducible ones such as polysaccharides and lipoid. Methanol and methylic amino acids can be transformed into CH₄ even more effectively. Plant exudates are also able to stimulate CH₄ production, lying on plant varieties, the quantity and composition of exudates. The mechanisms for stimulation effect of exogenous organic materials on CH₄ production are to provide substrates for CH₄ production, lower soil redox potential, and accelerate decomposition of native organic carbon in soils.

Key words: methane; methane production; soil organic matter; exudates; exogenous organic material
文章编号:1000-0933(2002)10-1672-08 中图分类号:Q945.11 文献标识码:A

全球气候变暖是令世人十分关注的环境问题之一,温室气体在全球变暖过程中起着极其重要的作用。大气中 CO₂、CH₄ 和 N₂O 浓度已由工业革命前的 280μl/L、0.70μl/L 和 0.275μl/L 上升至 20 世纪 90 年代的 358μl/L、1.72μl/L 和 0.312μl/L,增幅分别达 26%、115%和 7%^[1],并仍以 0.4%、0.6%和 0.25%的年增长率在升高^[2]。在过去 100 余年中,地球表面温度增加 0.5℃可能是由于辐射活性气体浓度的提高所引起^[3],而温度升高可促进温室气体的产生^[4],经计算,1980 年较 1880 年自然湿地排放甲烷量增加了 28Tg,增幅 34%^[3]。依据单位分子增温潜能、在大气中滞留时间及浓度计算而得的对全球变暖贡献率,CO₂、CH₄ 和 N₂O 分别为 50%、19%和 4%^[5]。由于甲烷在大气中的滞留时间约为 10a,远小于 CO₂ 的 100a^[5],因此在大气中甲烷的作用相对比较活跃,浓度虽低但增温效能却较高,尤为引人关注。每年从湿地排放进入大气的甲烷量占总输入量的 40%以上^[2,6],而甲烷是由土壤有机碳和外源有机碳分解产生的乙酸和 H₂/CO₂ 经产甲烷菌生物作用形成的。因此探讨有机物在甲烷产生中的作用和机制,不仅为阐明湿地甲烷产生、氧化和排放规律,而且为相应减排措施的提出提供理论依据。

1 甲烷产生的机制

甲烷是在严格厌氧条件下由产甲烷菌作用于产甲烷底物的结果,因此甲烷只能在极端还原条件下才能产生。甲烷的形成是一个生物化学过程,充足的底物供应和适宜的产甲烷菌生长环境是甲烷形成的先决条件。当土壤淹水后,土壤中残留的氧气逐渐被好氧或兼性细菌消耗掉,迫使兼性或专性厌氧细菌依次利用 NO₃⁻、Mn⁴⁺、Fe³⁺、SO₄²⁻ 和 CO₂ 作为电子受体进行呼吸作用和分解有机碳以获取生长和繁衍所需的碳源和能源,从而逐步形成还原环境。图 1 显示了整个土壤还原过程中随着电子受体变更而引起的电位变化和反应系列更替规律,由图可知产甲烷反应位于末端,是在极端还原条件下进行的,对环境要求极高,临界氧化还原电位为 -150mV^[7],并且产甲烷量随氧化还原电位降低而增加,当氧化还原电位由 -200mV 降到 -300mV 时,甲烷产生量从 326g/(盆·d)增至 3232g/(盆·d),增加近 10 倍。产甲烷菌发挥作用最适宜的 pH 为 6.9~7.2^[8],最佳温度是 25~30℃^[9,10]。显而易见,甲烷产生量极易受环境条件变化而发生剧烈波动。

产甲烷菌是一类形态多样且具有特殊细胞成分和产甲烷功能的厌氧细菌,迄今已分离到 70 余种,能够利用的底物种类十分有限,有的仅能利用 1 种,一般为最简单的 1 碳或 2 碳化合物,例如 CO₂、CH₃OH、CH₃COOH 和甲胺类等,大部分产甲烷菌能利用 H₂ 作为电子供体来还原 CO₂。底物在产甲烷菌的作用下被转化为甲烷,甲烷数据主要有两条途径^[11]:一是在专性矿质营养产甲烷菌的参与下,以 H₂ 作为电子供体还原 CO₂ 或者直接利用 HCOOH 和 CO 形成 CH₄,反应式为:①CO₂+4H₂→CH₄+2H₂O,②4HCOOH

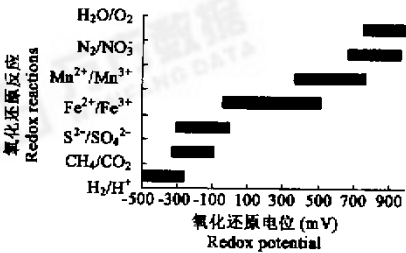


图 1 淹水土壤中氧化还原反应系列的更替规律
Fig. 1 Changing pattern of redox reactions in submerged soil

—→CH₄+3CO₂+2H₂O,③CO+2H₂O—→CH₄+3CO₂;二是在甲基营养产甲烷菌的参与下,对含有甲基的化合物进行脱甲基作用,底物主要是乙酸,因为乙酸是有机物厌氧分解的主要中间产物,典型反应式为:CH₃COO⁻+H₂O—→CH₄+HCO₃⁻,这是土壤中甲烷形成的主要途径,约占产甲烷总量的 70%^[12]。只有活性有机物供应较少的环境,CO₂ 还原产甲烷作用才显得较为重要。

土壤中产甲烷底物一般可以分为两类:一类是土壤中固有的有机物质,另一类是土壤中生长的生物(植物、动物或微生物)释放或残留的或从外界直接输入的有机物质。这些物质首先在异养微生物作用下分解成形态相对简单的有机物如糖类、有机酸等,然后进一步转化为乙酸、H₂、CO₂、甲酸等产甲烷前体。因此在还原环境条件下,底物的数量和有效性在甲烷形成过程中起着决定性作用。

2 底物的种类和数量对甲烷产生的影响

2.1 土壤有机质含量

Denier van der Gon 和 Neue^[13]发现 11 个水稻土的甲烷排放量与有机质含量呈正相关,Wassmann 等^[14]进一步发现,甲烷产生量与土壤有机碳和有机氮含量呈极显著正相关,当环境条件适宜时,底物供给状况成为甲烷产生的控制因素。Yagi 和 Minami^[15]对 3 种水稻土的研究发现,泥炭土产甲烷能力最强,排放甲烷最多,为 44.8g/(m²·a),潜育土次之,为 8~27 g/(m²·a),火山灰土最低,仅 0.6~12.6 g/(m²·a),导致这种差异的直接原因就是土壤中有机质含量的不同。Bachoon 和 Jones^[16]观察到,尽管泥炭土的甲烷排放量低于泥灰岩土,但是泥炭土的产甲烷潜能远高于泥灰岩土,只不过泥灰岩土几乎无内源甲烷氧化,而泥炭土的内源甲烷大量被氧化。对土壤不同层次产甲烷能力与有机质含量间的相关性分析表明,二者有对应的关系^[17],土壤甲烷排放量少就是由于低的土壤有机质含量引起^[18],Yavitt 和 Lang^[19]也发现与有机质总量和酸溶性有机质含量间有正相关性。Bachoon 和 Jones^[16]把纤维素、葡萄糖和乙酸加入到排放甲烷较低的泥炭土和泥灰岩土中提高了甲烷排放量,其中纤维素的增幅最大,葡萄糖次之,乙酸最低,而产生甲烷所需的响应时间则与增幅次序刚好相反,作者认为土壤中底物供给不足限制了甲烷的产生。Saarnio 等^[20]发现,不同类型沼泽排放甲烷量存在着明显差异,苔藓泥炭沼泽土甲烷排放量较低,而泥炭沼泽土要高得多,前者因为好氧分解强烈,不仅使大量有机物质遭到分解,导致残留较少,而且分解产物的结构复杂,被进一步分解的可能性较小,无法提供足够可用底物给产甲烷菌。Wang 等^[8]依据土壤在 10d 培养期内产甲烷潜能的大小,把 16 种水稻土分为 2 组:第 1 组 9 个土壤产甲烷潜能很低,小于 10ng/(g 土);第 2 组 7 个土壤产甲烷潜能较强,排放量分布在 24~2416ng/(g 土)之间,第 1 组中有 3 个土壤在 10~39d 的继续培养中产生了甲烷,而另外 6 个土壤依然无甲烷产生,对上述土壤性质与甲烷排放量间的相关分析表明,16 个土壤产甲烷量与有机质或水溶性碳含量无明显关系,但是当对第 2 组中 7 个产甲烷潜能较强的土壤进行分析时,却发现与有机质和水溶性碳之间具有显著正相关($r=0.93$),其中水溶性碳的贡献率($r=0.90$)大于总有机质($r=0.64$)。上述研究表明土壤产甲烷量与有机质含量间具有一定的正相关性,但未达到显著水平,产生这种现象一方面是由于有的研究用甲烷产生量而有的研究用甲烷排放量来评估有机质的产甲烷能力,而后者包含了内源甲烷的氧化,使得正确评估有机质的作用较为困难;另一方面,有机质组分过于复杂并且不同土壤间可能存在极大的差异,彼此缺乏可比性,因此迄今尚无一种模型能够正确地评估甲烷产生量与有机碳含量间的关系,也就无法用有机碳含量来表征土壤的产甲烷潜能,那么究竟土壤有机碳中哪一部分在起决定作用?

2.2 土壤有机质中的活性组分

Nilsson 认为泥炭的有机组分是甲烷产生量多寡的主要决定因素^[21],进一步研究表明好氧条件下产生的 CO₂ 量与甲烷产生量之间存在很好的相关性^[22]。Bridgham 等^[23]研究发现,高度分解并腐殖化的泥炭土中尽管有机质含量高达 95%,但是产甲烷量很低,而导入 H₂ 则促进了甲烷的产生,同样加入葡萄糖后甲烷的产量也有所提高,但是大量的乙酸加入却抑制了甲烷的形成,因为产甲烷菌对高浓度的乙酸十分敏感,一般田间条件下不可能达到如此高的浓度,因此可以认为缺乏高质量的产甲烷菌能够利用的有机质是导致泥炭土产甲烷量低的主要原因,而有机质中活性有机碳的多寡决定了土壤产甲烷潜能的强弱和甲烷产量的高低。Bossio 等把在 27℃和 28%含水量条件下好氧培养 58d 后释放出的 CO₂ 量作为土壤中易分解

化碳(RMC)含量,用以指示土壤活性有机碳的浓度,研究结果表明,外加秸秆后土壤中 RMC 量与甲烷排放量密切相关^[24],连续 4a 施用秸秆后土壤中有有机碳总量虽然无明显变化,但是 RMC 的含量却增加了 1.5 倍,从而使得甲烷排放量增长 5 倍多^[8],因此对产甲烷真正起作用的是土壤 RMC 而不是有机碳总量。对不同类型土壤和不同外源有机物稻草和厩肥产甲烷能力的研究也发现,RMC 含量与甲烷排放量成直线关系^[15],RMC 与甲烷排放量之间相关性达到显著水平($r=0.938$),并且连续淹水较非连续淹水土壤的 RMC 含量更高^[25],导致长期持续淹水稻田甲烷排放量远高于经历烤田和其它几次干湿交替处理的稻田,二者的平均排放量分别为 $6.22 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ 和 $3.20 \text{ mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ ^[26],因此 Mishra 等^[25]认为 RMC 可以用作预示土壤有机质被产甲烷菌利用的强度。Wang 等^[8]发现,用沸水浸提 2h 后获得的水溶性碳与产甲烷量之间也存在线性关系,对甲烷产生量的影响达到显著水平, Van Cleemput 等^[27]获得了相同的结果。Yavitt 和 Lang^[19]则发现,土壤产甲烷量与酸溶性有机质和总有机质含量间具有正相关关系,而与酸不溶性有机质含量呈负相关,但是未发现与可溶性有机质和热水溶性有机质含量间存在任何关系, Valentine 等^[28]发现与碳水化合物间存在正相关。对泥炭沼泽土和苔藓泥炭沼泽土研究表明,水溶性有机碳(DOC)的含量后者为前者的 2 倍,但是产甲烷量却前者明显高于后者,究其原因不仅是 DOC 的数量更是 DOC 的质量严重地影响着甲烷的产生,苔藓泥炭沼泽中有机物质分解强烈,残留有机物量少且以结构相对复杂的木质素为主,进一步分解形成的酚酸等有机酸在 DOC 中所占比例大,而有机酸产甲烷率相对较低,从而影响甲烷的形成^[29],但总体而言,DOC 对产甲烷的影响要高于总有机碳,Smith 等^[30]认为湖泊水中 DOC 可以引起甲烷排放量 40% 的变化幅度。从上不同研究可知,不同底物是由不同有机组分和功能基团构成的,而不同有机组分及其功能基团的还原力相差很大,从而导致不同有机物质的产甲烷能力存在明显差异。相对而言,在相同的土壤管理条件下例如水田水旱轮作,土壤中水溶性有机碳含量似乎更能表征土壤的产甲烷潜能,但在不同管理条件下的土壤却不尽其然,因此必须同时考虑不同来源的水溶性有机碳组分的还原力差异,目前由于受研究方法的限制,对水溶性有机物中强还原力的有机碳表征土壤的产甲烷潜能知之甚少。

2.3 外源有机物质

外源有机碳施入土壤后对甲烷产生的影响呈现在多个方面:首先表现在用量上,Sass 等^[31]施用 $8 \sim 12 \text{ t}/\text{hm}^2$ 的稻草于水稻土中,使甲烷排放量增加 $2 \sim 2.5$ 倍,Kludze 和 Delaune^[32]发现施用 $11 \text{ t}/\text{hm}^2$ 稻草促进了甲烷的产生,而 $22 \text{ t}/\text{hm}^2$ 稻草则抑制了甲烷的产生。当把 $5 \sim 60 \text{ t}/\text{hm}^2$ 的稻草施入土壤都提高了甲烷的排放,并发现甲烷排放量随稻草用量的增加而增加,达到 $12 \text{ t}/\text{hm}^2$ 时出现甲烷排放高峰,比对照高 2.4 倍,但是大于此用量后反而有所降低^[33]。Yagi 和 Minami^[15]把 $6 \sim 9 \text{ t}/\text{hm}^2$ 稻草加入土壤,使甲烷排放量增加 $1.8 \sim 3.5$ 倍,施用厩肥则效果不明显。上官行健和王明星^[34]也发现沼渣肥并不能增加稻田的甲烷排放量。蔡祖聪^[35]外加有机碳用量为 $0.91 \text{ g}/\text{kg}$ 的秸秆于有机碳含量 $47.3 \text{ g}/\text{kg}$ 的土壤中,未发现对产甲烷的影响作用,其原因是外加有机碳太少;其次是施用方法和时间,Lauren 等把绿肥和秸秆施入土壤发现,二者混施比秸秆单施的甲烷排放量要高出 $1.5 \sim 2$ 倍,分别比秸秆单施和秸秆燃烧后施入土壤的对照处理高 55% 和 85%,绿肥比秸秆排放甲烷量高的原因是绿肥的 C/N 比(17:1)明显低于秸秆(37:1),分解产物以脂肪酸等为主,秸秆则以酚酸为主,一般与直链碳相连的羧基的还原力强于与苯环相连的羧基,从而形成更多的甲烷,据估算,绿肥有 39%~53% 的碳被转化为甲烷^[36]。Xu 等^[37]研究了稻草还田时间对甲烷排放量的影响,发现水稻移栽前施用稻草较冬季还田产生更多的甲烷,因为经过冬季节的好氧分解,稻草中易分解有机质含量大为降低,促进稻田甲烷排放的作用已经很弱;再者就是有机物的组成成分,Chidthaisong 和 Watanabe^[38]的盆栽试验发现,外源稻草进入土壤 7d 后就有甲烷排放,20~30d 出现第一个排放高峰,前 40d 甲烷的碳源主要来自稻草中易分解的有机物,40~80d 则来自其他较复杂的有机成分,80d 后稻草对甲烷产生的影响明显减弱,从 $\delta^{13}\text{C}$ 来看,产甲烷菌对不同来源的同种物质没有选择性利用。当把沼生植物叶片浸提液加入到土壤时,促进了甲烷的产生,并且低浓度的浸提液不如高浓度的作用明显,同时也发现由于土壤中存在其他的反应过程例如乙酰基化作用,使得不同种类底物产甲烷能力存在一定差异,甲酸、甲醇和乙酸的产甲烷数据为 2.6%、6% 和 0.7%,只有甲醇、甲基化氨基酸等没有其它微生物与产甲烷菌竞争的底物才能较多地被转化为甲烷^[17]。Watanabe 等^[39]对稻草中组分产甲烷能力进行了研究,发现稻草中

脂、多糖、纤维素和半纤维素的相对贡献率为-21.6% (负作用)、7.7%、38.1%和74.5%，因此不同种类有机成分的产甲烷能力明显不同，对有限几种有机物料测定的大小顺序为：葡萄糖>乙酸>根系分泌物>稻草^[40]；第四是激发效应，Chidthaisong 和 Watanabe^[38]发现外源碳不仅自身促进了甲烷的产生而且还激发了土壤有机质产生甲烷；第五是环境条件，Moore 和 Dalva^[41]研究了好氧和厌氧环境对植物残体分解的影响，发现好氧条件下 CO₂ 产生量为厌氧条件下的 2.5 倍并且呈现草本植物>苔藓>木本植物，但厌氧条件下 CO₂ 和 CH₄ 产生量则为苔藓>草本植物>木本植物。纤维素和半纤维素在水解发酵和产甲烷过程中起着十分重要的作用，说明底物质量严重影响着甲烷的排放量，同时也表明不能把 CO₂ 产生量完全与产甲烷的 CO₂ 相联系，二者没有必然的关系，因为产甲烷量同时也受控于 H₂ 的供给。Segers^[42]对已有文献中不同来源土壤有机碳在厌氧和好氧条件下的可分解性进行了总结 (表 1)，发现好氧较厌氧分解速率高 1~8 倍，但是目前尚不清楚导致两者产生差异的原因，这也就限制了用模型来精确评估厌氧条件下有机碳的矿化和甲烷的产生。

Bossio 等认为，加入稻草促进甲烷排放有两个原因：一是提供了更多的底物，二是施用稻草后降低了土壤的氧化还原电位，较对照低 50mV，达到-275mV^[24]，而氧化还原电位从-160mV 降到-220mV，甲烷的产生量呈指数级升高^[8]，甲烷产生量越高，被氧化的内源甲烷比例就越低，排放量就越多。晚近，Rath 等^[43]把稻草施入到水分饱和及非饱和冲积土中，发现都促进了甲烷的排放，并由此认为水分非饱和土壤有可能成为大气甲烷的又一来源，而不仅仅是淹水土壤，在以往大气甲烷源统计中这部分一直被忽视了。

2.4 根系分泌物

根系分泌物一般占植物光合作用产物总量的 30% 左右，其对土壤排放进入大气甲烷的贡献率变化在 3%~52% 之间^[44~48]，引起如此之大差异的原因一方面与植物分泌能力的大小和分泌物量与质的高低有关，另一方面与植物生长的土壤环境有关。Huang 等^[49]对 11 个水稻品种研究发现，甲烷排放量差异很大，从 230.1 mg/(m²·d) 到 526.3 mg/(m²·d)，最大和最小值之间相差 2.3 倍。当加入等量的外源分泌物于不同土壤时，有机质含量 20.8mg/kg 和 39.6mg/kg 的土壤可产生大量的甲烷，而有机质 15.7mg/kg 和 18.4mg/kg 的土壤甲烷产生量要少得多^[40]，说明有机质含量越高，土壤的

表 1 不同环境条件下土壤 CO₂ 和 CH₄ 产生量的比较

Table 1 Comparison between rates of CH₄ production, aerobic CO₂ production and anaerobic CO₂ production

样品来源 Sample source	好氧产 CO ₂ 量与 厌氧 CO ₂ 量比 Aer CO ₂ /anaer CO ₂ (mol/mol)	厌氧产 CO ₂ 量与 厌氧产 CH ₄ 量比 Anaer CO ₂ /anaer CH ₄ (mol/mol)
贫营养泥炭土	1.6~2.7	4~882
矿质营养泥炭土	2.7	0.6~630
水稻土	—	1~594
排干泥炭土(4d 培养)	4.8	—
苔藓泥炭土	1.4	—
矿质土壤中的植物物质	2~8	—
各种泥炭土	2.5(1~5)	—

产甲烷潜能就越强，根系分泌物对产甲烷的影响程度就越大。沼生植物的光合作用产物一般可在 12h 后到达土壤中的产甲烷菌^[50]。根系分泌物的数量和质量对产甲烷量的影响十分强烈，对不同根系分泌物产甲烷能力的测定表明，分泌物 A 产甲烷量为 1.94μmolCH₄-C/μmol，分泌物 B 为 1.28μmolCH₄-C/μmol，分泌物 C 为 1.22μmolCH₄-C/μmol，产生差异的原因就是分泌物中有机碳含量的不同^[40]。根系分泌物不仅为产甲烷菌直接提供底物，而且也刺激土壤有机碳的分解，从而产生更多的甲烷，本文作者依据 Chidthaisong 和 Watanabe^[38]用 δ¹³C 计算的外源有机碳对甲烷排放的贡献率，计算了外源有机碳激发效应对甲烷的贡献率为 26.11%，是一个相当高的数值。与水稻相比，沼生植物的根系分泌物在甲烷产生中占有更加重要的地位^[20,43,51]，用示踪法研究发现，泥炭沼泽产生的甲烷中，70% 由乙酸发酵而来，底物主要为沼生植物光合作用的产物，CO₂ 还原形成的甲烷仅占 30%，苔藓泥炭沼泽则相反，甲烷主要由沼泽土壤中有机质分解产生的 CO₂ 还原而成^[51]，由于在淹水条件下 CO₂ 的产生量较低，因此甲烷排放量较少。Chanton 等^[29]用 ¹⁴C 示踪研究也发现，排放进入大气甲烷的 ¹⁴C 丰度与大气 CO₂ 的 ¹⁴C 丰度十分相似，并由此得出甲烷主要由新近固定的有机碳而来。

3 结语 万方数据

在环境条件适宜的情况下，土壤和外源有机碳在甲烷产生过程中起着决定性作用，其中易矿化有机碳

(RMC)或水溶性有机碳(DOC)尤其重要,有机物依据结构和功能基团的不同可以分为强还原有机物和弱还原有机物两类,前者由于还原力更强对甲烷产生的作用更大,也许更能表征土壤有机物与土壤产甲烷能力间的关系,非常遗憾,由于受测定技术的限制,目前对此组成成分知之甚少。一般有机质丰富的土壤产甲烷能力较强,根系分泌物和外源有机碳不仅自身促进甲烷的产生,同时也刺激了土壤原有有机质的分解,从而形成更多的甲烷,这种刺激效果则决定于土壤有机质的含量和质量。就有机物质对产甲烷作用而言,以下几个方面有待深入研究:(1)对甲烷产生起决定作用的土壤活性有机碳的测定技术及其组成成分;(2)土壤有机碳或活性有机碳与氧化还原电位间的关系及对甲烷产生量的影响;(3)土壤有机碳或活性有机碳与根系分泌物对甲烷产生的相对重要性及交互效应。

参考文献

[1] Leliveld J, Crutzen P J, Dentener F J. Changing concentration, lifetime and climate forcing of atmospheric methane. *Tellus*, 1998, **50**:128~150.

[2] IPCC, *Climate Change 1995. The Science of Climate Change, Summary for Policymakers*, 1995.

[3] Burke M K, Houghton R A, Woodwell G M. Progress toward predicating the potential for increases emissions of CH₄ wetlands as a consequence of global warming. In: Bouwman A F ed. *Soils and the greenhouse effect*. Chichester: John Wiley and Sons Ltd, 1990. 451~455.

[4] Houghton R A, Woodwell G M. Global climatic change. *Scientific American*, 1989, **260**:36~44.

[5] Bouwman A F. *Soil and the greenhouse effect*. Chichester: John Wiley and Sons Ltd, 1990.

[6] Khalil M A K. Non-CO₂ greenhouse gases in the atmosphere. *Annu. Rev. Energy. Environ*, 1999, **24**:645~661.

[7] Kludze H K, Delaune R D, Patrick W H Jr. Aerenchyma formation and methane and oxygen exchange in rice. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 1993, **57**:386~391.

[8] Wang Z P, Lindau C W, Delaune R D, *et al.* Methane emission and trapment in flooded rice soils as affected by soil properties. *Biol. Fertil. Soils*, 1993, **16**:163~168.

[9] Dunfield P, Knowles R, Dumont R,*et al.* Methane production and consumption in temperate and subarctic peat soils: response to temperature and pH. *Soil. Biol. Biochem.*, 1993, **25**:321~326.

[10] Moore T R, Roulet N T. Methane emissions from Canadian peatlands In: Lal R, Kimble J, Levine E, *et al.* ed. *Soils and global change*. Boca Raton: *Lewis Publishers*, 1995, 153~164.

[11] Papen H, Renneberg H. Microbial processes involved in emissions of radioactively important trace gases. In: Trans 14th Intern. Congr. *Soil. Sci.* (Vol. II). 1990, 232~237.

[12] Strayer R F, Tiedje J M. Kinetic parameters of the conversion of the methane precursors to methane in a hyperentrophic lake sediments, *Appl. Environ. Microbial.*, 1978, **36**: 330~346.

[13] Denier van der Gon H A C, Neue H U. Methane emission from a wetland rice field as affected salinity. *Plant and Soil*, 1995, **170**:307~313.

[14] Wassmann R, Neue HU, Bueno C, *et al.* Methane production capacities of different rice rice soils derived from inherent and exogenous substrate. *Plant and soil*, 1998, **203**:227~237.

[15] Yagi K, Minami K. Effect of organic matter applications on methane emission from some Japanese paddy fields. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 1990, **36**:599~610.

[16] Bachoon D, Jones R D. Potential rates of methanogenesis in sawgrass marshes with peat and marl soils in the Everglades. *Soil Biol. Biochem.*, 1992, **24**:21~27.

[17] Amaral J A, Knowles R. Methane metabolism in temperate swamp, *Appl. Environ. Microbiol.*, 1994, **60**:3945~3951.

[18] Holzapfel-pschorn A, Conrad R, Seiler W. Effects of vegetation on the emission of methane from submerged paddy soil, *Plant and soil*, 1986, **92**:223~233.

[19] Yavitt J B, Lang G E. Methane production in contrasting wetland sites: response to organic-chemical components

- of peat and to sulfate reduction. *Geomicrobiol. J.*, 1990, **8**:27~46.
- [20] Saarnio A, Alm J, Silvola J, *et al.* Seasonal variation in CH₄ emissions and production and oxidation potentials at microsites on an oligotrophic pine fen. *Oecologia*, 1997, **110**:414~422.
- [21] Nilsson M. Methane production from peat, regulated by organic chemical composition, elemental and anion concentrations, pH and depth. In: *IPS Jyska*. International Peat Congress, 1992, 125~133.
- [22] Crozier C R, Devai I, Delaune R D. Methane and reduced sulfate gas production by fresh and dried wetland soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1995, **59**:277~284.
- [23] Bridgman S D, Richardson C J. Mechanisms controlling soil respiration (CO₂ and CH₄) in southern peatlands. *Soil Biol. Biochem.*, 1992, **24**:1089~1099.
- [24] Bossio D A, Horwath W R, Muters R G, *et al.* Methane pool and flux dynamics in a rice field following straw incorporation. *Soil Biol. Biochem.*, 1999, **31**:1313~1322.
- [25] Mishra S, Rath A K, Adhya T K, *et al.* Effect of continuous and alternate water regimes on methane efflux from rice under greenhouse conditions. *Biol. Fertil. Soils*, 1997, **24**:399~405.
- [26] Cai Z C, Xu H, Zhang H H, *et al.* Estimate of methane emission from rice paddy fields in Taihu region, China. *Pedosphere*, 1994, **4**: 297~306.
- [27] Van Cleemput O, Ramon H, Vermossen A. Emission of C1-C3 hydrocarbons from soils. In: *The proceedings of EUROTRAC symposium '90*. Hague: SPB Academic Publishing, 1991. 189~190.
- [28] Valentine D W, Holland E A, Schimel D S. Ecosystem and physiological controls over methane production in northern wetlands. *J. Geophys. Res.*, 1994, **99**:1563~1571.
- [29] Chanton J P, Bauer J E, Glaser P A, *et al.* Radiocarbon evidence for the substrates supporting methane formation within northern Minnesota peatlands. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 1995, **59**:3663~3668.
- [30] Smith L K, Lewis W W Jr. Seasonality of methane emissions from five lakes and associated wetlands of the Colorado Rockies. *Global Biogeochem. Cycles*, 1992, **6**:323~338.
- [31] Sass R L, Fisher F M, Harcombe P A, *et al.* Mitigation of methane emissions from rice fields: possible adverse effects of incorporated rice straw. *Global Biogeochem. Cycles*, 1991, **5**:275~287.
- [32] Kludze H K, Delaune R D. Straw application effects on methane and oxygen exchange and growth of rice. *Soil. Sci. Soc. Am. J.*, 1995, **59**:834~830.
- [33] Schutz H, Seiler W, Conrad R. Processes involved in formation and emission of methane in rice paddies. *Biogeochemistry*, 1989, **7**:33~53.
- [34] Shangguan X J(上官行健), Wang M X(王明星). Possible measures for the reduction of methane emissions from rice paddy fields. *Advance in Earth Sciences*(in Chinese)(*地球科学进展*), 1993, **8**(5): 55~62.
- [35] Cai Z C(蔡祖聪). Effects of water regime on CO₂, CH₄ and N₂O emissions and overall potential for greenhouse effect caused by emitted gases. *Acta Pedologica Sinica*(in Chinese)(*土壤学报*), 1999, **36**:484~491.
- [36] Lauren J G, Pettygrove G S, Duxbury J M. Methane emissions associated with a green manure amendment to flooded rice in California. *Biogeochemistry*, 1994, **24**:53~65.
- [37] Xu H, Cai Z U, Li X P, *et al.* Effect of antecedent soil water regime and rice straw application time on CH₄ emission from rice cultivation. *Aust. J. Soil. Res.*, 2000, **38**:1~12.
- [38] Chidthaisong A, Watanabe I. Methane formation and emission from flooded rice soil incorporated with ¹³C-labelled rice straw. *Soil Biol. Biochem.*, 1997, **29**: 1173~1181.
- [39] Watanabe I, Takada G, Hashimoto T, *et al.* Evaluation of alternative substrates for determining methane-oxidizing activities and methanotrophic populations in soils, *Biol. Fertil. Soil*, 1995, **20**: 101~106.
- [40] Lu Y, Wassmann R, Neue H U, *et al.* Methanogenic responses to exogenous substrates in anaerobic rice soils. *Soil Biol. Biochem.*, 2000, **32**:1683~1690.
- [41] Moore T R, Dalva M. Methane and carbon dioxide exchange potentials of peat soils in aerobic and anaerobic laboratory conditions. *Soil Biol. Biochem.*, 1997, **29**:1157~1164.
- [42] Segers R. Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetland methane

fluxes. *Biogeochemistry*, 1998, **41**:23~51.

[43] Rath A K, Mohanty S R, Mishra S, *et al.* Mehtane production in unamended and rice straw amended soil at different moisture levels. *Biol. Fertil. Soils.*, 1998, **28**:145~149.

[44] Bosse U, Frenzel P. Activity and distribution of methane-oxidizing bacteria in flooded rice soil microcosms and in rice plants (*oryza sativa*). *Appl. Environ. Microbiol.*, 1997, **63**:1199~1207.

[45] Epp M A, Chanton J P. Rhizospheric methane oxidation determined via the methyl fluoride inhibition technique. *J. Geophys. Res.*, 1993, **98**:18413~18422.

[46] Gilbert B, Frenzel P. Rice roots and CH₄ oxidation: The activity of bacteria, their distribution and the microenvironment. *Soil Biol. Biochem.*, 1998, **30**:1903~1916.

[47] Minoda T, Kimura M. Contribution of photosynthesized carbon to the methane emitted from paddy fields. *Geophys Res. Lett.*, 1994, **21**:2007~2010.

[48] Minoda T, Kimura M. Ph,otosynthates as dominant source of CH₄ and CO₂ in soil water and CH₄ emitted to the atmosphere from paddy fields. *J. Geophys. Res.*, 1996, **101**:21091~21097.

[49] Huang Y, Sass R, Fisher FM Jr. Methane emission from Texas rice paddy soils 1. quantitative multi-year dependence of CH₄ emission on soil, cultivars and grain yield. *Global Change Biology*, 1997, **3**:491~500.

[50] Saarnio S, Alm J, Martikainen P J, *et al.* Effects of raised CO₂ on potential CH₄ production and oxidation in, and CH₄ emission from a boreal mire. *J. Ecology*, 1998, **86**:261~268.

[51] Chasar L S, Chanton J P. Radiocarbon and stable carbon isotopic evidence for transport and transformation of dissolved organic carbon, dissolved inorganic carbon and CH₄ in a northern Minnesota peatland. *Global Biogeochemical Cycles*, 2000, **14**:1095~1108.

[52] Chen Z H(陈中云), Min H(闵航), Chen M C(陈美慈), *et al.* Studies on relationships among methane emission and methane-oxidizing and methanogenic bacteria in three types of rice-field soil. *Acta Ecologica Sinica* (in Chinese)(生态学报), 2001, **21**:1498~1505.