

土壤源 CH_4 氧化的主要影响因子与减排措施 *

徐星凯 周礼恺

(中国科学院沈阳应用生态研究所 沈阳 110015)

摘要 土壤源 CH_4 氧化主要受土壤理化性状、温度、施肥种类和施肥量、作物品种及其生长状况、重金属离子种类与浓度等因子的影响。这些因子主要通过影响 CH_4 氧化细菌群、种类、数量、活性及其分布模式产生作用。合理施用有机肥、调节田间水分、配施矿质肥料以及培养根系活力较强的高产水稻品种是减少土壤源 CH_4 排放量的主要措施。

关键词 CH_4 CH_4 氧化 土壤 减排措施

Main factors affecting soil-borne methane oxidation and measurements for reducing CH_4 flux. Xu Xingkai, Zhou Likai (Shenyang Institute of Applied Ecology, CAS, Shenyang 110015), *EAR*, 1999, 7(2): 18~22

Abstract Soil-borne methane (CH_4) oxidation is affected by factors such as soil physico-chemical characters, temperature, fertilizer type and amount, crop varieties and their growth, kinds and concentration of heavy metals ions, and so on. These factors exert action through influencing CH_4 oxidation bacteria, types, amount, activity and distribution models. The measurements for reducing CH_4 flux are to apply organic manure and matter, control field moisture, apply mineral fertilizer and evolve rice varieties with high yield.

Key words Methane, CH_4 oxidation, Soil, Reducing measurement

气候变暖是当今全球广泛关注的环境问题之一。在已知的温室气体中甲烷(CH_4)对温室效应的相对贡献率达15%^[27],其相对热吸收潜能比二氧化碳(CO_2)大30倍,故减少其排放对缓和潜在的全球增温趋势比减少 CO_2 排放量更有效^[13]。随着 CH_4 产生机制及其影响因子研究的深入,不少学者正积极探索 CH_4 的减排措施,而提高土壤源 CH_4 的氧化潜势是有效的减排途径之一。土壤消耗 CH_4 是微生物作用的结果,经灭菌处理的土壤不再具有消耗 CH_4 的能力。土壤中消耗 CH_4 的微生物有 CH_4 氧化细菌和 CH_4 硝化细菌2种,后者氧化 CH_4 的最大速率比前者的最小速率低5倍^[5,8],土壤源 CH_4 的氧化主要由 CH_4 氧化菌完成。湿地土壤中 CH_4 氧化的最大速率发生在 CH_4 浓度最高的好氧-厌氧界面处(如水土界面和根土界面);某些情况下扩散至好氧表层的 CH_4 全部被消耗掉^[3,28]。旱地土壤中 CH_4 的氧化符合一级动力学方程^[3]。一个活跃的 CH_4 氧化细菌群需要充足的 CH_4 ,当土壤被培养在100~1000 $\mu\text{l/L}$ 以上的 CH_4 中时,所有土壤样品中 CH_4 氧化细菌

• 中国与比利时合作基金资助项目

收稿日期:1998-01-25 改回日期:1998-06-29

的数量及其氧化CH₄的活性均明显上升^[3,23],经高浓度(>1000μl/L)CH₄预培养10d,使本来不具有氧化大气CH₄能力的土壤可氧化大气CH₄^[3]。故CH₄浓度影响氧化CH₄的微生物数量和活性及其种群。

1 影响CH₄氧化的主要因素

1.1 土壤理化性状

Martin 等认为土壤含水量为28%~35%会削弱CH₄的氧化;15%~22%是促进CH₄氧化的最适水分条件^[23];Pascal 等指出15.6%~18.8%是土壤源CH₄氧化的最适水分条件。高含水量可限制CH₄和O₂在土壤中扩散,由于湿地土壤亚表层厌氧区可供给高浓度CH₄,故O₂的供给比旱地土壤增强土壤CH₄的氧化潜势更明显。土壤最低含水量是维持微生物细胞生理功能的必要条件;在一定含水量条件下CH₄氧化菌才能繁殖生长,土壤含水量低于8%时未观察到CH₄氧化活力。Parashar 等^[25]研究指出,渍水条件下砂壤土CH₄排放量较高,粘壤土则较低。有机质高含量条件下还原性砂性土比粘土更利于CH₄产生,这可能与粘土中产生的CH₄排放大气之前已被氧化有关。若保持一定渗漏量,土体土壤氧化还原电位(Eh)较高,将大大限制砂性土CH₄的形成。耕地土壤的CH₄氧化能力比林地土壤低得多,这可能与农业生产中栽培与施肥措施有关。Sass 等^[30]研究表明,美国某地区3种土壤的季节性CH₄排放量与土壤砂粒含量呈显著正相关:

$$Y=10.40+0.718X$$

式中,Y为CH₄排放量(g/m²),X为砂粒含量(%).并指出此关系具有地域性,Jerm-sawatdipong 等测定了泰国中部冲积平原3地水稻土、酸性硫酸盐土、低腐殖质潜育土CH₄排放量分别为5~59g/cm²、0.6~17g/cm²和21~35g/cm²。这3地土壤氧化还原状况、硫酸盐、游离铁、易还原锰及易分解有机质等含量不一,造成土体产生CH₄氧化能力的差异而导致CH₄净排放量不同。大多数已知CH₄氧化菌生长的最适pH为6.6~6.8。在不考虑原位土壤氧化还原电位条件下,CH₄氧化菌进行CH₄氧化的适宜pH范围为7.0~7.5,但有些CH₄氧化菌在土壤pH为4.0~9.0时仍具有生长繁殖和活跃的代谢功能^[11];pH为2.3的酸性土中也存在CH₄氧化作用^[23]。Anders 等^[4]发现CH₄氧化率与土壤pH值呈负相关关系,这可能不是pH的直接影响,而是通过因pH变化引起的一个或多个土体理化特性改变,导致影响CH₄氧化。

1.2 温度

温度对土壤中CH₄的生成和消耗有重要影响,并促进CH₄在土壤中扩散。CH₄产生过程对温度非常敏感,其活化能为123~271kJ/mol,Q₁₀=5.3~16(温度每增加10℃反应速率增加的倍数),其敏感性随基质浓度增加而增加。与CH₄生成作用相比,其消耗作用对温度较不敏感,活化能仅20~80kJ/mol,Q₁₀=1.4~2.1^[11]。研究表明,土壤CH₄氧化作用的最适温度为25~35℃,超过37℃时大多数CH₄氧化菌停止生长,只有*Methylococcus Capsulatus*可在45℃条件下生长繁殖;当温度从最适范围降至0~10℃时,CH₄消耗作用仍可以最大速率的13%~38%进行,土体CH₄形成将大幅度降低,甚至无CH₄产生^[11]。但当土体存在其他环境因子限制CH₄形成与消耗时,温度作用将不很明显。故温度不是影响土壤CH₄氧化的主要因素。

1.3 施 肥

有机物料经堆沤后施入土壤增加 CH_4 排放量并不显著。陈德章等在四川省和湖南省的田间试验证明,沼气发酵肥减少稻田 CH_4 排放量^[2],这与 Tsutsuki 和 Ponnamperna 的研究结果相吻合。因此,合理施用有机肥可有效减少 CH_4 释放。有机物料施入稻田表层土壤可增强水稻根际 CH_4 氧化,若配施相关酶抑制剂,尤其是硝化抑制剂和脲酶抑制剂组合,效果更佳。继发现温带土壤存在 NH_4^+ 抑制 CH_4 氧化现象后,在草原土壤、苔原土壤、农业土壤及水域沉积物中也发现 NH_4^+ 抑制 CH_4 氧化现象。随着全球土地利用和 N 肥施用增加, NH_4^+ 抑制土壤源 CH_4 氧化对全球 CH_4 循环的贡献将逐渐增大。Jay Gulledge 等^[15]系统研究了 NH_4^+ 对土壤源 CH_4 氧化的抑制机制,把 NH_4^+ 抑制土壤 CH_4 消耗分为 3 种生态模式,分别由 3 种生理作用不同的 CH_4 氧化细菌群控制。并指出预测区域 CH_4 动态变化时应考虑土体 CH_4 氧化菌的 3 种分布模式:立即抑制模式,即施肥后 CH_4 氧化的抑制作用将在几小时或几天内发生。该抑制模式涉及 CH_4 单氧化酶对 NH_4^+ 的竞争及 NH_3 和 NH_4^+ 氧化生成的 NO_2^- 或 NH_2OH 对 CH_4 单氧化酶的毒害。一些非特异性离子(如盐)可能导致土体 CH_4 氧化出现立即抑制现象^[18];延迟抑制模式,指 CH_4 氧化的抑制作用可在施肥后数月或数年内发生,其机理目前尚不清楚;完全不抑制模式,指土体可能存在对 NH_3 不敏感性 CH_4 氧化菌群。当土壤水溶液中 NH_4^+ 浓度在 5~22mmol/L 时,明显提高 CH_4 氧化能力,但高浓度显著抑制土体 CH_4 的氧化^[23];K. E. Dobbie 却认为即使土壤 NH_4^+ 浓度低于 3mg/kg 仍明显抑制 CH_4 的氧化主体^[10]。在低浓度 NH_4^+ 土壤中出现上述 2 种不同的 CH_4 氧化模式,这可能与土壤理化特性及 CH_4 氧化细菌群有关。Bronson 等研究显示,施尿素对排水良好的玉米地 CH_4 消耗无明显影响^[6]。近年有研究认为, CH_4 氧化主要与土壤中 N 周转率密切相关^[13,24]。施肥种类、数量及施用方式均对土壤源 CH_4 形成和消耗产生不同影响。Kimura 在稻田中分别施入尿素、 NH_4Cl 和 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$,结果发现各处理小区 CH_4 释放速率依次为尿素> NH_4Cl > $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ ^[19],这可能与 Cl^- 和 SO_4^{2-} 对产生 CH_4 细菌具有明显的抑制作用有关。Lindau 等研究显示,与高施尿素量相比,高施 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ 和 KNO_3 量可分别降低稻田 CH_4 排放量 55%和 59%^[21]。Schutz 比较了不同施肥方式对 CH_4 释放的影响, CH_4 释放因施肥方式不同而变化,表施>浅施(5cm)>深施(20cm)^[31]。Keerthisinghe 等研究发现,硝化抑制剂包被碳化钙、N-serve 均能显著降低稻田 CH_4 排放量,其中包被碳化钙效果更佳^[17]。Cai Z. C. 等认为,配施硝化抑制剂可促进稻田系统 CH_4 排放量^[7]。本项研究结果表明,配施硝化抑制剂,尤其是与脲酶抑制剂组合可显著降低土壤-稻田系统 CH_4 排放量。

1.4 作物品种及其生长状况

1978 年 De Bont 等^[9]发现根际存在大量具有较强 CH_4 氧化能力的 CH_4 氧化菌。水稻等水生植物根系的泌氧作用,能明显提高根际微环境 CH_4 的氧化。水稻根际的 CH_4 氧化作用明显低于芦苇等一些根系较发达的水生植物^[32]。由于根际微环境的特殊作用,根系分泌活性有机物和根表坏死的表皮细胞等均可促进 CH_4 生成菌生长,一定程度上增加土壤源 CH_4 产生量,这反而进一步增强了根际 CH_4 氧化能力。Parashar 等^[25]研究显示,在相同条件下 8 种不同水稻品种对稻田 CH_4 排放量影响差异较大,呈数量级变化。Lin^[20]报

道水稻分蘖至开花期CH₄排放量因品种而异,差值甚至可达倍数关系。Lindau等^[22]认为,半矮秆水稻品种CH₄排放量较低。Sass等^[29]初步研究表明,10种水稻品种CH₄季节性排放量为17.95~41.0mg/cm²,有些品种间差异呈倍数关系。这可能与水稻分蘖数、根系分泌物量及分布模式、根系呼吸作用和其他生理因素有关。H. A. C. Denier Vander Gon和H. U. Neue^[12]系统研究了水稻植株根际CH₄的氧化,指出水稻品种*Pokkali*根际CH₄氧化明显高于IR72、IR65597和*Dular*品种;水稻根际CH₄氧化能力随生育期不同而异,这有利于说明稻田CH₄排放量的季节性变化。水稻品种根系氧化能力变异较大,有可能培育出有较高根系氧化活力,又能增产的水稻品种。

1.5 重金属离子种类与浓度

一般而言,低浓度重金属离子能促进土壤微生物的生理活性和某些酶活力;而高浓度重金属离子则对其有明显抑制作用,甚至产生毒害。土壤中CH₄的氧化,尤其是好氧化在一定程度受一些酶活性控制。Martin等^[23]研究指出,当加入高浓度Cu²⁺时土壤中CH₄的氧化作用明显受抑制,这可能与Cu的毒害有关;土壤水溶液中Cu²⁺浓度低于4.2nmol/L时,Cu²⁺将在一定程度上促进CH₄的氧化,这种促进作用可能是由于Cu²⁺参与了CH₄氧化菌的一些氧化酶构建,如胞质内膜CH₄单氧化酶所致。细菌纯培养液中1~5μmol/L Cu²⁺可促进胞质内膜CH₄单氧化酶的构建。厌氧环境下发生CH₄氧化时,重金属离子可能不通过对一些酶产生影响,而是利用自身比CH₄氧化势高,参与CH₄氧化还原反应。如环境中存在氧化电位较高的Mn⁴⁺、Fe³⁺等电子受体时,会明显促进土壤中CH₄的氧化。Yoshinori等^[33]研究表明,田间保持一定渗漏水量,下渗水中部分CH₄将与亚表层土壤中Fe³⁺发生氧化还原反应。Mn⁴⁺氧化电位比Fe³⁺高而利于土壤源CH₄的氧化。

2 土壤源CH₄的减排措施

微生物能氧化CH₄。土壤作为大气CH₄的汇,排水良好的田间土壤微生物消耗大气CH₄量约占全球CH₄汇的3%~9%^[26],并随大气CH₄汇的增加而增大。水稻土产生的平均80%CH₄在排放到大气前已被土壤中CH₄氧化菌氧化^[32]。因此,土壤CH₄消耗仍是控制大气CH₄浓度的重要因子之一。据估计,全球每年由微生物氧化消耗CH₄达7亿t,约比释放进入大气的总量多2亿t。故提高土壤CH₄氧化是控制CH₄向大气圈排放的有效途径之一。减少土壤源CH₄排放量的主要措施是合理施用有机肥(或有机物料),最好采用腐熟或半腐熟的形式施于土壤表层,这在一定程度上不利于厌氧分解物的形成,同时促进表层土壤CH₄氧化菌氧化CH₄;合理调节田间水分,尽可能使土壤含水量接近CH₄氧化的最适水分条件(15%~22%),并维持一定渗漏量。间歇灌溉可大大降低稻田CH₄排放量,田间维持一定渗漏量可给亚表层土壤的CH₄氧化提供部分O₂,渗漏水中的CH₄也与土壤中氧化电位较高的Fe³⁺、Mn⁴⁺等发生氧化还原反应,尤其在低含量有机质的土体中。一定渗漏量有利于减少亚表层土壤微生物产生的有毒物质(尤其在富含易矿化有机碳条件下),一定程度上促进微生物活动。因此,维持田间一定渗漏量可促进土壤源CH₄氧化;合理配施矿质肥料,适宜矿质肥料能促进植株生长和根系发育,增强根际微环境CH₄的氧化能力。缺少充足的矿质肥料将导致植株生长不良甚至死亡,促进植株根系坏死组织提供的有效C源增加,加速CH₄生成。故矿质肥料,尤其是N肥对土体CH₄消耗影响较

明显,深施N肥有利于减轻过量 NH_4^+ 对表层土壤 CH_4 氧化的抑制。但单施无机肥不宜作为减少 CH_4 排放量的最佳农业措施,应配合施用腐熟或半腐熟有机物料,配施适当的酶抑制剂,可促进水稻地上部分生长,加速稻株根际 CH_4 的氧化潜势;培育根系活力较强的高产水稻品种,可增强水稻根际 CH_4 氧化能力,减少稻田系统中 CH_4 排放量。

参 考 文 献

- 1 刘可星,廖宗文等. 有机无机肥混施对水稻土 CH_4 排放的影响. 应用生态学报, 1997, 8(5): 491~494
- 2 陈德章等. 我国西南地区的稻田 CH_4 排放. 地球科学进展, 1993, 8(5): 47~54
- 3 颜晓元,蔡祖聪. 水稻土中 CH_4 氧化的研究. 应用生态学报, 1997, 8(6): 539~554
- 4 Anders P. S., et al. Slow increase in rate of methane oxidation in soils with time following land use change from arable agriculture to woodland. Soil Biology and Biochemistry, 1997, 29(8): 1269~1273
- 5 Bender M., et al. Kinetics of methane oxidation in oxic soils. Chemosphere, 1989, 20: 687~696
- 6 Bronson K. F., et al. Effect of nitrogen fertilizer and nitrification inhibitors on methane and nitrous oxide fluxes in irrigated corn. Biogeochemistry of global change, 1993, 27~289
- 7 Cai Z. C., et al. Estimate of methane emission from rice paddy field in Taihu Region, China. Pedosphere, 1994, 4(4): 297~306
- 8 Castro M. S., et al. Factors controlling atmospheric methane consumption by temperate forest soils. Global Biogeochemical Cycles, 1995, 9: 1~10
- 9 De Bont J. A. M., et al. Bacterial oxidation of methane in a rice paddy. Ecol Bull(stockholm), 1978, 26: 91~96
- 10 Dobbie K. E., et al. Comparison of methane oxidation rates in woodland, arable and set aside soils. Soil Biology and Biochemistry, 1996, 28(10~11): 1357~1365
- 11 Dunfield P., et al. Methane production and consumption in temperate and subarctic peat soils—response to temperature and pH. Soil Biology and Biochemistry, 1993, 25: 321~326
- 12 H. A. C. Denier Vander Gon, et al. Oxidation of methane in the rhizosphere of rice plants. Biol. Fertil. Soils, 1996, 22: 359
- 13 Hansen S., et al. N_2O and CH_4 fluxes in soil influenced by fertilization and tractor traffic. Soil Biology and Biochemistry, 1993, 25(5): 621~630
- 14 Hogan K. B., et al. Nature, 1991, 354: 181~182
- 15 Jay Gullede, et al. Different NH_4^+ -inhibitor pattern of soil CH_4 consumption; a result of distinct CH_4 -oxidizer populations across sites? Soil Biology and Biochemistry, 1997, 29(1): 13~21
- 16 Jernsawatdipong P., et al. Soil Sci. Plant Nutr., 1994, 40: 63~71
- 17 Keerthisinghe D. G., et al. Effect of wax-coated calcium carbide and nitrpyrin on nitrogen loss and methane emission from dry-seeded flooded rice. Soil Biology and Biochemistry, 1993, 16(1): 71~75
- 18 Kightley D., et al. Capacity for methane oxidation in landfill cover soils measured in laboratory-scale soil microcosms. Applied and Environmental Microbiology, 1995, 61: 592~601
- 19 Kimura M. Methane emission from paddy soils in Japan and Thailand. In: Batjes N. H. and Bridges E. M. (eds.). World inventory of soil emission potentials. WISE report 2, ISRIC, Wageningen, 1992
- 20 Lin E. Agricultural techniques: factors controlling methane emission. In: Gao L., Zheng D., and Han X. (eds.). Proceedings of International Symposium on Climate Change, Natural Disasters and Agricultural Strategies. Beijing, China, China Meteorological Press, 1993, 120~126
- 21 Lindau C. W. Methane emission from Louisiana rice fields amended with nitrogen fertilizers. Soil Biology and Biochemistry, 1994, 26(3): 353~359
- 22 Lindau C. W., et al. Effect of rice variety on methane emission from Louisiana rice. Agriculture, Ecosystems and Environment, 1995, 54: 109~114
- 23 Martin B., et al. Effect of methane concentration and soil conditions on the induction of methane oxidation activity. Soil Biology and Biochemistry, 1995, 27: 1517~1527
- 24 Moiser A., et al. Methane and nitrous oxide fluxes in native, fertilized and cultivated grasslands. Nature, 1991, 350: 330~332
- 25 Parashar D. G., et al. Parameters affecting methane emission from paddy fields. Indian J. Radio Space Phys., 1991, 20: 12
- 26 Prather M., et al. Other trace gases and atmospheric chemistry. In: Houghton J. T., et al. (eds.). Climate change. Cambridge: Cambridge University Press, 1995, 77~126
- 27 Rodhe H. A comparison of the contribution of various gases to the greenhouse effect. Science, 1990, 248: 1217~1219
- 28 Rudd J. W. M., et al. Methane cycling in a eutrophic shield lake and its effects on whole lake metabolism. Limnol. Oceanogr., 1978, 23: 337~348
- 29 Sass R. L., et al. Methane from irrigated rice cultivation. Current Topics in Wetland Biogeochemistry, 1996, 2: 24~39
- 30 Sass R. L., et al. Methane emission from rice fields: Effect of soil properties. Global Biogeochemical Cycles, 1994, 8: 135~140
- 31 Schutz H. A., et al. A three year continuous record on the influence of daytime, season and fertilizer treatment on methane emission rates from an Italian rice paddy. J. Geophys. Res. 1989, 94: 16405~16416
- 32 Wagatsuma T., et al. Decrease of methane concentration and increase of nitrogen gas concentration in the rhizosphere by hygrophytes. Soil Sci. Plant Nutr., 1992, 38(3): 467~476
- 33 Yoshinori M., et al. Methane production and its fate in paddy fields. I. Oxidation of methane and its coupled ferric oxide reduction in subsoil. Soil Sci. Plant Nutr. 1992, 38(4): 673~679