

水分类型对土壤排放的温室气体组成 和综合温室效应的影响*

蔡祖聪

(中国科学院南京土壤研究所, 南京 210008)

摘要 实验室研究表明, 土壤排放出的温室气体(CO_2 、 CH_4 和 N_2O)组成及总量显著地受土壤水分类型和施用秸秆的影响。连续淹水条件下, 土壤仅排放微量的 N_2O , 但排放出大量的 CH_4 和 CO_2 ; 好气条件下, 土壤不排放 CH_4 , 但排放出大量的 N_2O ; 虽然淹水的土壤排水促进 N_2O 排放, 但显著抑制 CH_4 的排放, 淹水好气交替处理的土壤其排放的 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 均在好气和连续淹水之间。根据各种温室气体产生温室效应的相对潜力, 计算土壤排放的温室气体的综合温室效应表明, 连续淹水条件下, 土壤产生的总温室效应最高, 淹水好气交替处理的土壤产生的总温室效应最小。实验结果说明, 人为因素对土壤的干扰可以显著地改变土壤排放的温室气体组成和产生的综合温室效应。

关键词 土壤, 水分类型, 温室气体

中图分类号 X142

改变土壤利用方式和施用化学肥料是人类改变土壤温室气体排放量及其组成的两条主要途径^[1,2]。按水分类型划分, 陆地耕种土壤可以粗略地分成旱耕和水耕二类, 它们排放的温室气体组成及其数量不同。水田是大气 CH_4 的主要来源之一^[2], 它在大气 CH_4 浓度持续增加中所起的作用已经引起环境科学工作者的广泛注意。间歇灌溉可以减少水田的 CH_4 排放量, 是减少水田 CH_4 排放的有效措施^[3]。但有实验证明, 这种水分管理方式导致 N_2O 排放增加^[4,5]。灌溉或降雨等也可使旱耕地出现干湿交替, 同样促进 N_2O 的排放^[6]。在水田的观察发现, 当田面水排干时, 土壤有 N_2O 排放, 而土壤淹水期间排放的 N_2O 很少^[7]。由于大气中 N_2O 导致的温室效应大约是 CH_4 的5倍, 而且寿命比 CH_4 长得多^[8]。大气中的 N_2O 还有破坏平流层臭氧层的作用。据估计, 大气 N_2O 浓度增加一倍, 平流层臭氧浓度将减少10%^[9]。可见只有通过定量研究各种气体的排放量才有可能回答稻田采用间歇灌溉是否对大气环境有利的问题。本文对70%土壤持水量(WHC)(好气处理)、淹水和淹水好气交替条件下土壤排放 CO_2 、 N_2O 和 CH_4 的量及由排放的温室气体产生的潜在温室效应进行了比较研究。

* 本文是国家自然科学基金委资助项目(批准号: 49771073)的部分工作

收稿日期: 1998-03-22; 收到修改稿日期: 1999-01-22

1 材料与amp;方法

本项研究所用土壤采自北爱尔兰, 含有机碳 47.3g / kg, 全氮 5.2g / kg, KCl 可提取 NH_4^+ -N 31.3mg / kg, NO_3^- -N 17.3mg / kg, pH 5.87, 粘粒含量达 475g / kg。采样前种植土豆。采样后土壤风干至含水量为 25.35%, 使能够比较容易地通过 2mm 筛备用。

称过 2mm 筛的土样 200g (以烘干重计), 其中加秸秆处理的土壤与 560mg 磨碎的小麦秸秆 (含 C 326g / kg, N 5.24g / kg) 混匀后, 置于容积为 520ml 的 Kilner 瓶中, 加入 80ml 蒸馏水, 再加入 20ml 含 26mg 的 ^{15}N -尿素 (^{15}N 丰度为 40%)。这时土壤水分达到好气处理的设计含水量 (约 70% 的土壤持水量, WHC)。对于淹水和淹水好气交替的处理, 继续加蒸馏水 120ml 以形成约为 3mm 深的水层。淹水好气交替处理的土壤分别在培育后的 0~15, 22~27 和 34~39 天淹水, 16~21, 28~33 和 40~51 天排水。这样共 6 个处理, 分别为加秸秆淹水 (A-I), 淹水好气交替 (A-II), 好气 (A-III) 和 不加秸秆淹水 (B-I), 淹水好气交替 (B-II), 好气 (B-III)。每一处理重复三次, 30℃ 培育 51 天。

在培育过程中, 装土的 Kilner 瓶与两个分别装有 H_2SO_4 和 KOH 溶液的相同容积的 Kilner 瓶连接, 以分别吸收土壤排放的 NH_3 和 CO_2 。瓶中溶液每三天更换一次以测定土壤排放的 NH_3 和 CO_2 。每天采集一次瓶中气样, 以分析土壤排放的 N_2O 和 CH_4 。对于淹水好气交替处理, 排水时通过瓶底部预留孔与一已抽成真空的 Kilner 瓶联接排水, 排水后分析闭蓄在土壤中的 N_2O 和 CH_4 。气体样品中 N_2O 浓度和 ^{15}N 丰度用同位素质谱法测定^[10], CH_4 浓度用气相色谱测定, 用 FID 作检测器。培育期间在相同处理的备用样品中测定 5mm 处的土壤 Eh。吸收 CO_2 的 KOH 溶液加 BaCl_2 后用盐酸滴定残留的 KOH 浓度以测定 CO_2 排放量^[11]。

2 结果与amp;讨论

由于供试土壤的 pH 较低, 在培育开始后的 24 天中均未测定出 NH_3 的挥发, 故本文对 NH_3 挥发损失不作讨论。

2.1 土壤的 CH_4 排放

在好气条件下 (A-III 和 B-III), 土壤中未测出 CH_4 的排放, 但也未发现其吸收大气中 CH_4 。淹水处理的土壤 Eh 逐渐下降, 培育后 18 天左右时降至约 -150mV (图 1)。根据 Wang 等^[12] 的实验室研究结果, 这时土壤产生和排放 CH_4 。但在本试验中, 加秸秆处理土壤在培育 27 天后, 不加秸秆的土壤在 33 天后才有实质性的 CH_4 排放。此后, 连续淹水土壤中 CH_4 的排放速率逐渐提高并排放出大量的 CH_4 (图 2a)。在相当长一段时间内, 加秸秆处理的 CH_4 排放量明显较不加秸秆的大; 约 40 天后, 加秸秆处理的土壤其 CH_4 排放速率开始下降。培育结束时, 不加秸秆处理的 CH_4 排放速率也开始下降, 而加秸秆处理则有所回升。

淹水好气交替处理 (A-II 和 B-II) 在第一次排水时, 土壤尚无大量的 CH_4 排放。再次淹水后, 也无大量的 CH_4 排放。在第二次排水后, 土壤未如预期的那样, CH_4 排放不仅未被抑制, 反而出现峰值排放 (图 2b)。但排放速率明显低于同期连续淹水处理, 且排水 5 天后, 排放速率开始下降。再次淹水后, 土壤的 CH_4 排放逐渐恢复。第三次排水时, CH_4 排放速率

仍呈峰状,但不久迅速下降。培育结束时,淹水好气交替处理的 CH_4 排放量显著低于连续淹水处理(表 1)。从图 1 可以看出,土壤排水后,5mm 深处的土壤 Eh 很快回升到 300mV 以上,但培育结束时,内部土体仍呈灰色,表明仍处于较强烈的还原状态。这是排水后土壤仍能排放出较多 CH_4 的主要原因。从表 1 结果可以看出,土体内闭蓄着大量的 CH_4 ,淹水好气处理二次排水时排放出的闭蓄 CH_4 与整个培育期间排放的 CH_4 量相当。土壤闭蓄的 CH_4 量与排水前三天的平均 CH_4 排放量呈显著的线性关系 ($R^2 = 0.7761, p < 0.01$),表明供试土壤的 CH_4 排放速率主要受土壤中 CH_4 浓度的控制。

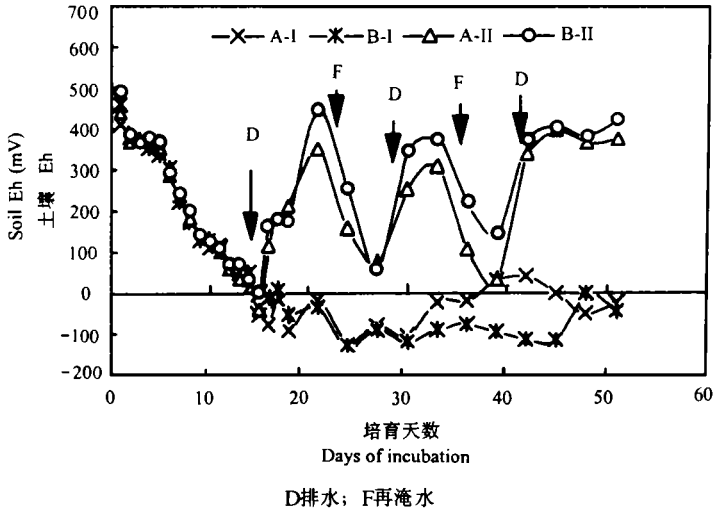
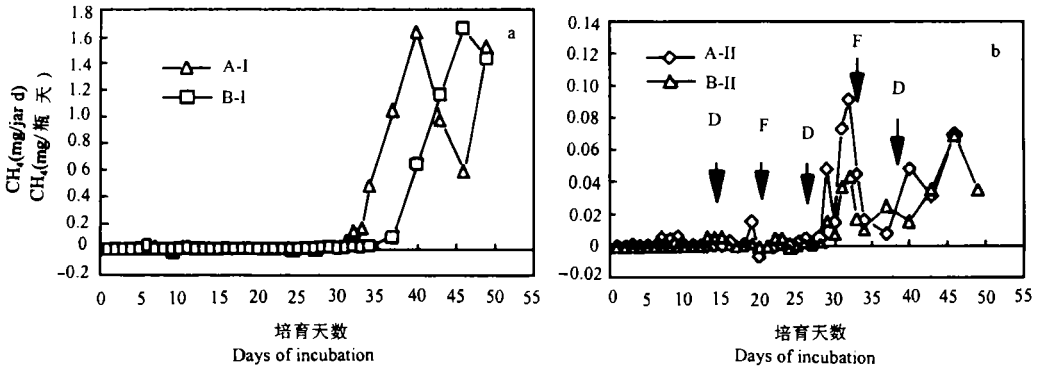


图1 连续淹水和淹水好气交替处理土壤Eh变化

Fig.1 The changes in soil Eh at 5 mm depth in the continuous flood and flood/drainage alternate treatments during the incubation



a 连续淹水; b 淹水好气交替; D 排水; F 淹水

图2 CH_4 排放速率随培育时间的变化

Fig.2 Temporal variations of CH_4 emission rates during the incubation

2.2 土壤的 CO_2 排放

不同水分类型的土壤 CO_2 排放速率随时间的变化形式也显著不同(图 3)。长期淹水土壤前 6 天的 CO_2 排放速率显著地低于好气土壤;随着培育时间的延长,长期淹水土壤的

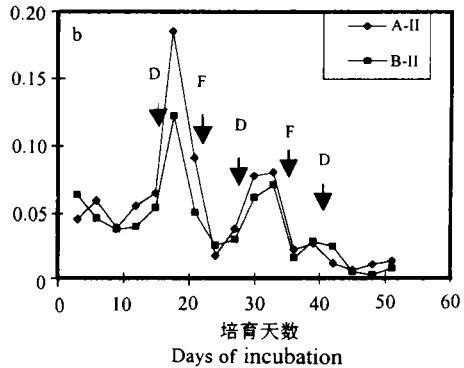
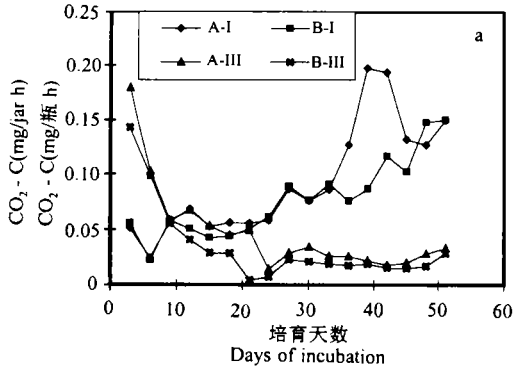
CO₂排放速率逐渐上升。从图 2 可以看出, 厌气微生物的生长繁殖可能是后期 CO₂排放量增加的主要原因。相反, 好气土壤的 CO₂排放速率随时间的延长而逐渐下降, 在培育 9 天时已降至与淹水土壤相当, 以后与淹水土壤的排放速率差异越来越大(图 3a)。当培育结束时, 好气处理的 CO₂总排放量显著低于淹水处理(表 1)。这是出乎预料的。但这一 CO₂排放速率随培育时间的变化模式及总排放量与 Wang 和 Bettany^[13]用加拿大有机质含量为 65.4g/kg 的土壤作研究时所获得的结果一致。

表1 培育过程中土壤排放的CO₂、CH₄和N₂O量及其贡献的温室效应

Table 1 The total emissions of CO₂, CH₄ and N₂O and their potential for greenhouse effect

处理 Treatment	温室气体排放量			相对温室效应			总效应 Total potential
	Emission			Potential-for greenhouse effect			
	CO ₂ -C (mg/瓶)	CH ₄ (mg/瓶)	N ₂ O-N (μg/瓶)	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	
A-I	115	20.4	4.33	9.58	40.9	0.02	50.5
B-I	95.0	16.7	1.90	7.92	33.3	0.01	41.2
A-II	60.0	0.96(0.97) ¹⁾	13.5	5.00	1.89(1.93) ¹⁾	0.07	8.89
B-II	49.3	0.70(0.76)	89.5	4.11	1.40(1.52)	0.48	7.51
A-III	57.4	0	1830	4.78	0	9.82	14.6
B-III	41.4	0	2570	3.45	0	13.8	17.3

1) 括号中为闭蓄的CH₄量或其贡献的温室效应



a 连续淹水和好气; b 淹水好气交替; D 排水; F 淹水

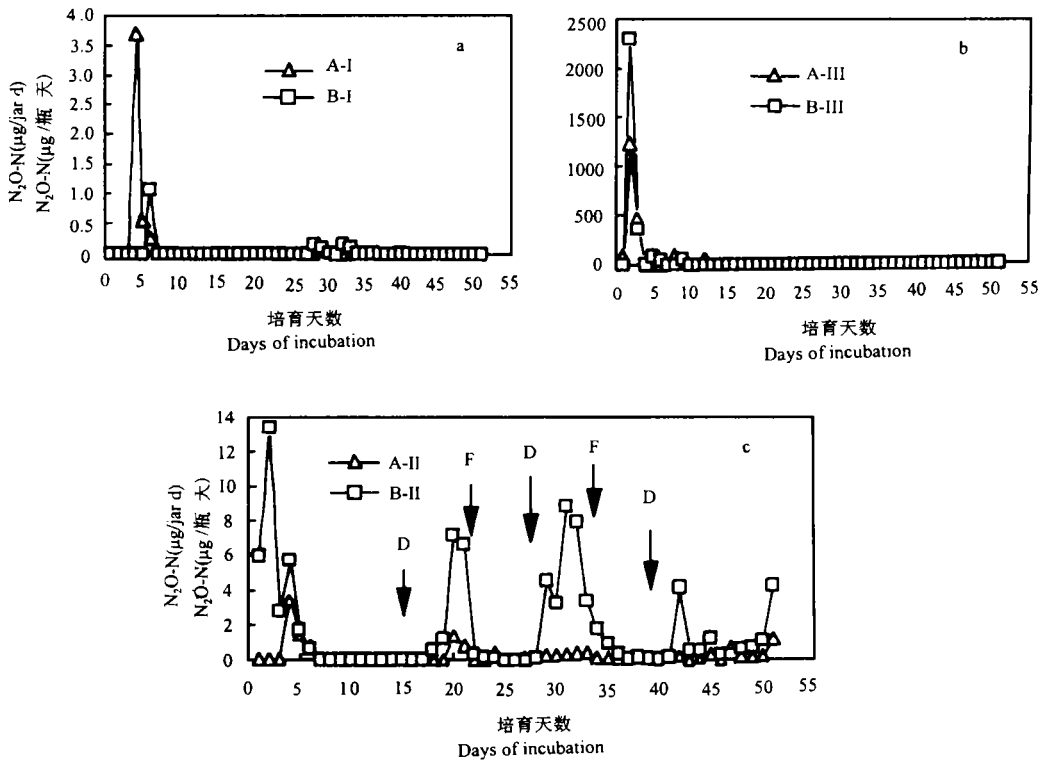
图3 培育过程中土壤CO₂排放速率的变化

Fig.3 Temporal variations of CO₂ emission rates during the incubation

淹水好气交替处理的 CO₂排放速率随培育时间的变化显著不同于前二种处理。经淹水 15 天后, 排水显著促进了土壤 CO₂排放速率。每一次排水均使土壤 CO₂排放速率出现一个峰值, 但这一峰值随排水次数的增加而逐渐下降(图 3b)。前者显然与排水后, 好气微生物的再次活跃有关。后者则是每次排水带走一部分水溶性有机碳, 且随着可分解有机碳的分解而总量下降的缘故。

2.3 土壤的 N₂O 排放

不同水分条件下土壤排放的 N₂O 也差异显著(图 4)。连续淹水条件下,土壤仅在淹水后 4—6 天和 30 天左右有极少量的 N₂O 排放(图 4a),而且重复之间差异很大,其中一些重复在整个培育期间排放的 N₂O 量几乎为零。当结束 51 天的培育时,平均每瓶排放的 N₂O 量施秸秆的为 4.33μgN,不施秸秆为 1.90μgN,其中来之于施入土壤的尿素氮的量可以略而不计。相反,好气处理土壤排放出大量的 N₂O。培育的第二天出现 N₂O 排放速率高峰,不施秸秆处理的平均日排放率高达 N 2300μg/瓶,随后排放速率迅速下降(图 4b),且可以用式 $\ln(F_{N_2O}) = b\ln(t) + a$ 拟合,式中 F_{N_2O} 为 N₂O 排放速率(N μg/瓶天), t 为培育时间(天),对于施秸秆土壤 $R^2 = 0.7517(p < 0.01)$,不施秸秆土壤 $R^2 = 0.8230(p < 0.01)$ 。当培育结束时,好气处理施秸秆和不施秸秆土壤分别排放出 N₂O-N 1.83 和 2.57mg/瓶,其中来之于尿素 N 的分别为 0.336 和 0.579mg/瓶,分别占施入氮的 1.29 和 2.23%。



a 淹水; b 好气; c 淹水好气交替; D 排水; F 再淹水

图4 培育过程中土壤N₂O排放速率变化

Fig.4 Temporal variations of N₂O emission rates during the incubation

由图 4c 可以看出,在培育期间,淹水好气交替处理的 N₂O 排放速率随时间的变化完全不同于前二种处理,其变化取决于水分状况。与文献报道相同^[4~7],连续淹水一定时间后,排水显著地促进 N₂O 排放,在排水期间出现 N₂O 排放速率的峰值;再次淹水后,N₂O 排放速率又趋向于零。各次排水均出现相同的现象。但是由于淹水好气交替处理中,培育的前 15 天处于淹水状态,避免了在好气状态下前期 N₂O 的大量排放,在培育结束时,其 N₂O

总排放量仍然低于好气处理,施秸秆和不施秸秆处理分别为 N_2O - N 13.50 和 $89.51\mu\text{g} / \text{瓶}$,其中来之于尿素氮的量不足施入氮量的 0.1%。在排水时没有发现有 N_2O 闭蓄在土壤溶液中,因此,排水后出现的 N_2O 排放峰可以认为是排水后 N_2O 产生率提高的结果。

2.4 施用秸秆对土壤排放 CH_4 、 CO_2 和 N_2O 的影响

从表 2 方差分析结果可以看出,施入秸秆对土壤排放 CO_2 和 N_2O 均有极显著的影响。加入秸秆无论在好气、淹水和淹水好气交替条件下均增加 CO_2 的排放。施入秸秆对 N_2O 排放量的影响也极显著,但它的影响在一定程度上受水分类型的影响,即水分类型与秸秆施用对 N_2O 排放具有交互作用。从表 1 可以看出,在淹水条件下,施入秸秆与否对 N_2O 排放量没有显著的影响,但在淹水好气交替和好气条件下,加入秸秆显著地减少了 N_2O 排放。水分类型极显著地影响土壤 CH_4 的排放量。加入秸秆对长期淹水和淹水好气处理土壤培育期间的平均 CH_4 排放量无显著影响,但从图 2a 可以看出,加入秸秆使土壤排放 CH_4 的时间提前约 6 天。考虑到供试土壤本身的有机碳含量高达 $47.3\text{g} / \text{kg}$,而加入土壤的秸秆提供的有机碳仅为 $0.91\text{g} / \text{kg}$,所以加入秸秆对 CH_4 排放量无显著影响并不太出人预料。

表2 水分类型和施用秸秆对土壤排放温室气体影响的方差分析(F值)

Table 2 Variance analyses for the effects of water regime and straw amendment on the greenhouse gas emissions and the potential for greenhouse effect (F values)

因素 Factor	CO_2	N_2O	CH_4	温室效应 Potential for greenhouse effect
秸秆	32.28**	7.52**	2.80ns	2.09ns
水分类型	168.7**	217.5**	216.7**	154.36**
交互作用	0.96ns	5.66*	2.16ns	3.54*

*, **分别表示显著水平达5%和1%; ns表示统计不显著; * 显著性水平 $p < 0.06$

2.5 土壤排放的温室气体的综合温室效应

表 1 中根据土壤排放的 CO_2 、 CH_4 和 N_2O 量,以摩尔 CO_2 为 1, CH_4 为 32, N_2O 为 150^[2] 计算了不同水分类型和施用秸秆条件下土壤排放温室气体可能导致的相对温室效应。方差分析表明,水分类型对土壤排放的温室气体产生的温室效应具有极显著的影响,长期淹水处理土壤的总温室效应显著地高于好气及淹水好气交替处理土壤,而其温室效应主要由排放的 CH_4 产生,达到总效应的 81%。好气处理土壤产生的温室效应次之,为长期淹水处理的 29%(加秸秆)和 42%(不加秸秆)。不同于长期淹水处理,好气处理的温室效应主要由排放的 N_2O 贡献,在施入秸秆的处理中达到总效应的 67%,在未施秸秆的处理中达 80%。淹水好气交替处理产生的温室效应最小,仅为长期淹水处理的 18%。排水时逸出的 CH_4 产生的温室效应与整个培育过程中排放的 CH_4 产生的温室效应相当。由于第二次排水时闭蓄在土壤中的 CH_4 未测定,因此,淹水好气交替处理产生的温室效应估计偏低,但从第一和第三次测定的闭蓄态 CH_4 量可以看出,即使包括第二次排水时闭蓄态 CH_4 的排放,其产生的总温室效应也应是最低的。施用秸秆有增加温室气体排放和增大总温室效应的作用(表 1),但与未施用秸秆处理相比较其差异未达到显著水平(表 2)。从表 2 结果看出,秸秆施用对总温室效应的影响与水分类型有关,其交互作用达到了 $p < 0.06$ 的显著水平。

虽然上述结果只是特定土壤、水分和有机物种类、添加量条件下的比较结果,但是本研究充分说明,人为改变土壤的水分类型改变土壤排放的温室气体总量、组成及其产生的潜在温室效应。

致谢 本文的实验工作在英国女王大学农业和环境科学系完成,受到英国皇家学会的资助。R.J. Stevens 博士和 R.J. Laughlin 帮助分析了 N_2O 样本,并为实验工作的顺利完成提供了帮助,特此致谢。

参 考 文 献

1. 蔡祖聪. 土壤痕量气体研究展望. 土壤学报, 1993, 30: 117~124
2. IPCC. Climate Change, the Supplementary Report to the IPCC Scientific Assessment. 1992. 35~37
3. Wassmann R, Papen H, Rennenberg H. Methane emission from rice paddies and possible mitigation strategies. Chemosphere, 1993, 26: 201~217
4. Flessa H, Beese F. Effects of sugarbeet residues on soil redox potential and nitrous oxide emission. Soil Sci. Soc. Am. J., 1995, 59: 1044~1051
5. Smith C J, Patrick H W Jr. Nitrous oxide emission as affected by alternate anaerobic and aerobic conditions from soil suspensions enriched with ammonium sulfate. Soil Bio. Biochem., 1983, 15:693~697
6. Li C S, Frolking S, Frolking T A. A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 2. model application. J. Geophys. Res., 1992, 97: 9777~9783
7. Cai Z C, Xing G X, Yan X Y et al. Methane and nitrous oxide emissions from rice paddy fields as affected by nitrogen fertilisers and water management. Plant and Soil, 1997, 196: 7~14
8. Bouwman A F. Soil and Greenhouse Effect. New York: John Wiley and Sons, 1990, 25~32
9. Crutzen P J. In: Delwiche C C ed. Denitrification, Nitrification and Atmospheric Nitrous Oxide. New York: John Wiley. 1981, 17~44
10. Stevens R J, Laughlin R J, Atkins G J et al. Automated determination of nitrogen-15-labeled dinitrogen and nitrous oxide by mass spectrometry. Soil Sci. Soc. Am. J., 1993, 57: 981~988
11. Macfadyen A. Simple methods for measuring and maintaining the proportion of carbon dioxide in air, for use in ecological studies of soil respiration. Soil Biol. Biochem., 1970, 2: 9~18
12. Wang Z P, Delaune R D, Masscheleyn P H et al. Soil redox and pH effects on methane production in a flooded rice soil. Soil Sci. Soc. Am. J., 1993, 57: 382~385
13. Wang F L, Bettany J R. Influence of freeze-thaw and flooding on the loss of soluble organic carbon and carbon dioxide from soil. J. Environ. Qual., 1993, 22: 709~714

EFFECTS OF WATER REGIME ON CO₂, CH₄ AND N₂O EMISSIONS AND OVERALL POTENTIAL FOR GREENHOUSE EFFECT CAUSED BY EMITTED GASES

Cai Zu-cong¹⁾

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

Summary

The results from a laboratory experiment showed that the composition and total amount of CO₂, CH₄ and N₂O emitted from a clayey soil were affected significantly by water regime and amendment of wheat straw. Under the flooded conditions, the emission was small for N₂O, but large for CH₄ and CO₂; in contrast, under the aerobic conditions, the emission was not detectable for CH₄, but large for N₂O; the drainage of flooded water accelerated N₂O emission, but depressed CH₄ emission. And the emissions of CO₂, CH₄ and N₂O under the flooded / drained alternate conditions were the middles between those under flooded conditions and under aerobic conditions. The overall potential for greenhouse effect (OPGE) caused by the emitted greenhouse gases, calculated according to their potential in absorbing thermal radiation, was the highest under the flooded conditions and the lowest under the flooded / drained alternate conditions. It clearly demonstrated that the change in water regime would not only alter the composition of greenhouse gases emitted from soil but OPGE as well.

Key words Soil, Greenhouse gases, Water regime, Straw amendment

1) email: zccai@ns.issas.ac.cn