植物营养与肥料学报 2006,12(1): 32-36
Plant Nutrition and Fertilizer Science

硝化抑制剂和通气调节对土壤 N_2O 排放的影响

王改玲[1,2], 郝明德[1], 陈德立[2]
(1 中国科学院、水利部水土保持研究所,陕西杨陵 712100; 2 墨尔本大学粮食与土地资源学院,澳大利亚 PV 3010)

摘要: 采用室内培养方法,研究了土壤水分含量和温度对硝化反应速度、N_2O 排放及施用硝化抑制剂(N-Serve)和土壤掺砂对 N_2O 排放的影响。结果表明,硝化反应速度随温度升高而加快,30℃时反应进行最快; 水分对硝化反应速度的影响不显著。N_2O 排放通量随温度和水分含量升高而加大,最高排放通量出现在水分含量 28.5%,20℃或30℃时。30℃、低水分(14.2%)时,N_2O 排放量较低,15d 累积排放量为 126.4 mg/kg, 且主要来自硝化反应,施用 N-Serve 可使总排放量减少 65.0%; 水分含量增加到 28.5%,反硝化反应发生,N_2O 排放量急剧增加, 15d 累积排放量达 764.4 mg/kg; 施用砂子或 N-Serve,总排放量分别减少 82.9%、62.1%。因此,低水分时,施用 N-Serve 可抑制硝化反应; 高水分时,施用砂子或砂子与 N-Serve 配合,可有效抑制 N_2O 排放。

关键词: 温度; 水分; 硝化抑制剂; 通气状况; N_2O
中图分类号: S153.6　　**文献标识码**: A　　**文章编号**: 1008-505X(2005)06-0032-05

Effect of nitrification inhibitor and aeration regulation on soil N_2O emission

WANG Gai-ling[1,2], HAO Ming-de[1], CHEN De-li[2]
(*1 Institute of Soil and Water Conservation, CAS and MWR, Yangling, Shannxi 712100, China;*
2 Faculty of Land and Food Resources, The University of Melbourne, Victoria 3010, Australia)

Abstract: Laboratory incubation experiments were carried out to investigate effects of soil moisture and temperature on nitrification rate and N_2O emission, and effects of nitrification inhibitor (N-Serve) incorporated with sand on N_2O emission. The rate of nitrification was increased with the rising of soil temperature, with the highest rate at 30 ℃; soil moisture didn't affect the rate of nitrification significantly. N_2O emission is increased with the rising of soil temperature and moisture. The highest N_2O emission occurred at soil moisture being 28.5% and soil temperature being 20℃ or 30 ℃. At 30 ℃, N_2O production was quite low under moisture stress (14.2%) with a cumulative N_2O emission being 126.4 mg/kg, which was primarily from nitrification; cumulative N_2O emission was decreased by 65.0% when 80mg/kg N-Serve was added. Cumulative N_2O emission increased rapidly with the cumulative emission being 764.4 mg/kg when soil moisture increased to 28.5% under which denitrification occured; however, it was decreased by 82.9% and 62.1%, respectively when mixing sand at a ratio of 1:1 or adding N-Serve. We could conclude that applying N-Serve could inhibit nitrification at low soil moisture, while at the high soil moisture, applying sand or combine applying sand with N-serve could inhibit N_2O emission efficiently.

Key words: temperature; soil moisture; nitrification inhibitor; aeration regulation; N_2O emission

N_2O 是一种主要的温室气体,单位分子量的 N_2O 全球增温势是 CO_2 的 296 倍。大气层 N_2O 浓度已由 1750 年的 270 μg/kg 增加到 1998 年的 314 μg/kg[1]。目前,N_2O 对全球总的增温贡献为 2%~4%,它还参与破坏大气臭氧层。全球大气 N_2O 的年逸出量为 N_2O-N 10~17 Tg, 其中一半以上来自

收稿日期: 2004-11-05　　**修改稿收到日期**: 2005-03-28
基金项目: 中国科学院野外台站基金; 中国科学院知识创新项目(KZCX2-4133); 国家科技攻关项目(2004BA508B15)资助。
作者简介: 王改玲(1971—),女,山西太原人,博士,主要从事土壤肥力与环境效应研究。

土壤[2-4]。土壤中大部分 N_2O 由生物硝化和反硝化作用产生。硝化作用是铵态氮通过生物氧化，生成亚硝态氮和硝态氮的过程[5]。硝化过程是一个好气过程，但由于扩散阻碍，氧气供应不足时，硝化菌可以将 NO_2^- 作为电子受体，将其还原为 N_2O 和 NO[6-7]。N_2O 也可在 NH_3（或 NH_4^+）的氧化过程中通过中间产物 NH_4OH 的分解或 NO_2^- 的自身分解产生[8]。反硝化过程是普遍存在于土壤中的兼性好氧微生物利用同一个呼吸电子传递系统，以 NO_3^-、NO_2^- 作为电子受体将其逐步还原为 N_2O 和 N_2 的过程。NO_3^- 易于接受电子，当植物根系或土壤微生物对 O_2 的消耗速度大于大气的补偿速度，缺氧微环境在土体中产生时，NO_3^- 被还原，反硝化反应发生[7]。

水分、温度、底物浓度、pH 及其相互作用影响硝化和反硝化速度及 N_2O 的排放。土壤水分含量低于40% 充水孔隙体积（WFPS）时，硝化作用产生 N_2O 的速率通常较低。随土壤水含量的增加，硝化作用产生的 N_2O 与 NO_3^- 逐渐提高，直到最适值[6,9]。在 60%～70% WFPS 时，水分含量进一步增加则抑制氧气扩散，阻碍土壤通气，刺激反硝化，同时释放 N_2O 和 N_2。通常当土壤水分低于 70% WFPS 时，N_2O 主要来自硝化作用；高于 70% WFPS 时，则主要来自反硝化作用[10-11]。在大田中等含水量条件下，硝化和反硝化都是 N_2O 产生的重要途径[12]。

反硝化中 N_2O 的产生与释放占总气体产物的比例还依赖于土壤的结构。如果反硝化中产生的 N_2O 很容易扩散到氧气位点，就很可能释放到大气中；相反，则继续被还原为 N_2。

在一定的范围内，硝化和反硝化速率随着温度的升高而升高。低温下 NO_2^- 易于累积，因此硝化作用产生的 N_2O 比例随温度降低而升高[13]。温度升高对土壤反硝化中 N_2O 的影响表现为第一，温度升高会加快土壤呼吸，加大 O_2 浓度梯度和缺氧体积；同时单位厌氧土壤体积的反硝化速度加快[7]。反硝化产生的 N_2/N_2O 比例随温度下降而减少[13]。

目前，人们主要考虑合理施肥，协调矿物氮的供应与作物对氮素的需求，以减少 N_2O 排放。经济、有效的减排措施为减少氮素损失和大气环境保护所必需，理应受到重视。

N-Serve 是一种世界范围内广泛施用的硝化抑制剂，可抑制硝化反应。本文采用培养试验研究施用 N-Serve 和改善土壤通气状况对 N_2O 排放的作用，为寻求减少土壤 N_2O 排放的有效途径提供依据。

1　材料与方法

1.1　试验方法

供试土壤为 Yellow dermosol，取自澳大利亚维多利亚洲 Rutherglen 小麦地的表层（0—10cm）。其主要理化性状如下：粘粒（<1μm）17%、pH 5.6、有机质 15.5 g/kg、NH_4^+-N 3.78 mg/kg、NO_3^--N 2.22 mg/kg、全 N 0.9 g/kg。土样风干后，混匀，过 2mm 筛备用。

试验分为两部分进行。

试验 1：主要研究土壤水分和温度对土壤硝化反应和 N_2O 排放速度的影响，确定 N_2O 的主要来源。

设温度和水分，各 3 个水平。温度 10℃、20℃、30℃；水分 9.5%、19.0%、28.5%（分别相当于 20% WFPS、40% WFPS、60% WFPS）。完全组合，共 9 个处理，3 次重复。

试验地较板结，0—10cm 土壤容重 > 1.1g/cm^3，为使试验结果更好地反映田间实际情况，设计装土容重 1.15g/cm^3。称 50g 土壤样品，装入容积 580 mL、内径 6.5cm 的培养瓶中，使土层厚为 1cm，加入相当于 N 100 μg/g 的 $(NH_4)_2SO_4$ 溶液，用带橡皮塞（以抽取气体样品）的盖子密封，在设定的温度下培养 15d。$(NH_4)_2SO_4$ 溶液用自动加液器逐滴从土壤表面均匀加入。加入溶液体积分别为 3.9、8.6、13.2 mL，浓度分别为 0.5953%、0.2714%、0.1757%。

培养期间，每 3d 采集气体样品 1 次。采样后，揭开瓶盖，充入压缩空气，重新密封。培养结束，土壤样品立即用 2 mol KCl 提取。

试验 2：主要研究不同水分条件下，硝化抑制剂和调节土壤通气状况对 N_2O 排放的影响。

设对照（CK）、土壤-砂子（Sand）和硝化抑制剂（N-Serve）3 种处理。CK 中加入 50g 土壤样品，Sand 处理中加入土壤和石英砂各 25g，N-Serve 处理中加入 N-Serve 80 μg/g。样品在 30℃，14.2%、23.6%、28.5%（分别相当于 30% WFPS、50% WFPS、60% WFPS）水分含量下培养 15d。试验用砂为过 1 mm 筛的洁净石英砂。培养方法同试验 1。

1.2　测定方法

N_2O 用气相色谱（HP 6890）测定。检测器为电子捕获检测器（ECD），分离柱为 PorapakQ 填充物分离柱；载气为高纯度的 N_2，流速 20 mL/min。分离柱工作温度 75℃，检测器工作温度 350℃。NH_4^+-N 用水杨酸钠—比色法测定；NO_3^--N 用流动分析仪

(Perstorp-automated flow analyzer)测定。硝化反应速度用单位时间(d)内 NO_3^--N 的生成量表示。

2 结果与分析

2.1 土壤温度和水分对硝化反应速度的影响

表1看出,温度明显影响土壤硝化反应速度,随温度升高硝化反应加快($P<0.05$)。10 ℃时反应进行很慢,平均反应速度仅为 NO_3^--N 0.33 mg/(kg·d)由10 ℃升高到20℃,反应速度增加3倍;升高到30℃,反应速度增加5倍。

水分对硝化反应速度的影响未达0.05显著水平。但可以看出,水分含量由9.5%增加到19.0%,平均反应速度增加约30%,分别为 NO_3^--N 1.02 mg/(kg·d)、NO_3^--N 1.39 mg/(kg·d)。水分含量由19.0%增加到28.5%时,反应速度无明显变化。表明30℃、水分含量19.0%~28.5%时更利于硝化反应进行。

表1 土壤温度和水分对硝化反应的影响

Table 1 Effect of temperature and soil moisture on nitrification

水分含量 Soil moisture (%)	硝化反应速度 Nitrification rate [NO_3^--N mg/(kg·d)]				N_2O 排放速度 Rate of N_2O emission [N_2O-N μg/(kg·d)]			
	10 ℃	20 ℃	30℃	平均 Mean	10 ℃	20 ℃	30 ℃	平均 Mean
9.5	0.30	1.17	1.58	1.02 a	3.9	8.9	10.8	7.9 a
19.0	0.31	1.49	2.36	1.39 a	4.2	6.9	11.5	7.5 a
28.5	0.38	1.41	2.36	1.38 a	9.2	71.3	65.5	48.7 b
平均 Mean	0.33 a	1.36 b	2.10 c	1.26	5.8 a	29.0 b	29.2 b	21.4

注(Note):平均值后的不同字母表示差异达5%显著水平,下同。Different letters following mean indicate significant at 5% level, same as follows.

2.2 土壤温度和水分对 N_2O 排放的影响

N_2O 的排放速度与硝化反应速度的变化趋势一致,当温度为10 ℃、水分含量为9.5%时,排放较低;随水分和温度的升高,N_2O 排放速度加快。不同的是,当水分含量由19.0%到28.5%时,硝化反应无明显变化,而 N_2O 排放速度急剧加快。水分含量19.0%时,N_2O 的排放速度为 N_2O-N 4.2~11.5 μg/(kg·d);水分含量增加到28.5%时,最大 N_2O 排放速度达到 N_2O-N 71.3 μg/(kg·d)(表1)。

从图1可以看出 N_2O 随时间的变化。低水分(9.5%~19.0%)时,N_2O 排放速度相对稳定;适宜温度(20 ℃和30 ℃)、高水分条件(28.5%)下,大量的 N_2O 排放主要发生在培养的0~6d,后期排放速度明显下降。低水分时,N_2O 主要来源于硝化过程;高水分时,N_2O 排放量的急剧增加则主要来源于反硝化。3~6d后因反硝化对 NO_3^- 的消耗,土壤 NO_3^- 浓度降低,反硝化反应速度降低,N_2O 排放显著下降。一般认为,含水量为60%~70% WFPS时,即可发生反硝化过程,我们的结果与此一致。其原因可能与较高含水量情况下,土壤中反硝化酶活性或反硝化细菌活性升高[14-15],大量产生 N_2O 有关。因此,要减少土壤 N_2O 的排放,低水分时,主要应考虑降低硝化反应速度,减少硝化过程中 N_2O 的排放;高水分条件下,减少硝化过程中 N_2O 排放的同时,还应改善土壤通气状况,减少反硝化过程中 N_2O 的排放。

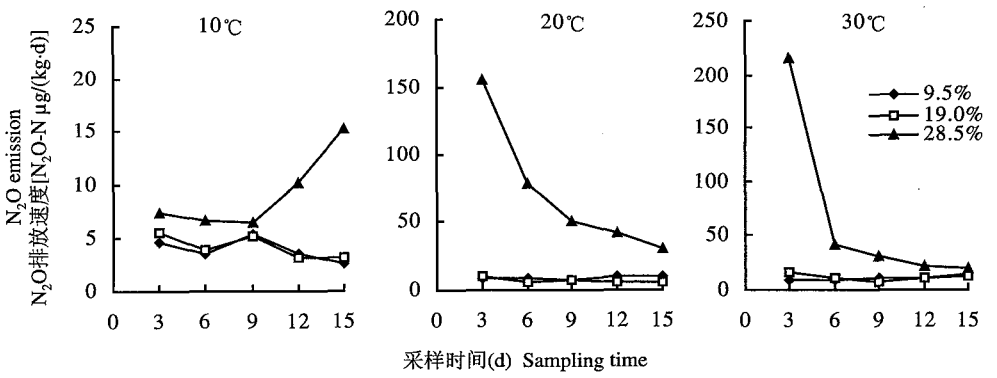

图1 土壤水分含量对培养土壤 N_2O 排放速度的影响

Fig.1 Effect of soil moisture on N_2O emission during incubation period

2.3 N-Serve 和土壤通气改善对 N_2O 的排放的影响

培养结束后，N-Serve 处理的土壤 NH_4^+-N 含量明显高于对照，NO_3^--N 明显低于 CK($P<0.05$)；土壤-砂子的 NH_4^+-N、NO_3^--N 含量与对照无显著差异($P=0.744$、0.805)(表 2)。说明 N-Serve 可有效地抑制土壤硝化反应，土壤中 1:1 掺入砂子对硝化反应速度无明显影响。

土壤掺砂，使土壤通气孔隙增加，O_2 补偿速度加快，反硝化反应速度及 N_2O 排放量降低。水分含量为 28.5%、23.6%时，N_2O 排放量分别较对照降低 82.9%、16.2%；N-Serve 较对照 N_2O 排放降低 30.0%～65.0%(表 3)。

表 2　培养 15d 后不同处理土壤 NH_4^+-N、NO_3^--N 含量

Table 2　NH_4^+-N、NO_3^--N concentration of different treatments incubated for 15 days

水分含量(%)	铵态氮 Ammonium(mg/kg)			硝态氮 Nitrate(mg/kg)		
Soil moisture	CK	砂子 Sand	N-Serve	CK	砂子 Sand	N-Serve
14.2	75.0±1.8	77.6±3.5	95.1±2.1	34.2±3.7	31.7±3.0	2.3±0.4
23.6	78.1±7.0	77.0±4.3	98.5±4.9	34.7±5.7	36.0±4.2	1.3±0.1
28.5	77.9±7.4	79.6±6.8	96.8±4.2	38.6±2.1	38.4±8.4	—
平均 Mean	77.0 a	78.1 a	96.8 b	35.8 a	35.4 a	1.2 b

注(Note)："—"表示未检出 Means not detected，下同 Same as follows.

表 3　培养期间不同处理 N_2O 的总排放量

Table 3　Effect of different treatments on total N_2O emission during incubation period

水分含量(%)	N_2O 排放量 N_2O emission(N_2O-N μg/kg)				
Soil moisture	CK	砂子 Sand	±CK(%)	N-Serve	±CK(%)
14.2	126.4±17.4	144.6±19.3	14.4	44.3±0.8	-65.0
23.6	137.6±1.6	115.3±5.1	-16.2	96.3±11.0	-30.0
28.5	760.4±48.9	129.8±10.2	-82.9	288.0±19.9	-62.1

从 N_2O 随时间的变化(图 2)看，水分含量为 14.2%时，培养期间 N-Serve 始终低于对照，土壤掺砂子与对照相近或略高于对照，说明该条件下时，N_2O 主要由硝化产生，N-Serve 是一种更有效的降低 N_2O 排放的措施。水分含量为 28.5%时，与试验 1 结果一致，对照土壤前 3 天排放量很高，之后急剧下降。土壤掺砂子明显低于对照，特别是前 3d，土壤处理 N_2O 排放量大于 N_2O-N 160 μg/(kg·d)，1:1 掺入砂子后 N_2O 排放量仅 N_2O-N 16.5 μg/(kg·d)。N-Serve 低于对照，且与对照的变化趋势相同。砂子改善土壤通气状况，使反硝化不易发生；N-Serve 主要是抑制硝化反应的进行，减少硝化反应中 N_2O 的

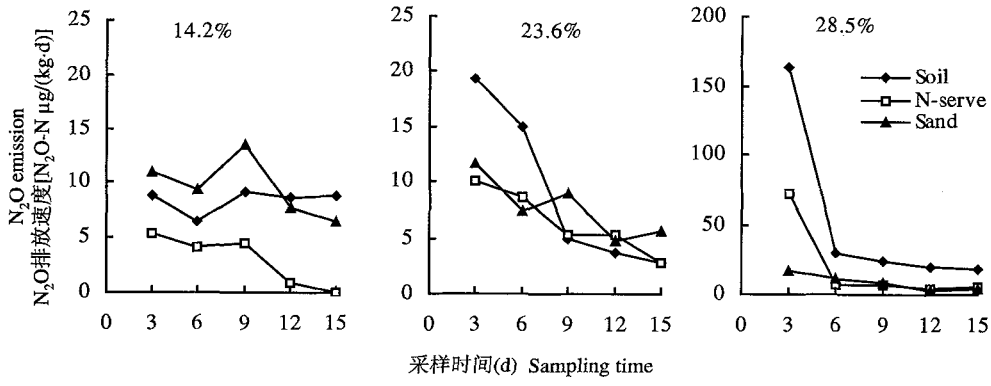

图 2　培养期间，N-Serve 和土壤掺砂对 N_2O 排放速度的影响

Fig.2　Effect of N-Serve and sand on N_2O emission during incubation period

排放。这又可以证明水分含量为28.5%时，土壤N_2O的急剧升高主要来源于反硝化。高水分时，使用砂子，改善通气可有效减少N_2O排放。质地愈粘重，土壤的通气性能愈差，掺砂的效果也将越明显；同时还可起到质地改良的作用。因此，使用砂子，减少N_2O排放尤其适用于质地粘重的土壤。水分含量为23.6%时，培养前期，N-Serve和土壤掺砂子2个处理都低于对照；后期，与对照无明显差异。其原因可能与在该条件下，硝化和反硝化的发展过程有关，需进一步研究。减少N_2O的排放，土壤掺砂较N-Serve更有效。

3 结论

1)土壤硝化反应进行的适宜温度为30℃；水分含量的增加对硝化反应速度的影响不显著。

2)低水分(14.2%)时，N_2O排放速度较低，且主要来自硝化反应；水分含量增加到28.5%时，反硝化反应发生，N_2O排放速度急剧增加。

3)低水分时，施用N-Serve抑制硝化反应；高水分时，施用砂子，改善土壤通气或砂子与N-Serve可有效抑制旱地土壤N_2O的排放。

参考文献：

[1] Houghton J T, Ding Y, Griggs D J M *et al*. Climate change 2001 - The scientific basis. Contribution of working group Ⅰ of the intergovernmental panel on climate change [M]. Cambridge: Cambridge University Press. 2001.

[2] 邢光熹，颜晓元. 中国农田N_2O排放的分析估算与减缓对策[J]. 农村生态环境，2000，16(4)：1-6.
Xing G X, Yan X Y. Assessing and mitigating N_2O emission from chinese agricultural soil [J]. Rural Ecological Environment, 2000, 16(4):1-6.

[3] Houghton J T, Meira Fillo L G, Callander B A *et al*. Climate change 1995—The science of climate change[M]. Cambridge: Cambridge University Press, 1996. 12-48.

[4] 高志岭，陈新平，张福锁，等. 农田土壤N_2O排放的连续自动测定方法[J]. 植物营养与肥料学报，2005，11(1)：64-70.
Gao Z L, Chen X P, Zhang F S *et al*. Continuous-automatic method for measuring N_2O emission from agricultural soil[J]. Plant Nutrition and Fertilizer Science, 2005, 11(1):64-70.

[5] Delwiche C C. Denitrification, nitrification, and atmospheric nitrous oxide [M]. New York: A willey-Interscience Pubilication. John Wiley and Sons, 1981. 2-4.

[6] Poth M, Focht D D. ^{15}N kinetic analysis of N_2O production by Nitrosomonas europaea: An examination of nitrifier denitrification[J]. Applied and Environmental Microbiology, 1985, 49:1134-1141.

[7] Smith K A, Ball T, Conen F *et al*. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: Interactions of soil physical factors and biological processes[J]. European Journal of Soil Science, 2003, 54: 779-791.

[8] Wrage N, Velthof G L, Beusichem M L van, Oenema O. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide[J]. Soil Biol. Biochem., 2001, 33: 1723-1732.

[9] Goreau T J, Kaplan W A, Wofsy F C *et al*. Production of NO_2^- and N_2O by nitrifying bacteria at reduced concentrations of oxygen[J]. Applied and Environmental Microbiology, 1980, 40: 526-53.

[10] Davidson E A, Matson P A, Vitousek P M *et al*. Processes regulating soil emissions of NO and N_2O in a seasonally dry tropical forest[J]. Ecology, 1993, 74: 130-139.

[11] Skiba U, Smith K A, Fowler D. Nitrification and denitrification as sources of nitric oxide and nitrous oxide in sandy loam soil[J]. Soil Biol. Biolchem, 1993, 25: 1527-1536.

[12] Mummey D L, Smith J L, Bolton H J. Nitrous oxide flux from a shrub-steppe ecosystem: Sources and regulation[J]. Soil Biol. Biolchem., 1994, 26: 279-286.

[13] Maag M, Vinther F P. Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and different soil moisture content and temperature[J]. Appl. Soil Ecol., 1996, 4: 5-14.

[14] Webster E A, Hopkins D W. Contributions from different microbial processes to N_2 emission from soil under different moisture regimes [J]. Biology and Fertilizer of Soils, 1996, 22: 331-335.

[15] 史奕，黄国宏. 土壤中反硝化酶活性变化与N_2O排放的关系[J]. 应用生态学报，1999，10(3)：329-331.
Shi Y, Huang G H. Relationship between soil denitrifying enzyme activities and N_2O emission[J]. Chinese Journal of Applied Ecology, 1999, 10(3): 329-331.