

黄土性土壤剖面中 N_2O 排放的研究初报*

梁东丽¹ 同延安¹ Ove Emterdy² 李生秀¹ 赵护兵¹ 马林英¹

(1 西北农林科技大学资环学院, 陕西杨凌 712100)

(2 瑞典农业大学森林生态系, 瑞典宇默奥 90183)

摘要 用田间原位土壤探头测定法和乙炔抑制未扰动土柱法, 对黄土性土壤 N_2O 的排放进行了研究。试验结果表明, 黄土性土壤 N_2O 的排放量存在着明显的季节和空间变异。季节变化与田间水分因子密切相关, N_2O 高峰常出现在灌水(降水) 3 天后, 施肥处理和对照的趋势完全一致。全年中八月份各土层 N_2O 浓度最高; 在最高峰值时, 施肥处理的 N_2O 浓度几乎是对照处理的 2.5 倍。土壤剖面中 N_2O 的浓度的顺序是 $10\text{ cm} < 30\text{ cm} < 150\text{ cm} < 90\text{ cm} < 60\text{ cm}$, 以 60~ 90 cm 土层最高。影响黄土性土壤反硝化的主要因子是作为微生物能源和碳源的有机物质, 在碳源充足时, 土壤的硝态氮含量和水分因子是限制因子。

关键词 反硝化, 硝化作用, N_2O 的排放, 时间变异, 空间变异

中图分类号 S153

N_2O 不仅是一种重要的温室气体^[1], 而且会破坏臭氧层^[2]。大气中的 N_2O 以每年 0.25% 的速度增加^[3], 从 1980 至 1990 年十年间 N_2O 的增加使地球的辐射力大约增加了 6%^[4]。农田是 N_2O 的主要来源^[5,6], 可靠和直接的原位测定其 N_2O 量, 不仅有助于搞清氮素循环, 对采取相应措施提高肥料利用率和保护环境也有着重要意义。土壤中的 N_2O 来源于硝化和反硝化作用, 由于涉及因子多而复杂, 田间准确测定一直是一个长期有争议而未解决的问题^[7]。近年来, 国内外学者对 N_2O 在水稻土、森林土等排放通量的时间、空间变异、影响因素等进行了不少的研究^[8~10], 但关于黄土性土壤 N_2O 排放通量至今仍无系统工作。本文采用土壤探头的田间原位测定法和原状土柱乙炔抑制培养试验法, 探讨了黄土性土壤 N_2O 的排放通量变化及其影响因素, 旨在为这类土壤氮素管理提供依据。

1 试验地点和试验方法

1.1 试验地点的概况

试验区海拔 325~ 600 m; 年均温度 13~ 15 °C; 年降水量 550~ 700 mm, 主要集中在 7、8、9 三月, 约占全年降水的 50% 以上, 夏初降水较少、雨季短促。年蒸发量 800~ 900 mm, 属暖温带半湿润偏旱气候, 成土母质为黄土, 主要耕作土壤是 土。

* 中国瑞典国际合作项目、国家教委博士点基金项目、农业部重点科研计划项目(95 农- 03- 01- 03) 资助

收稿日期: 00- 12- 25; 收到修改稿日期: 02- 03- 17

试验布置在陕西杨陵国家黄土肥力和肥料效益监测试验站, 试验地为匀地三年后的灌溉地。采用小麦、玉米轮作, 一年两熟。按当地耕作、灌溉和施肥方式进行管理。试验地 0~ 200 cm 土体土壤物理性粘粒高于 230 g kg⁻¹; 0~ 20 cm 土壤有机质含量是 6.253 g kg⁻¹, 全氮为 1.43 g kg⁻¹, NO₃⁻ N 为 3.97 mg kg⁻¹, 土壤的孔隙度以 60~ 120 cm 土层最低, pH 8.24 (表 1)。

表 1 供试土壤的物理化学性质

Table 1 Soil physical and chemical properties

土层深度 Soil depth (cm)	土壤孔隙度 Soil porosity (%)	土壤容重 Bulk density (g cm ⁻³)	NO ₃ ⁻ N (mg kg ⁻¹)	土壤颗粒(%) Particle sizes			土壤质地 Soil texture
				> 0.02mm	0.02~ 0.002mm	< 0.002mm	
0~ 20	> 24	1.2	3.97	27.46	49.00	23.54	粉砂质粘壤土
20~ 40	> 19	1.46	0.31	24.28	49.5	26.22	粉砂质粘土
40~ 60	> 20	1.48	0.42	29.96	45.46	24.58	粉砂质粘壤土
60~ 80	< 18	1.50	0.42	26.58	47.54	25.94	粉砂质粘土
80~ 100	< 18	1.37	0.85	25.30	39.44	35.26	壤质粘土
100~ 120	< 18	1.44	0.7	26.26	38.72	35.02	壤质粘土
120~ 140	> 20	1.45	0.77	31.98	38.00	30.02	壤质粘土
140~ 160	> 24	1.31	0.12	31.56	43.16	25.18	壤质粘土
160~ 180	> 24	1.37	0.25	32.68	46.18	21.14	粉砂质粘壤土
180~ 200	> 24	1.37	0.08	37.13	42.13	20.74	粘壤土

1.2 试验设计

试验分为田间原位测定和室内培养试验两部分。

1.2.1 田间原位测定 目的在于了解 N₂O 的时间(季节性变化)和空间(剖面层次)变异。原位测定可同时对同一地点不同深度的样品进行采集, 从而使土壤 N₂O 的浓度梯度的空间变异降到最低。设不施肥(对照)和施肥 2 个处理。施肥者, 于小麦起身拔节期(3月6日)施入 N 240 kg hm⁻²; 于 7月9日玉米拔节期施入 N 180 kg hm⁻², P₂O₅ 90 kg hm⁻², 氮源均用 KNO₃。试验采用大区, 无重复。N₂O 的原位测定采用随机分布, 重复 3 次。测定采用防水透气探头(Soil probe): 为长 24 cm、内径 6 mm 和外径为 8 mm 聚乙烯塑料管, 外裹一层防水透气的 PTFE 薄膜。试验布置前挖好长 2 m、宽 1.1 m 和深 1.7 m 土壤剖面, 根据黄土性土壤的剖面特点, 分别在 10, 30, 60, 90 和 150 cm 五个深度(在作物行间)安装探头。方法是: 首先用电钻打一个小于土壤探头直径的小洞, 用力完全插入探头, 并用土固定之。每个探头末端连接外径 0.4 mm 的硅胶管, 后者沿剖面引至地表, 末端连接一个两通的气阀, 用于采集气体样品。挖出的土壤按原土层回填。田间探头分布见图 1。每 2 周或遇雨(灌溉)后, 用 2 ml 的气密性注射器(CODAN APS)抽取气体样品。

1.2.2 培养试验 目的在于了解影响 N₂O 通量的土壤因子。根据田间测定结果, 采集 N₂O 释放量高的施肥处理 50~ 60 cm 土层原状土, 用乙炔抑制未扰动土柱法进行室内培养。试验装置如图 2 所示。

具体的方法是: 用培养罐中的不锈钢内筒和锤状取土器按剖面层次取高度为 10 cm, 直径为 7 cm 的原状土, 内筒下部土壤与筒削齐后, 立即把内筒置于 PVC 外筒内, 并用橡皮圈密闭的盖子盖好。培养罐的体积为 255 cm³, 加上土壤内的气体体积约为 40 cm³, 按培养的 C₂H₂ 浓度为总体积的 5%~ 10% 计, 用 50 ml 密闭型注射器注入 25 ml C₂H₂ 气体, 来回推动注射器 5~ 6 次, 然后抽去 25 ml 混合气体弃去, 以保证培养罐中气体压力一致。为保证土体中部完全被乙炔抑制, 从顶盖中部的橡皮塞上插入一个钻有 2 mm 小孔的大针头, 后者与一个两通阀相连。用小注射器从气阀注入 1 ml 乙炔气体, 迅速关闭气阀, 培

养 24 h。在培养的第 3、6、12、24 h 后分别抽取气体样品进行分析。培养完毕后,将各个土柱所有土样在 105 °C 烘干 48 h 称重。试验共设 5 个处理:(1)原状土(对照);(2)原状土加蒸馏水(水处理);(3)原状土加 NO₃⁻ (NO₃⁻ 处理);(4)原状土加 C(碳处理);(5)原状土 C+ NO₃⁻ (C+ NO₃⁻ 处理);重复 6 次。除对照(不加任何溶液)和水处理(40 ml)外,其余各培养罐均加入等体积的溶液(20 ml);加碳、氮者,每 100 g 土分别或同时加入 0.1g 碳(葡萄糖),300 g NO₃⁻ N。为了保证溶液在土柱中分布均匀,用 5 ml 注射器将溶液分 4 个部位注入内筒两侧。N₂O 的通量按 Tiedje 方程^[1]用 Bunsen 系数计算。

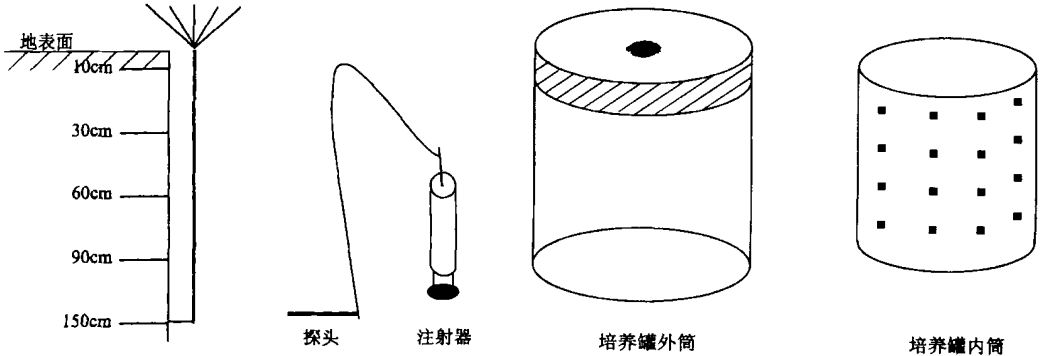


图 1 土壤平衡气室法田间示意图

Fig. 1 Diagram for soil probes in the soil profile

图 2 乙炔培养法的培养和取土装置

Fig. 2 Devices for the Acetylene inhibition method

1.3 气体样的采集和分析

气体样品用 2ml 注射器抽取,用丁基橡胶堵住针眼及时分析,或注入到真空集气瓶中贮存以后分析。试验前我们对注射器的气密性进行了检验,方法是用注射器抽取已知浓度的 N₂O 标准气放置不同时间后测定 N₂O 浓度并与标准值比较,结果表明在取样后 6 h 内样品的测定结果几乎无差异,24 h 后气体损失 20% (数据未给出)。分析仪器是美国产 Varian GC3800 气相色谱,检测器为含⁶³Ni 的电子捕获器 (ECD),柱子为 porapak R80/100,并为 N₂O 测定专门配置一个气阀(以阻断 2 min 前和 2.8 min 后的气体进入检测器),载气为高纯氮,气流速度为 10 ml min⁻¹。标准气为北京产 9.6 ml L⁻¹ N₂O,另外用瑞典产浓度为 328.2 l L⁻¹ 的标准气体进行校正,样品稀释用 99.999% 的高纯氮气。气相色谱测定 N₂O 的变异系数小于 5%。

2 结果与讨论

2.1 N₂O 在黄土性土壤上小麦玉米轮作方式下的变异

2.1.1 季节性变化 N₂O 的季节变化见图 3(a) 和 3(b)。图 3(a) 为对照区 4 至 11 月 N₂O 浓度的变化。由图可见,整个试验过程中 N₂O 浓度变化很小,多在 320~ 996 nl L⁻¹ 之间。图 2(b) 是施肥处理的变化,其浓度波动范围在 313~ 2 467 nl L⁻¹ 之间,最低值与对照相近,而最高值为 2 467.3 nl L⁻¹,是对照的 2.5 倍。施肥后 N₂O 浓度变化具有明显的季节性:八月份浓度最高,其他月份相对较低。八月份地温高,有利于土壤微生物活动;降雨多且土壤湿度大提高了反硝化菌的活力;旺盛的土壤呼吸又促进了厌氧条件的形成,这些都有利于反硝化作用,是造成其浓度高的主要原因。7 月份给玉米地施入了硝态氮肥,前料小麦残留物及其根茬增加了土体中的有机物,为微生物活动提供了能量,也在一定的程

度增加了反硝化的强度。

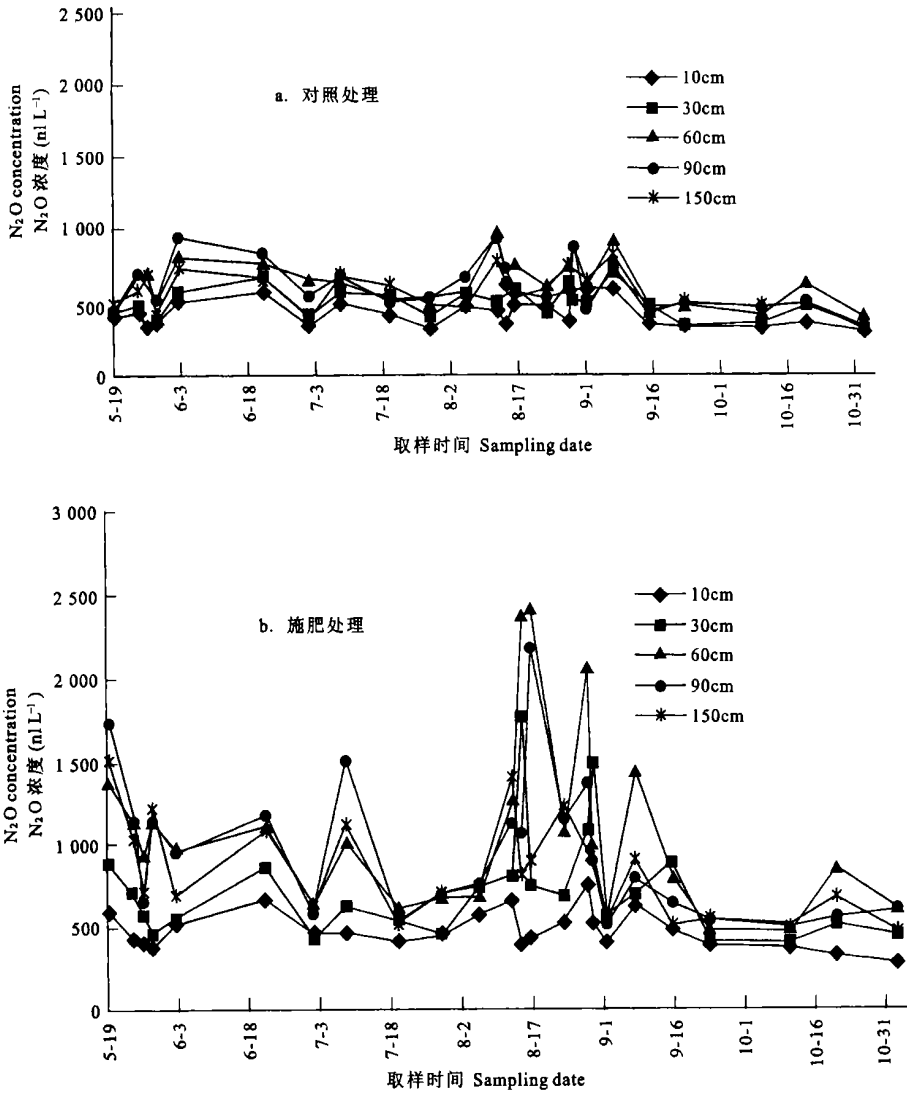


图3 黄土性土壤中 N₂O 的季节变化

Fig. 3 N₂O concentration changes in the soil profile

从图3还可看出,施肥后 N₂O 排放量远远高于不施肥处理。N₂O 的通量与土壤水分有一定关系,且呈现一定规律的滞后。例如,5月25日、6月16日和7月6日分别降水 9.5 mm、30.6 mm 和 49.17 mm,8月8日和8与18日进行了灌溉,8月28日有小雨,在降雨或灌溉大约3天之后,剖面各层 N₂O 浓度均有一个峰值出现;虽然对照的 N₂O 浓度很低,也表现出相同趋势。

2.1.2 N₂O 的空间变异 图3和表2表明,无论是施肥还是对照,不同土壤剖面层次产生的 N₂O 量不同:以 10 cm 和 30 cm 土层 N₂O 浓度最低;60 cm 和 90 cm 土层最高。两个

处理的 N_2O 浓度在土壤剖面中变化顺序均为 $10\text{cm} < 30\text{cm} < 150\text{cm} < 90\text{cm} < 60\text{cm}$ 。这种分布主要源于不同土层的环境条件。反硝化过程是缺氧条件下的微生物活动, 氧气供应多少直接影响着这一过程的强弱。表层土壤疏松, 利于通气; 根系对水分的吸收和土表对水分的蒸发, 降低了表层土壤的水分含量, 增大了充气空间, 增加了氧气含量; 这两方面都不利于反硝化作用进行。疏松的表层也便于气体交换, 产生的 N_2O 气体易于向大气扩散, 进一步降低了它的浓度。与此相反, $60\sim 120\text{cm}$ 为粘化层粘粒含量显著高于其它土层, 孔隙度最低 ($< 18\%$), 有着通气不良的自然基础; 下渗的水分容易在这层蓄积, 进一步强化了它的缺氧环境; 黄土母质的底层累积有较多的有机物质, 也为反硝化活动提供了较为充分的能源; 质地粘重的土壤产生的 N_2O 气体也不容易向外扩散。由于这些原因, 这一层适于反硝化细菌活动, 其浓度高并不难理解。既然如此, N_2O 的高浓度区为什么没有出现在 $60\sim 200\text{cm}$ 的整个土层而仅仅出现 60cm 或 90cm 的土层中? 看来这与硝酸盐的淋溶深度有关。硝酸盐是反硝化的底物, 数量多少直接关系到反硝化产物多少。已有报道, 本地区黄土性土壤硝态氮主要集中在 $40\sim 60\text{cm}$ 以上^[12]。综合通气和硝酸盐两个因子, 60cm 左右可能是反硝化最有利的条件, 也是 N_2O 浓度最高的原因所在。 60cm 以下 N_2O 浓度下降的主要原因可能是低的 NO_3^- N 含量成为反硝化的限制因子^[10]。

表 2 不同处理土壤剖面 N_2O 的变化Table 2 N_2O changes in the soil profile of different treatments ($n = 23$)

土壤 层次 Soil depth (cm)	对照处理 Control treatment					施肥处理 Fertilized treatment				
	平均值 ¹⁾ Average (nl L^{-1})	最大值 Max	最小值 Min	变异 系数 C. V. (%)	中值 Median	平均值 Average (nl L^{-1})	最大值 Max	最小值 Min	变异系数 C. V. (%)	中值 Median
10	439.6(d) ²⁾	633.7	319.5	22.53	410.4	506.1(d)	1112.8	320.6	32.11	465.9
30	504.9(c)	703.3	332.5	20.26	499.4	724.6(c)	1806.4	424.1	45.82	673.3
60	649.6(a)	996.4	409.7	23.86	660.4	1094.6(a)	2467.3	481.5	50.91	997.8
90	603(ab)	961.7	372.6	29.40	546.0	947.4(ab)	2230.3	514.0	45.75	872.3
150	595.5(b)	851.6	349.5	24.04	597.2	911.1(b)	1509.0	523.8	32.7	847.7

1) 为 23 次测定 3 个重复的算术平均值; 2) 括号内表示 $P < 0.05$, LSD 检验结果

2.2 反硝化影响因子的探讨

反硝化作用形成 N_2 和 N_2O 两种产物, 而用土壤探头方法测得的仅是 N_2O 浓度, 不能完全反映反硝化作用的强度。为了了解反硝化作用损失的氮素总量, 我们又采集了对应剖面层次的土柱进行了乙炔抑制培养试验。乙炔抑制了 N_2O 向 N_2 转化, 使得最终产物仅为 N_2O , 因而测得的 N_2O 是反硝化损失的总量。结果表明, 施肥与对照处理之间 24 h 释放的 N_2O 量差异不明显, 除了 $0\sim 10\text{cm}$ 和 $20\sim 30\text{cm}$ 两层的排放量稍高外, 其余各土层基本接近; 加入 C_2H_2 后并未增加 N_2O 的浓度。我们的结果与 Weier^[13] 发现的现象一致, 而与 Toshifumi^[14] 的结果不同。Toshifumi 发现, 施用硝酸盐肥料时, 77.7% 的肥料氮被反硝化损失, 其产物中 N_2 -N 与 N_2O -N 的比例是 76:24。有人认为: 有乙炔和无乙炔土壤产生的 N_2O 量无差别时, 说明反硝化作用不是土壤 N_2O 产生的主要来源^[15]。为了查明这一问题, 我们又采集施肥处理 60cm 的土柱用乙炔培养法进行了的不同因子的影响试验(图 4)。

图4(a)表明,供试土壤的 N_2O 的产生量与 NO_3^- N 关系不大,加入 NO_3^- N 者与对照土柱 N_2O 的产生量在前 16 h 基本相同,在 17 到 20 h 内才略有升高,每克土的日通量分别是 86.1 ng 和 159 ng。看来土壤本身的 NO_3^- N 含量已满足反硝化作用的需要,不是限制反硝化作用的因子。加水处理的 N_2O 日通量为 546 ng,为对照的 6.3 倍,比 NO_3^- N 处理高出 2.5 倍,这表明与 NO_3^- N 加入相比,水分的影响更重要。水分过多造成了土壤的含氧量下降,而氧气多少直接影响着反硝化酶的合成及其活性^[16],导致了水分含量高和土壤反硝化量增加的相依关系^[17]。除水分外,碳的作用更为突出(图 4b): 加入葡萄糖后, N_2O 产生量急剧增加,日通量高达 20.56 g,分别是水处理的 130 倍, NO_3^- N 处理的 37.6 倍。由此可见在所有的试验因子中碳最为重要。土壤的反硝化主要是一个生物化学过程,碳是微生物活动的能源物质,碳的增加无疑增加了土壤微生物的活性,从而提高了土壤的反硝化势, Yeomans^[18] 研究发现,底层土壤的反硝化弱并不是缺乏反硝化微生物,而是由于缺乏微生物活动所需要能源的碳。由图 4(b) 还可以看出, C 源充足时,加入 NO_3^- N 可大幅度提高 N_2O 通量;同时加入碳源和氮源, N_2O 的日通量可高达 108.6 g,是加入碳源的 5.27 倍。这与一些文献的结论是一致的^[3, 19]。

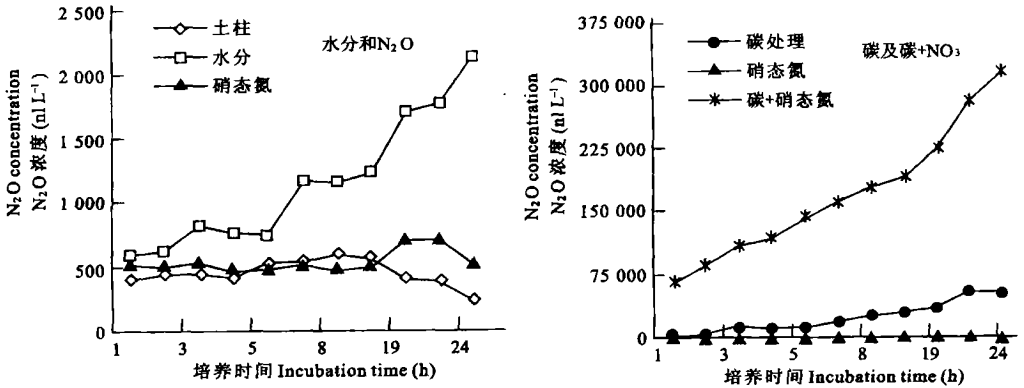


图 4 不同因子对土壤反硝化势的影响

Fig. 4 Effects of different factors on the potential denitrification

这一试验在一定程度上解释了为什么对照和施肥两个处理在乙炔抑制培养条件下, N_2O 的产生量差异不明显的原因: 试验地匀地 3 年, 在这 3 年中依赖土壤本身有机物的矿化维持作物生长, 造成了有机物残留量小(有机质含量只有 6.253 g kg^{-1}), C 源极度缺乏, 因而成了制约反硝化作用的主要因素^[20]。

3 讨论

黄土性土壤的 N_2O 产生量存在着显著的季节和空间变异。季节变化一与土壤水分因子密切相联, N_2O 高峰值一般降雨或灌溉 3 天后左右出现; 二与土壤的温度有关, 地温较高的八月份 N_2O 浓度最高。空间变异表现在土壤剖面中 N_2O 浓度的变化以 10cm <

30cm < 150cm < 90cm < 60cm 为序, 以 60~ 90 cm 土层的产生量最高。影响黄土性土壤反硝化的主要因子是供应微生物能源和碳源的有机质缺乏; 在碳源充足条件下, 土壤的硝态氮和水分含量是限制因子。

N_2O 主要积累在 30 cm 以下土层, 我们的结果和别人的结果^[21] 都表明, 通常土壤剖面中 N_2O 浓度的季节变化较大。在施肥处理中 N_2O 的最高浓度是 $2\ 467.3\ \text{nl L}^{-1}$, 而平均浓度仅为 $1\ 094.4\ \text{nl L}^{-1}$, 与 Goodroad 和 Keeney^[22] 对不同土壤剖面中测定结果 ($2\ 500\ \text{nl L}^{-1}$) 大致接近。对照的变化趋势与施肥者相同。黄土性土壤通气性较好, 抑制了土壤反硝化作用, 测得的 N_2O 浓度较小, 只有在有降雨或灌溉之后, 才会出现较高的峰值。深层土壤的季节变化尤为明显, 而表层的变化不大。与不同的取样日期的变异相反, 同一取样日期, 表层土壤的 N_2O 变异较大, 特别是降雨或灌溉之后。这是由于土壤表层环境因素变异较大而且产生的气体极易逸散到大气中的结果。最大的变异通常与干土再湿的反硝化相联^[23]。 N_2O 的排放量是周围土壤中 N_2O 累积和再分配的结果: 累积表明了 N_2O 的产生速度超过了消耗和再分配的速度, 深层土壤由于气体扩散到表面的速度小于其产生的速度而积累; 而有些地方再分配速度高于气体产生的速度, 于是没有积累, 这就是不同的测定点变异大的原因。由于不能直接测定硝化和反硝化作用的 N_2O , 只能推测 N_2O 的来源。Linn 和 Doran^[24] 发现, 好气条件下, 反硝化作用受到抑制, 硝化作用是 N_2O 的主要来源; 降水和灌溉后, 反硝化作用成为 N_2O 的主要来源。

参 考 文 献

- 1 Duxbury J M, Mosier A R. Status and issues concerning agricultural emissions of greenhouse gases. In: Kaiser H M, Drennen T E. ed. *Agricultural Dimensions of Global Climate Change*. St. Lucie Press, FL, 1993, 229~ 258
- 2 Crutzen P J. Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen, including nitrous oxide. In: Delwiche C. ed. *Denitrification, Nitrification and Nitrous Oxide*. New York: Wiley, 1981, 17~ 44
- 3 Prinn R, Cunnold D, Rasmussen R, et al. Atmospheric emissions and trends of nitrous oxide from 10 years of ALE- GAGE data. *J. Geophys. Res.* 95 (D11): 1990, 18 369~ 18 385
- 4 刘小兰, 李世清. 土壤中的氮素与环境. *干旱地区农业研究*, 1998, 16(1): 36~ 43
- 5 Duxbury J M, Harper L A, Mosier A R. Contribution of agro ecosystems to global climate change. In: *Agricultural Ecosystem Effects on Trace Gases and Global Climate Change*. ASA Special Publication, 1993, 55: 1~ 18
- 6 侯爱心, 陈冠逊, 吴杰等. 稻田 CH_4 和 N_2O 排放关系及其微生物学机理和一些影响因子. *应用生态学报*, 1997, 8(3): 270~ 274
- 7 朱兆良, 文启孝. *中国土壤氮素*. 南京: 江苏科学技术出版社, 1992. 145~ 170
- 8 Cai Guixin, Cao Yachen, Yang Nanchang, et al. Direct estimation of nitrogen gases emitted from flooded soils during denitrification of applied nitrogen. *Pedosphere*, 1991, 1(3): 241~ 251
- 9 Clough T J, Jarvis S C, Dixon ER, et al. Carbon induced subsoil denitrification of ^{15}N -labelled nitrate in 1 m deep soil column. *Soil Biology and Biochemistry*, 1999, 31: 31~ 41
- 10 Birgã W, Hutsch, Xiaozhi Wang, et al. Nitrous oxide emission as affected by changes in soil water content and nitrogen fertilizer. *J Plant Nutr., Soil Sci.*, 1999, 162: 607~ 613
- 11 Tiedje J M, Sexstone A J, Myrold D D, et al. Denitrification: ecology niches competition and survival. *Antonie van Leeuwenhoek. J. Microbiol. Serol.*, 1982, 48: 569~ 583
- 12 吕殿青, 杨学云, 张航等. 陕西 土中硝态氮运移特点及影响因素. *植物营养与肥料学报*, 1987, 2(4): 289~ 296
- 13 Weier K L, Macrae I C, Myers R J K. Seasonal variation in denitrification in a clay soil under a cultivated crop and permanent

- pasture. *Soil Biology and Biochemistry*, 1991, 25: 999~ 1 004
- 14 Toshifumi M, Kikuo K. Measurement of denitrification products in soil by the acetylene inhibition method. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 1987, 33(2): 225~ 234
- 15 Soren C, Stephen S, James M T. Spatial variation in denitrification: dependency of activity centers on the soil environment. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1990, 54: 1 608~ 1 613
- 16 Prinn R, Cunnold D, Rasmussen R. *et al.* Atmosphere emissions and trends of nitrous oxide deduced from 10 years of ALLEGAGE data. *Journal of Geophysical Resources*, 1990, 95: 18 369~ 18 385
- 17 Sextstone A J, Parkin T B, Tiedje J M. Temporal response of soil denitrification rates to rainfall and irrigation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1985, 49: 99~ 103
- 18 Yeomans J C, Bremner J M, McCarty G W. Denitrification capacity and potential of subsurface soils. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, 1992, 23: 919~ 927
- 19 范晓晖, 朱兆良. 农田土壤剖面反硝化活性及其影响因素的研究. *植物营养与肥料学报*, 1997, 3(2): 97~ 103
- 20 Nielsen T H, Nielsen L P. Nitrification and coupled nitrification-denitrification associated with a soil-manure interface. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1996, 60(6): 1 829~ 1 840
- 21 Terhune C L, Harden J W. Seasonal variation of carbon dioxide concentration in stoney, coarse-textured desert soils of southern Nevada, USA. *Soil Sci.*, 1991, 151: 417~ 429
- 22 Goodroad L L, Keeney D R. Nitrous oxide emissions from soils during thawing. *Can. J. Soil Sci.*, 1984, 64: 187~ 194
- 23 Rudas A O, Davidson E A, Firestone M K. Sources of nitrous oxide following wetting and dry soil. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 1991, 85: 117~ 124
- 24 Linn D M, Doran J W. Effect of water-filled pores space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non-tilled soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 1984, 48: 1 267~ 1 272

IN SITU MEASUREMENT OF N₂O EMISSIONS FROM PROFILE OF LOESS SOIL

Liang Dong-li¹ Tong Yan-an¹ Ove Emterdy² Li Sheng-xiu¹ Zhao Hu-bing¹ Ma Lin-ying¹
 (1 Northwest Science & Technology University of Agriculture & Forestry,
 College of Resources & Environment Sciences, Shaanxi 712100)
 (2 Swedish University of Agricultural Sciences, Sweden, Umea 90183)

Summary

Field soil bores measurement and static C₂H₂ inhibition soil cores method was used to study N₂O emission in the loess soil profile and the factors affecting its production. Significant spatial variation and temporal variation of the nitrous oxide amount were found in the soil used. The temporal variation was correlated with the water supply (such as rainfall or irrigation), and N₂O peaks were occurred 3 days after water events. Both the control and fertilized plots have the same trend. August was the highest N₂O production month during the period. At the highest point the N₂O concentration in the fertilized plot was 2.5 times higher than that in the control plot. Meanwhile N₂O spatial variation in the profile followed the order: 10cm < 30cm < 150cm < 90cm < 60cm. Carbon was the limited factor that controlled denitrification in the soil. When carbon was supplied, nitrate content and water became the limited factors.

Key words Denitrification, Nitrification, N₂O flux, Temporal variation, Spatial variation