

氮肥施用对西南地区紫色土冬小麦 N₂O 释放和反硝化作用的影响

张中杰^{1,2}, 朱波², 项红艳³

(1.中国科学院成都山地灾害与环境研究所,成都 610041;2.招商局重庆交通科研设计院有限公司,重庆 400067;3.重庆国际投资咨询集团有限公司,重庆 400041)

摘要 N₂O 是重要的温室气体之一,由此引起的全球变暖和臭氧层破坏是当今重要的环境问题。采用遮光密闭箱和气相色谱法研究了氮肥施用对小麦地 N₂O 释放和反硝化作用的影响。结果表明,小麦生长季节里,高氮、中氮以及不施氮处理 N₂O 平均排放通量分别为 2.71、2.42、1.97 gN·hm⁻²·d⁻¹,尿素、硫酸铵、硝酸钾 3 种氮肥品种处理下,平均 N₂O 排放通量分别为 2.42、2.14、3.13 gN·hm⁻²·d⁻¹。小麦生长季节里,高氮、中氮以及不施氮处理平均反硝化速率分别为 4.91、4.50、1.67 gN·hm⁻²·d⁻¹;尿素、硫酸铵、硝酸钾 3 种氮肥品种处理下,平均反硝化速率分别为 4.50、3.68、5.29 gN·hm⁻²·d⁻¹。氮肥施用明显促进了土壤-植物系统中 N₂O 排放通量和反硝化作用,氮肥施用量水平和 N₂O 排放通量、反硝化作用呈正相关。硝酸钾对 N₂O 排放通量和反硝化作用贡献最大,硫酸铵最小。研究还表明,小麦地 N₂O 释放和反硝化作用与季节有一定相关性,温度较高季节排放量及反硝化作用明显,反之则较弱。

关键词 氮肥施用;N₂O 释放;反硝化作用

中图分类号:X511 文献标志码:A 文章编号:1672-2043(2010)10-2033-08

Effect of Nitrogen Fertilizer for Wheat on N₂O Emission and Denitrification in Purple Soil

ZHANG Zhong-jie^{1,2}, ZHU Bo², XIANG Hong-yan³

(1.Institute of Mountain Hazards and Environment, CAS, Chengdu 610041, China; 2.China Merchants Chongqing Communications Research & Design Institute Co., Ltd., Chongqing 400067, China; 3.Chongqing Global Investment Consulting Group, Chongqing 400041, China)

Abstract In this study, the static chamber and gas chromatography(GC) methods were used to investigate the effect of fertilizer application on N₂O emission and denitrification during the wheat growing season. The results showed that nitrogen fertilizer application enhanced N₂O emission and denitrification in the agro-ecosystem. The average N₂O emission rates were 2.71, 2.42 gN·hm⁻²·d⁻¹ and 1.97 gN·hm⁻²·d⁻¹ for high nitrogen(HN), medium nitrogen(MN), and no nitrogen(NN) treatments, respectively, and the average N₂O emission rates were 2.42, 2.14 gN·hm⁻²·d⁻¹ and 3.13 gN·hm⁻²·d⁻¹ for urea(UN), ammonium sulphate(AS), and potassium nitrate(PN) treatments, respectively. The average denitrification rates were 4.91, 4.50 gN·hm⁻²·d⁻¹ and 1.67 gN·hm⁻²·d⁻¹ for HN, MN, and NN treatments, respectively, and the average amounts of denitrification were 4.50, 3.68 gN·hm⁻²·d⁻¹ and 5.29 gN·hm⁻²·d⁻¹ for UN, AS, PN treatments, respectively. Significantly positive correlations between the amounts of fertilizer application and N₂O emission, denitrification were observed. PN contributed most of N₂O emission and denitrification, on the contrary, AS contributed the least among the three fertilizers. Seasonal variation was found for the N₂O emission and denitrification, while higher N₂O emission and denitrification was obtained in warm season than that in cold season.

Keywords fertilizer application; N₂O emission; denitrification

N₂O 是一种重要的温室气体,其温室效应贡献率占 4%~6%^[1],参与大气中许多光化学反应,可破坏平流

层中的臭氧层,导致人类产生皮肤癌,增加其他疾病的发病率^[2]。IPCC 报告指出,本世纪初,由于人类活动的影响,大气中的 N₂O 浓度已经增至 316 nL·L⁻¹ 左右,并且每年以 0.25% 的增长速率持续增长^[3]。全球 N₂O 的主要排放源包括土壤释放、化石燃料的燃烧、生物质燃烧、水体以及工业排放等。研究表明,土壤每年释放的 N₂O 约占全球 N₂O 已知源的 57% 以上,其中农业活动中氮肥的使用是其中十分重要的原因,占人为贡献的

收稿日期 2009-12-31

基金项目 国家自然科学基金重点项目“土壤-农作物体系 N₂O 排放系数的观测与模式研究——不同类型农田 N₂O 排放观测研究”(40331014)

作者简介 张中杰(1975—),男,安徽蒙城人,硕士,高级工程师,主要从事环境生态学研究。E-mail: zhangzhongjie@cmhk.com

70%左右^[1],而土壤含水量、温度、施肥状况、土壤 pH、作物残留等都能影响 N_2O 产生^[6,9-10,12,15,17-18]。

紫色土农业生态系统是我国西南地区最重要的农业生态系统,全国绝大部分紫色土耕地集中在西南地区。目前国内外未见有关冬小麦在紫色土中硝化-反硝化方面的报道,开展不同氮肥施用条件下小麦地 N_2O 释放特征和反硝化特征研究对了解西南地区紫色土耕地中氮素循环过程具有重要的指导意义。

1 材料和方法

1.1 试验区自然环境特征

试验区位于川中丘陵偏北的盐亭县,介于 $105^{\circ}12'17''E\sim 105^{\circ}43'20''E$ 和 $30^{\circ}58'31''N\sim 31^{\circ}29'40''N$ 之间(图1),全县幅员面积 $1\,645.45\text{ km}^2$ 。盐亭县地处嘉陵江和涪江的分水岭上,是一个典型的山丘县,海拔介于 $334.5\sim 789\text{ m}$ 之间,地势由南向北逐渐升高,发育有平坝、台地、中低丘、高丘、低山和山原6种地貌类型。试验点布置在盐亭县林山乡截流村的中国科学院盐亭紫色土农业生态试验站,该站以林山乡董家坪集水区为中心,地理位置为 $105^{\circ}28'E, 31^{\circ}16'N$ 。

1.2 供试土壤

小麦试验地土壤理化性质状况为:pH值8.30,有机质 $12.0\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,全氮 $0.87\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,全磷 $0.74\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,全

钾 $18.5\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,碱解氮 $32.77\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,有效磷 $8.861\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,有效钾 $87.93\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。玉米试验地土壤理化性质状况为:pH值8.7,有机质 $10.01\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,全氮 $0.98\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,全磷 $0.89\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,全钾 $18.23\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$,碱解氮 $61.577\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,有效磷 $12.735\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$,有效钾 $87.084\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。前茬作物为玉米。

1.3 试验设计

氮肥施用量试验设3种水平,分别为不施肥(CK $0\text{ kgN}\cdot\text{hm}^{-2}$);中氮(MN $150\text{ kgN}\cdot\text{hm}^{-2}$);高氮(HN $250\text{ kgN}\cdot\text{hm}^{-2}$),施用氮肥均为尿素。

氮肥品种试验设计3种形态氮肥:尿素-酰胺态氮肥(UN, Urea)、硫酸铵-铵态氮肥(AN, Ammonium Sulphate)、硝酸钾-硝态氮肥(NN, Potassium Nitrate),以不施氮肥作为对照(CK),氮肥施用量为 $150\text{ kgN}\cdot\text{hm}^{-2}$ 。施肥两次,其中基肥施用日期为10月25日,追肥日期为次年2月14日。

以上两项试验皆为随机完全区组设计,每处理重复3次,小区面积 20 m^2 ,行距 10 cm 。土壤 N_2O 排放和反硝化作用测定每周1至2次,温度较高的季节上午 $6:30\sim 8:00$ 采样,其他时候则在下午 $2:30\sim 4:00$ 间采样。施肥或雨后增加测定次数。

1.4 土壤 N_2O 排放量和反硝化损失量的测定

反硝化作用试验采用原状土柱-乙炔抑制培养

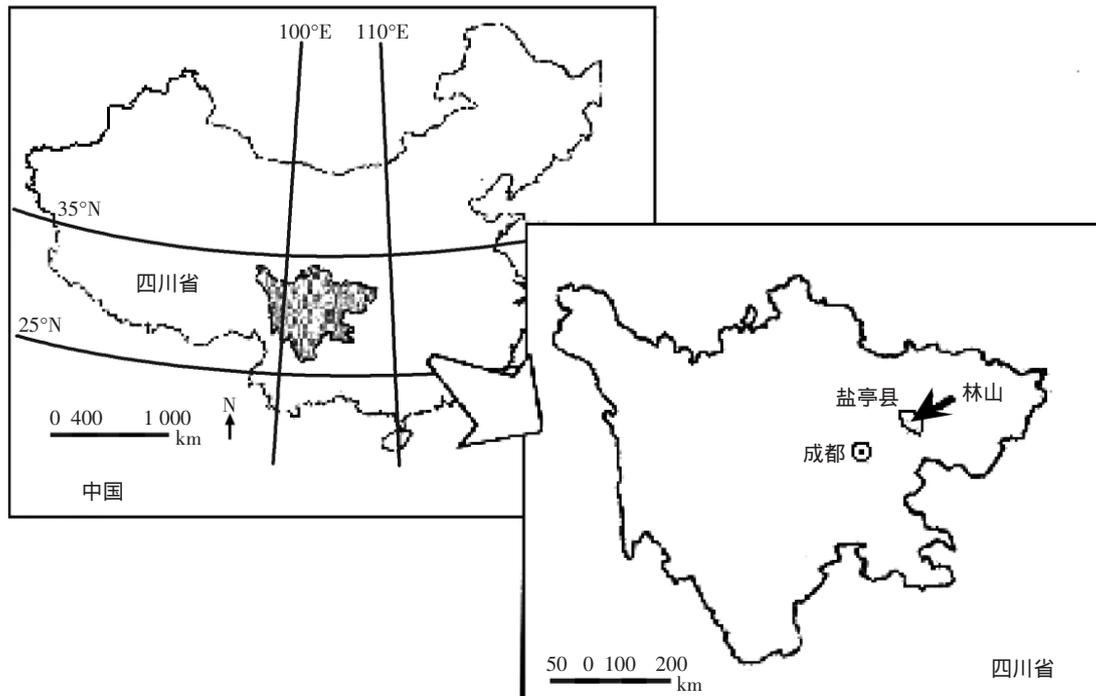


图1 盐亭县地理位置示意图

Figure 1 The geographical location of Yanting County

法。用 PVC 圆管制作成的原型培养箱,底部密封,顶部用盖子封住。箱盖中部打一小孔,用聚丁烯橡胶塞塞住。采用内径为 3.2 cm、长 17 cm 的 PVC 管制成取样管以钻取土柱。根据表层土壤的实际情况,土柱长度为 12 cm。取样完成后,将土柱连同 PVC 取样管一起放入培养箱中,然后密封培养箱。在每个小区近施肥点和远施肥点各取 8 个土柱,4 个土柱为一组,放入 4 个培养箱中,2 个培养箱(施肥点)充入乙炔气体测定土壤 N₂O 自然排放量,另 2 箱(施肥点)充入乙炔气体以测定反硝化损失量(乙炔浓度 10% V/V),然后将培养箱密封埋在试验区附近,抽取周围空气,作为 N₂O 环境背景值。培养 24 h 后将培养箱取出,用 100 mL 注射器来回抽取气体 3 次混匀箱内气体,然后抽取 100 mL 气体带回实验室分析。

N₂O 气体用气相色谱仪(HP 5890)测定。柱温、检测器为 ECD,进样器的温度分别为 55、330 °C 和 375 °C,载气为高纯氮气,流速为 35 mL·min⁻¹,保留时间为 3.5 min。N₂O 排放速率和反硝化速率用培养前后测定的浓度差计算出,N₂O 排放总量和反硝化损失量由近施肥点和远施肥点的排放量乘以各自面积系数后累加而得。

1.5 计算公式

1.5.1 土壤-植物系统 N₂O 排放通量

$$F = 60/100 \rho H \cdot p / 1013 \cdot \dots \cdot 273 / (273 + T) \cdot \dots \cdot dC_i / dt$$

式中:F 是被测气体排放通量 mg·m⁻²·h⁻¹ p 为标准状态下被测气体的密度 g·L⁻¹ H 为箱高 cm p 为采样点的气压,10⁵Pa T 为采样时箱内平均气温,°C γ 是采

样时间,min dC_i/dt 为采集箱内被测气体体积混合比浓度变化率,μL·L⁻¹·min⁻¹。

1.5.2 土壤 N₂O 排放速率或反硝化速率

$$\text{土壤 N}_2\text{O 排放速率或反硝化速率 (gN} \cdot \text{hm}^{-2}\text{DS} \cdot \text{d}^{-1}) = M \times 1.25 \times V / S / t \times 10^{-4}$$

式中:M 为测定的 N₂O 浓度,μL·L⁻¹ V 为培养桶内的自由空间体积,mL S 为土柱表面积,cm² t 为培养时间,d。

1.5.3 土壤-植物系统 N₂O 排放总量、土壤 N₂O 排放总量以及反硝化产物(N₂O+N₂)排放总量

以前后两次测定的平均值乘以两次测定间隔时间再加上每次测定值乘以培养时间来累计计算,得到排放总量。

1.5.4 N₂O-N 排放系数

$$\text{N}_2\text{O-N 排放系数}(\%) = (T_{+N} - T_{CK}) / \text{氮肥用量} \times 100$$

式中:T_{+N}为施肥后 N₂O 排放总量或反硝化损失总量,kgN·hm⁻²;T_{CK}为不施氮肥的 N₂O 排放量,kgN·hm⁻²。氮肥施用量的单位为 kgN·hm⁻²。

2 结果与分析

2.1 氮肥施用对土壤 N₂O 排放通量的影响

2.1.1 不同氮肥施用水平对 N₂O 排放通量的影响

小麦地不同处理下 N₂O 排放通量变化见图 2。CK、MN、HN 3 个处理的 N₂O 排放通量分别在 1.32~6.79、1.41~7.01 g·hm⁻²·d⁻¹ 和 1.46~5.14 g·hm⁻²·d⁻¹ 之间变化,平均排放通量分别为 1.97、2.42 g·hm⁻²·d⁻¹ 和 2.71 g·hm⁻²·d⁻¹。不施肥处理的排放通量变化最小,可

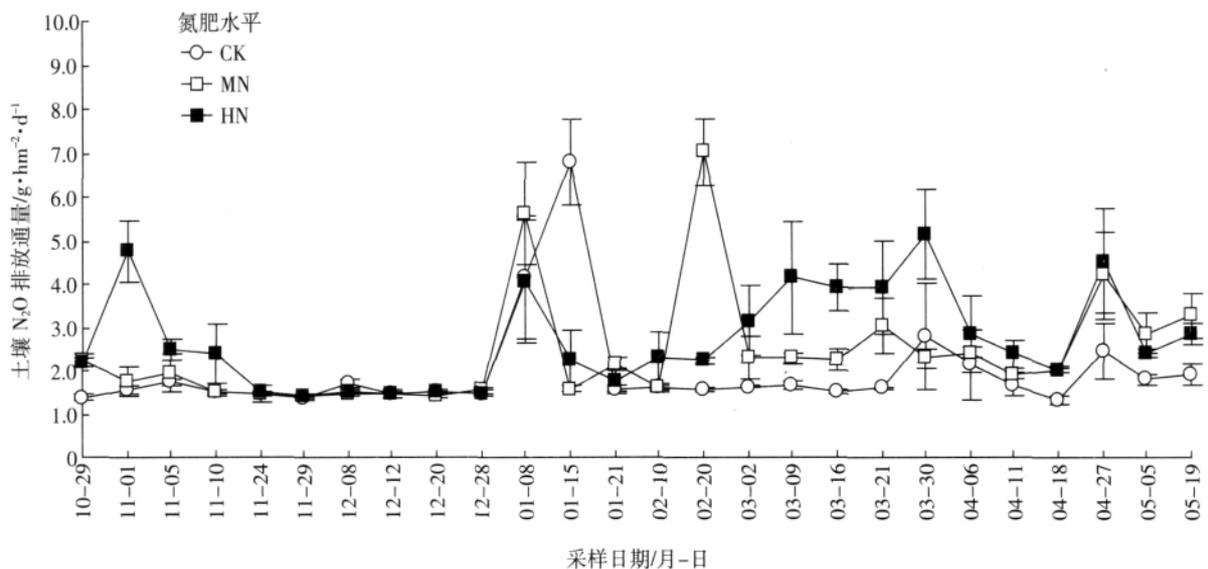


图 2 不同氮肥施用水平对小麦地土壤 N₂O 排放通量的影响

Figure 2 Effect of fertilizer amounts on N₂O emission during the wheat growing season

见施氮明显地促进了土壤 N_2O 的排放。中氮和高氮处理的排放峰曲线并不完全一致,施用基肥后高氮处理出现了一个小排放高峰,中氮处理并未出现明显的排放高峰。2月中旬施用追肥后,中氮处理很快出现了最大排放峰,高氮处理则在施肥半个月后排放量明显增加,并呈持续高排放趋势。原因有可能是高氮处理施肥量大,土壤中氮素含量很高,在小麦拔节期不施追肥也能保证小麦的生长,因而追施的氮肥大部分还保留在土壤中。进入3月后,随着土壤温度升高,土壤中大量氮素充分满足了小麦快速生长对氮素的需求,气温升高和小麦生长两者促使了土壤中 N_2O 排放通量大大增加。

2.1.2 不同氮肥品种对 N_2O 排放通量的影响

氮肥品种对 N_2O 排放的影响见图3。UN、AN、NN的 N_2O 排放通量变化范围分别为 $1.41\sim 7.01$ 、 $1.34\sim 8.57$ $g\cdot hm^{-2}\cdot d^{-1}$ 和 $1.49\sim 7.18$ $g\cdot hm^{-2}\cdot d^{-1}$, 平均排放通量分别为 2.42 、 2.14 $g\cdot hm^{-2}\cdot d^{-1}$ 和 3.13 $g\cdot hm^{-2}\cdot d^{-1}$ 。施用基肥后各处理都未出现明显排放,低排放情况一直持续到施用追肥。施用追肥后 N_2O 排放通量明显增加。UN和AN处理在追肥后同时出现排放高峰,随后排放量下降;而NN处理的排放峰出现时间较前两者推后,但有一个持续排放的过程。在小麦成熟收获期,各处理 N_2O 排放通量又有明显增加。在1月8日的测定中,不同处理的 N_2O 排放通量突然增加,其原因是天气晴朗,土温较此前有明显的增高,微生物活动较为活跃,促进了硝化作用和反硝化作用。休闲期 N_2O 排

放通量出现了一次明显的排放,原因是10月初一次大的强降雨,使土壤处于干湿交替状态,土壤硝化作用与反硝化作用共同促使了 N_2O 大量排放。

2.2 不同氮肥施用水平对反硝化速率的影响

氮肥施用水平对反硝化速率的影响见图4。CK、MN和HN处理的反硝化速率变化范围分别为 $1.35\sim 3.41$ 、 $1.32\sim 37.68$ $g\cdot hm^{-2}\cdot d^{-1}$ 和 $1.39\sim 25.91$ $g\cdot hm^{-2}\cdot d^{-1}$, 三者反硝化平均速率分别为 1.67 、 4.50 $g\cdot hm^{-2}\cdot d^{-1}$ 和 4.91 $g\cdot hm^{-2}\cdot d^{-1}$, 而不施氮处理波动较小。中氮及高氮的反硝化速率分别是不施氮肥处理的2.7倍和2.9倍。小麦生长前期反硝化速率都很低,且施肥与不施肥处理间并没有显著差异,而此时无机氮含量又能满足硝化反硝化作用的发生,这表明在氮素充足的情况下,如果没有必要的温度来刺激硝化反硝化作用的发生, N_2O 排放速率或反硝化速率仍然是很低的。

2.3 不同氮肥品种对反硝化速率的影响

氮肥品种对反硝化速率的影响见图5。不同氮肥品种处理下,UN、AN、NN的反硝化速率平均值分别为 4.50 、 3.68 $g\cdot hm^{-2}\cdot d^{-1}$ 和 5.29 $g\cdot hm^{-2}\cdot d^{-1}$, 其变化范围分别为 $1.32\sim 37.68$ 、 $1.49\sim 18.18$ $g\cdot hm^{-2}\cdot d^{-1}$ 和 $1.46\sim 25.66$ $g\cdot hm^{-2}\cdot d^{-1}$ 。3种氮肥处理的反硝化平均速率分别是对照处理的2.7、2.2倍和3.2倍,施用硝酸钾氮肥的反硝化平均速率明显高于其他两种氮肥。在不同氮肥品种处理下,休闲期(N_2O+N_2)也出现一次较大的排放,其中以硝酸钾处理最为明显,反硝化速率达到了 91.9 $gN\cdot hm^{-2}\cdot d^{-1}$ 。

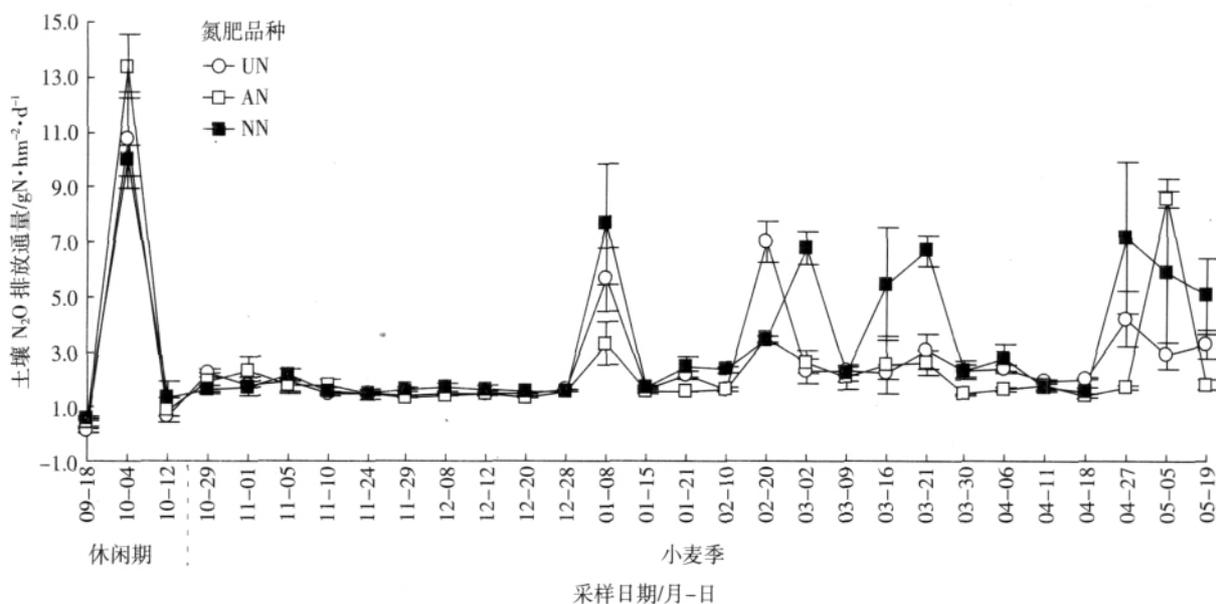


图3 不同氮肥品种对小麦地土壤 N_2O 排放通量的影响

Figure 3 Effect of fertilizer types on N_2O emission rate during the wheat growing season

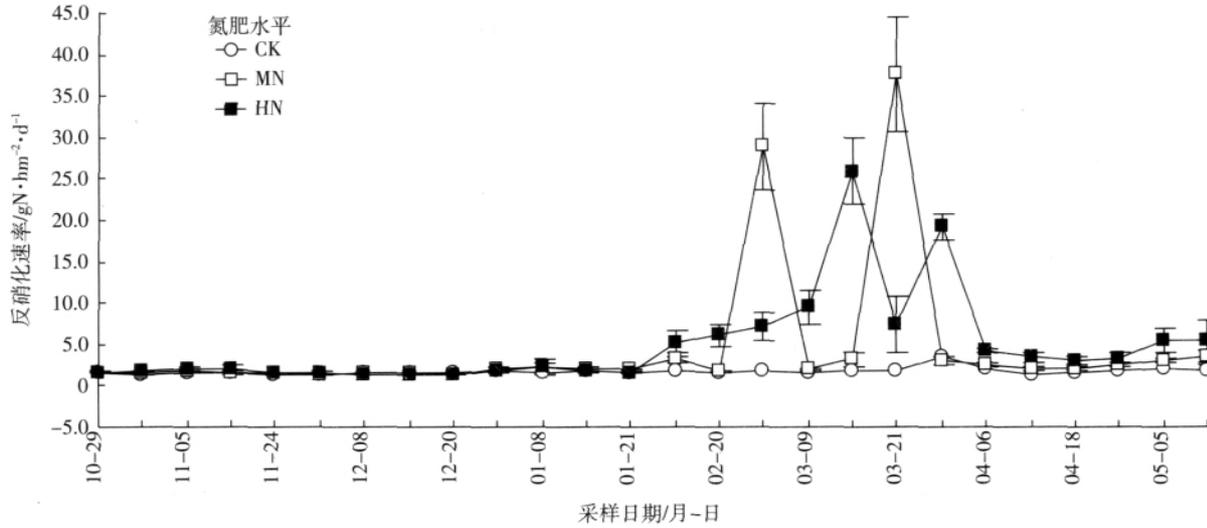


图 4 不同氮肥施用水平对小麦地反硝化速率的影响

Figure 4 Effect of fertilizer amounts on denitrification rates during the wheat growing season

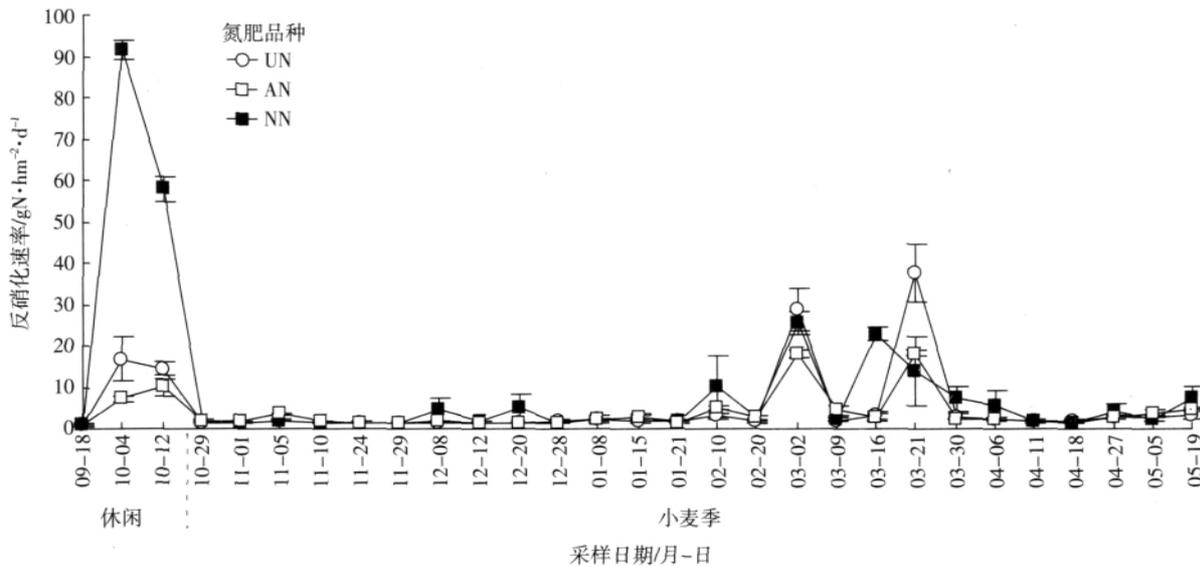


图 5 不同氮肥品种对反硝化速率的影响

Figure 5 Effect of fertilizer types on denitrification rates during the wheat growing season

2.4 无机氮含量变化

氮肥施入土壤后在初期转化最为明显,能迅速地水解为铵态氮以及转化为硝态氮,大约一周后铵态氮含量和硝态氮含量就达到了最高值;由于硝化作用和反硝化作用的进行,铵态氮含量下降很快,在施肥后一个月达到最低值,一般不到 $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。除施肥引起含量变化大外,生育期内处理间差异不明显,硝态氮含量在施肥前后差异大,不同处理间差异也比较明显(图 6)。在不同施氮水平下,施氮量越高,转化成铵态氮和硝态氮的含量也越高;在不同氮肥品种下,NN 处理的硝态氮含量最高,整个生育期内一直高于施用

UN 和 AN 处理。无机氮总量变化与 N_2O 排放通量和反硝化速率的曲线比较一致。

2.5 N_2O 总排放量和反硝化损失量

小麦季土壤 N_2O 排放总量和反硝化($\text{N}_2\text{O} + \text{N}_2$)排放总量见表 1。在不同氮肥施用量下, N_2O 排放量为 $0.40 \sim 0.54 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,反硝化($\text{N}_2\text{O} + \text{N}_2$)排放量为 $0.35 \sim 1.00 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,反硝化排放量高于 N_2O 排放量。在不同氮肥品种下, N_2O 排放量为 $0.40 \sim 0.67 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,反硝化($\text{N}_2\text{O} + \text{N}_2$)排放量为 $0.35 \sim 1.11 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$,处理间差异显著($P < 0.05$)。 N_2O 排放量和反硝化排放量大小的顺序都是硝态氮肥 > 酰胺态氮肥 > 铵态氮肥,这表明小麦季

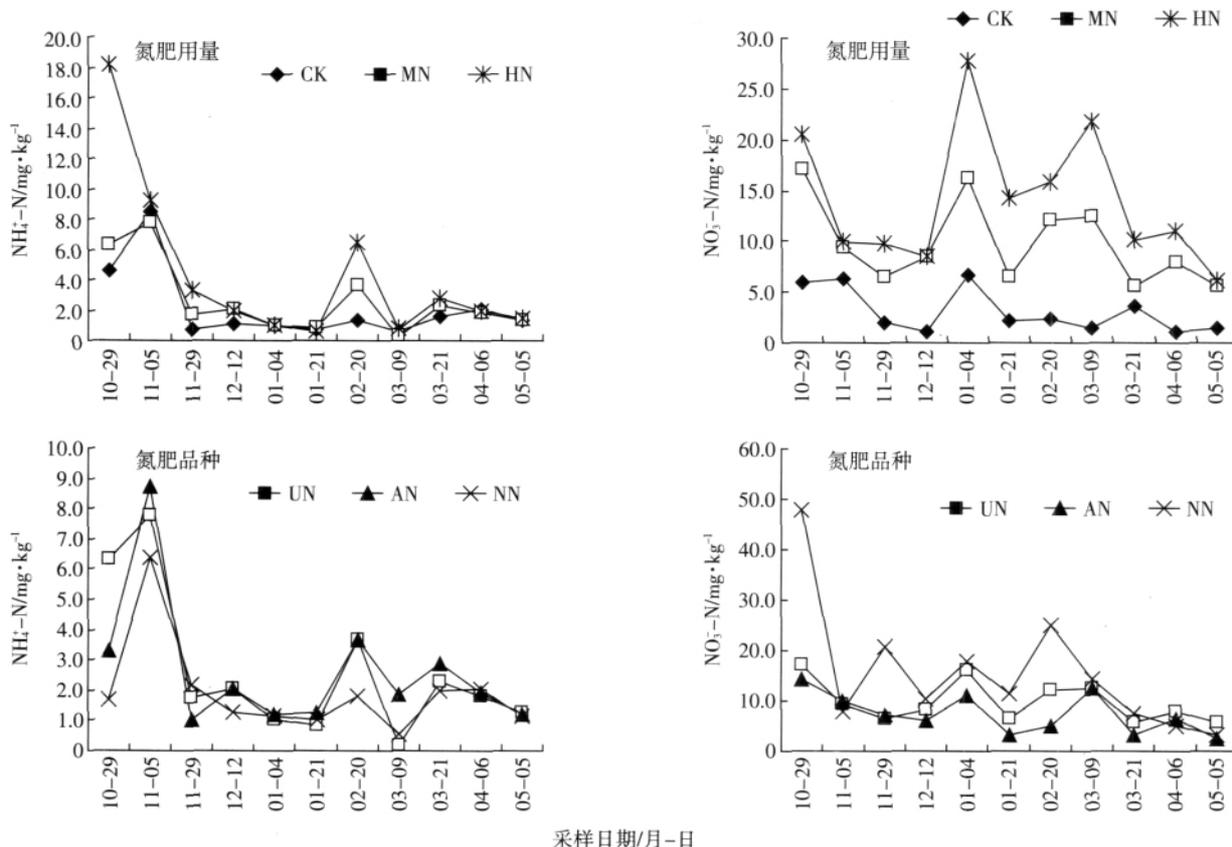


图 6 小麦地铵态氮和硝态氮含量变化

Figure 6 Seasonal changes of ammonium nitrogen and nitrate nitrogen contents

表 1 小麦地 N₂O 排放总量和反硝化排放量及 N₂O/(N₂O+N₂) 比值

Table 1 Total N₂O emission, denitrification loss and N₂O/(N₂O+N₂) ratio in the wheat field

项目	N ₂ O 排放量/kgN·hm ⁻² Emission of N ₂ O	(N ₂ O+N ₂)排放量/kgN·hm ⁻² Emission of(N ₂ O+N ₂)	N ₂ O/ (N ₂ O+N ₂)	N ₂ O 排放系数/% Emission rate of N ₂ O/%	(N ₂ O+N ₂)排放系数/% Emission rate of(N ₂ O+N ₂)/%
氮肥水平 Nitrogen fertilizer application rates					
0	0.40b	0.35B	1.15(ns)	-	-
150 kg·hm ⁻²	0.52ab	0.92A	0.56(ns)	0.08	0.38
250 kg·hm ⁻²	0.54a	1.00A	0.55(**)	0.06	0.26
氮肥品种 Nitrogen fertilizer types					
无氮 CK	0.40b	0.35b	1.15(ns)	-	-
尿素 UN	0.52ab	0.92a	0.56(ns)	0.08	0.38
硫酸铵 AN	0.46ab	0.77ab	0.60(*)	0.04	0.28
硝酸钾 NN	0.67a	1.11a	0.60(ns)	0.18	0.50

注 (1)表中字母为同一列数据间的数据多重比较结果。大写字母表示在 0.01 水平显著,小写字母表示在 0.05 水平显著 (2)括号内的符号表示同一行数据间的成对比较结果。ns 差异不显著,** 显著水平为 0.01,* 显著水平为 0.05;下同。

Note (1)Each value represents the mean(M±SE) of three replications. Means within the same column followed by capital (small) letters are significantly different at P≤0.01 (P≤0.05). (2)Symbols in brackets means the result of paired comparison for the data. ns no significance,** P≤0.01,* P≤0.05. The same below.

中反硝化作用也强于硝化作用,但反硝化产物主要以 N₂O 为主。

玉米收割后短短的 1 个月休闲期内, N₂O 排放量和反硝化排放量也很大(表 2)。从 N₂O 排放量来看, 3

个氮肥品种的 N₂O 排放量在 0.15~0.19 kg·hm⁻² 之间, 而不施氮肥处理仅为 0.05 kg·hm⁻², 施氮与不施氮差异显著(P<0.05)。从反硝化排放量来看, 硝态氮肥处理达到了 1.84 kg·hm⁻², 是其他两种氮肥处理的 4.6~8

表 2 玉米收割后休闲期内 N_2O 排放总量和反硝化排放量及 $N_2O/(N_2O+N_2)$ 比值
Table 2 Total N_2O emission, denitrification loss and $N_2O/(N_2O+N_2)$ ratio during the fallow stage

项目	N_2O 排放量 Emission of $N_2O/kgN \cdot hm^{-2}$	(N_2O+N_2) 排放量 Emission of $(N_2O+N_2)/kgN \cdot hm^{-2}$	$N_2O/(N_2O+N_2)$
无氮 CK	0.05b	0.24B	0.20(**)
尿素 UN	0.15a	0.40B	0.39(**)
硫酸铵 AN	0.19a	0.23B	0.82(ns)
硝酸钾 NN	0.15a	1.84A	0.08(**)

倍,显著高于施用酰胺态氮和铵态氮处理($P<0.01$)。这表明氮肥品种不同对休闲期玉米地 N_2O 排放的影响也是很明显的。从 $N_2O/(N_2O+N_2)$ 来看,除硫酸铵处理为 0.82 外,其他 3 个处理值在 0.08~0.39 之间。成对样本 t -检验分析结果表明, N_2O 排放量与反硝化排放量差异显著,说明在休闲期土壤中 N_2O 排放还是以反硝化作用为主,这主要是由降雨量大引起的。

对全年土壤 N_2O 排放速率和反硝化速率与土壤氮素含量的关系进行相关分析,发现在不施氮处理下, N_2O 排放速率与铵态氮、硝态氮以及无机氮总量间不存在相关关系;反硝化速率与无机氮含量总量呈显著相关 ($r=0.561$ $P<0.05$ $n=15$),与铵态氮 ($r=0.421$ $n=15$)和硝态氮($r=0.504$ $n=15$)存在正相关关系,但相关性不显著。在施氮处理下, N_2O 排放通量与铵态氮、硝态氮和无机氮总量存在显著的正相关关系,相关系数分别为 0.517($P<0.05$ $n=15$)、0.781($P<0.01$ $n=15$)和 0.794($P<0.01$ $n=15$)。反硝化速率与铵态氮、硝态氮和无机氮总量也存在显著的正相关关系,相关系数分别为 0.653、0.822 和 0.857,显著水平达 0.01。可见土壤中无机氮含量是影响硝化反硝化作用的主要限制因子,施用硝态氮肥能保证本区作物的经济产量,同时能减少系统 N_2O 排放,减轻土壤氮素气态氮损失,从而可能降低对大气环境的负面影响。

3 讨论

3.1 温度对 N_2O 排放通量和反硝化速率的影响

反硝化速率变化与土壤 N_2O 排放通量变化特点相似(Spearson 相关系数为 0.377 $P<0.01$),但反硝化速率比 N_2O 排放通量更高,变化幅度也更大。不同处理间变化趋势基本是一致的,从小麦播种到施用追肥期间, N_2O 排放通量和反硝化速率都很低,施用追肥后中氮处理麦田中 N_2O 排放通量和反硝化速率很快出现了最大值,高氮处理排放速率并没有很快出现最高排放值,而是呈持续增加趋势,直至最大值。其原因是高氮处理施肥量大,土壤中氮素含量很高,在小麦拔节期前不施追肥也能保证小麦的生长,因而追施的

氮肥大部分还保留在土壤中。

土壤温度对 N_2O 产生的生物学过程有着十分重要的影响。在 $-2\sim 25$ °C 的温度范围内,反硝化量的平方根与温度呈直线关系^[5]。一些研究表明, N_2O 的排放通量季节变化与温度之间均存在一定程度的正相关性^[2,16]。郑循华等^[19]通过对稻麦轮作系统 N_2O 排放通量的研究发现, N_2O 排放发生的频率随表层土壤日平均温度的变化呈正态分布,67%的 N_2O 排放量都集中在 $15\sim 25$ °C 范围,高于 25 °C 和低于 15 °C 时的排放量仅分别占 17% 和 16%。因而认为气温的变化决定了土壤温度的季节性变化, N_2O 排放的日变化和季节变化可部分地通过气温的变化来解释。本研究中,进入 3 月土壤温度逐渐升高,土壤微生物活性增强,在有充足的反应底物保证下,硝化反硝化作用增强, N_2O 排放速率大大增加。此后,随着土壤中氮素被植株消耗, N_2O 排放速率降低。此外,土温的升高以及小麦植株的生长,也可促进 N_2O 排放通量和反硝化作用。

3.2 N_2O 总排放量和反硝化损失量比较

从施用氮肥以 N_2O 形式损失来看,通过硝化作用产生的 N_2O 排放损失率为 0.04%~0.18%,通过反硝化作用排放的损失率为 0.26%~0.50%,反硝化作用引起的氮素损失率高于硝化作用引起的损失率,与丁洪等^[4]测量的 N_2O 排放损失率 0.29%~0.65%、反硝化损失率 0.77%~0.88% 以及宋文质等^[11]测定的 N_2O 排放损失率 0.29%~0.35% 等结果相比较,本研究中小麦季所测结果总体上都低于这些研究结果。其原因有可能是北方土壤存在冻融现象,冻融交替促进了土壤硝化作用和反硝化作用。

3.3 氮肥施用促进 N_2O 排放和反硝化作用的机理

氮肥品种不同,所提供的氮素形态也不相同。尿素提供的氮素形态主要为酰胺态氮,硫酸铵和硝酸钾分别提供了铵态氮和硝化态氮形态。在小麦生长季,酰胺态氮肥、铵态氮肥和硝态氮肥的 N_2O 排放量和反硝化排放量差异较大,造成这种差异情况出现的原因是不同的品种氮肥在土壤中的转化,以及多种因子共同

作用造成了不同处理中土壤的微生物活性以及土壤物理化学性质有所差别而引起的^[14]。酰胺态氮肥(尿素)和铵态氮肥(硫酸铵)施入土壤后,将在短时间内水解为 NH₄⁺,然后由硝化作用转化为 NO₃⁻,继而进行反硝化作用。这两种形态氮肥施入土壤后,由于硝化作用和反硝化作用同时都产生 N₂O,而硝态氮肥施入土壤后,只有反硝化菌进行反硝化作用才能产生 N₂O,因而铵态氮肥(包括酰胺态氮)土壤中 N₂O 排放产生量有可能最高^[13]。尿素施入土壤中,由于其水解迅速使得土壤 pH 变化快,会导致亚硝态氮在土壤中累积,而这又会产生 N₂O 排放的另一高峰。

4 结论

小麦生长季节里, N₂O 平均排放通量随着氮肥施用量增加而增大;尿素、硫酸铵、硝酸钾 3 种氮肥品种处理下,硝酸钾处理平均 N₂O 排放通量最大,其次是尿素,硫酸铵处理最小。高氮处理平均反硝化速率高于中氮处理,但氮肥处理明显高于不施氮处理;尿素、硫酸铵、硝酸钾 3 种氮肥品种处理下,平均反硝化速率最快的为硝酸钾处理,其次为尿素,最慢为硫酸铵。可见,氮肥施用明显促进了土壤-植物系统中 N₂O 排放通量和反硝化作用,氮肥施用量水平和 N₂O 排放通量、反硝化作用呈正相关。研究还表明,小麦地 N₂O 释放和反硝化作用与季节有一定相关性,温度较高季节排放量及反硝化作用明显,反之则较弱。

参考文献:

- [1] Bouwman A F. Exchange of greenhouse gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere[C]//Bouwman A F (Ed.). *Soils and the Greenhouse Effect*. New York, USA: Wiley Press, 1990.
- [2] Bremner J M, Robbins S G, Blackmer A M. Seasonal variability in emission of nitrous oxide from soil[J]. *Geophysical Research Letters*, 1980, 7(9): 641-644.
- [3] Cicerone R J. Analysis of source and sinks of atmospheric nitrous oxide (N₂O)[J]. *Journal of Geophysical Research*, 1989, 94: 18265-18271.
- [4] 丁洪,蔡贵信,王跃思,等.玉米-小麦轮作系统中氮肥反硝化损失与 N₂O 排放量[J]. *农业环境科学学报*, 2003, 22(5): 557-560. DING Hong, CAI Gui-xin, WANG Yue-si, et al. Nitrification-denitrification loss and N₂O emission from maize-wheat rotation system in North China[J]. *Journal of Agro-Environmental Science*, 2003, 22(5): 557-560.
- [5] Dorland S, Beauchamp E G. Denitrification and ammonification at low soil temperature[J]. *Soil Science*, 1991, 71: 293-303.
- [6] Gerard L, Velthof P J, Kuikman O O. Nitrous oxide emission from soils amended with crop residues[J]. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 2002, 62: 249-261.
- [7] IPCC. Climate change 2001 synthesis report: Third assessment report of the intergovernmental panel on climate change [R]. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 2001.
- [8] IPCC. Climate Change 1994, Radiative Forcing of climate change and evaluation of the IPCC IS92 emission scenarios[R]. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 1995.
- [9] McKenney D J, Wade D L. Rate of N₂O evolution from N-fertilized soil[J]. *Geophysical Research Letters*, 1978, 5(9): 777-780.
- [10] Pathak H, Nedwell D B. Nitrous oxide emission from soil with different fertilizers, water levels and nitrification inhibitors[J]. *Water, Air and Soil Pollution*, 2001, 129: 217-228.
- [11] 宋文质,王少彬,曾江海,等.华北地区旱田土壤氧化亚氮的排放[J]. *环境科学进展*, 1997, 5(4): 49-54. SONG Wen-zhi, WANG Shao-bin, ZENG Jiang-hai, et al. Emission of nitrous oxide from dryland in Northern China[J]. *Advances in Environmental Science*, 1997, 5(4): 49-54.
- [12] 王立刚,李虎,邱建军,黄淮海平原典型农田土壤 N₂O 的排放特征[J]. *中国农业科学*, 2008, 41(4): 1248-1254. WANG Li-gang, LI Hu, QIU Jian-jun. Characterization of emissions of nitrous oxide from soils of typical crop fields in Huang-Huai-Hai Plain[J]. *Scientia Agricultura Sinica*, 2008, 41(4): 1248-1254.
- [13] Webb J A. Nitrous and nitrogen oxide fluxes from turfgrass following application of ammonium nitrate, urea and slow-release urea[M]. Master thesis, the University of Guelph, 1997.
- [14] Williams E J, Hutchinson G L, Fehsenfeld F C. NO_x and N₂O emissions from soil[J]. *Global Biogeochemistry Cycles*, 1992, 6: 351-388.
- [15] 徐文彬,洪业汤,陈旭晖,等.贵州省旱田土壤 N₂O 释放及其环境影响因素[J]. *环境科学*, 2000, 21(1): 7-11. XU Wen-bin, HONG Ye-tang, CHEN Xu-hui, et al. N₂O emission from upland soils in Guizhou and its environmental controlling factors[J]. *Environmental Science*, 2000, 21(1): 7-11.
- [16] 徐文彬,刘维屏,刘广深.温度对旱田土壤 N₂O 排放的影响研究[J]. *土壤学报*, 2002, 39(1): 1-8. XU Wen-bin, LIU Wei-ping, LIU Guang-shen. Effect of temperature on N₂O emission from sub-tropical upland soils[J]. *Acta Pedologica Sinica*, 2002, 39(1): 1-8.
- [17] 于亚军,朱波,荆光军.成都平原土壤-蔬菜系统 N₂O 排放特征[J]. *中国环境科学*, 2008, 28(4): 313-318. YU Ya-jun, ZHU Bo, JING Guang-jun. N₂O Emission from soil-vegetable system and impact factors in Chengdu Plain of Sichuan Basin[J]. *China Environmental Science*, 2008, 28(4): 313-318.
- [18] 郑循华,王明星,王跃思.华东稻田 CH₄ 和 N₂O 排放[J]. *大气科学*, 1997, 21(2): 231-237. ZHENG Xun-hua, WANG Ming-xing, WANG Yue-si, et al. CH₄ and N₂O emissions from rice paddy fields in Southeast China[J]. *Scientia Atmospherica Sinica*, 1997, 21(2): 231-237.
- [19] 郑循华,王明星,王跃思.温度对农田 N₂O 产生与排放过程的影响[J]. *环境科学*, 1997, 18(5): 1-5. ZHENG Xun-hua, WANG Ming-xing, WANG Yue-si, et al. Impacts of temperature on N₂O production and emission[J]. *Environmental Science*, 1997, 18(5): 1-5.